



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL - PPGECA

FRANCISCA KAMILA AMANCIO FRUTUOSO

LAGOAS DE TRANSBORDO APLICADAS AO MELHORAMENTO DE
EFLUENTES DESTINADOS A LAGOAS DE POLIMENTO DE BATELADA
SEQUENCIAL

Campina Grande – PB
Fevereiro de 2020

FRANCISCA KAMILA AMANCIO FRUTUOSO

**LAGOAS DE TRANSBORDO APLICADAS AO MELHORAMENTO DE
EFLUENTES DESTINADOS A LAGOAS DE POLIMENTO DE BATELADA
SEQUENCIAL**

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito à obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Adrianus Cornelius van Haandel

Coorientadora: Prof.^a. Dr.^a. Silvânia Lucas dos Santos

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2020

F9451 Frutuoso, Francisca Kamila Amancio.

Lagoas de transbordo aplicadas ao melhoramento de efluentes destinados a lagoas de polimento de batelada sequencial / Francisca Kamila Amancio Frutuoso. – Campina Grande, 2020.

81 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2020.

"Orientação: Prof. Dr. Adrianus Cornelius van Haandel;
Coorientação: Prof.^a Dr.^a Silvânia Lucas dos Santos".

Referências.

1. Tratamento de Esgoto. 2. Lagoa de Estabilização. 3. UASB.
4. Lagoa de Polimento em Bateladas Sequenciais. 5. Lagoa de Transbordo. I. Haandel, Adrianus Cornelius van. II. Santos, Silvânia Lucas dos III. Título.

CDU 628.35(043)

FRANCISCA KAMILA AMANCIO FRUTUOSO

**LAGOAS DE TRANSBORDO APLICADAS AO MELHORAMENTO DE
EFLUENTES DESTINADOS A LAGOAS DE POLIMENTO DE BATELADA
SEQUENCIAL**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
CAMPINA GRANDE, COMO REQUISITO À OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Aprovado em: **07/02/2020**

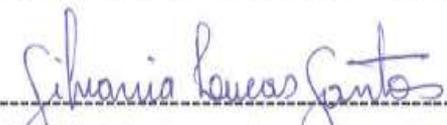
COMISSÃO EXAMINADORA

PARECER



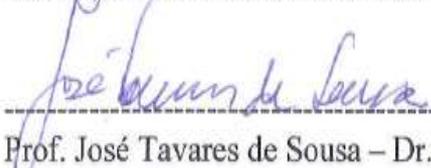
Prof. Adrianus Cornelius Van Haandel – Dr.





Prof.ª Silvânia Lucas dos Santos – Dr.ª





Prof. José Tavares de Sousa – Dr.





Prof. Heraldo Antunes Filho Silva – Dr.



Campina Grande – PB

Fevereiro de 2020

À toda minha família, querida mãe querida. Evânia, por todo o amor, carinho, compreensão, paciência e cuidado durante essa jornada, em especial a minha mãe, que sempre esteve ao meu lado me apoiando e encorajando-me com seus sábios conselhos. Nos momentos mais difíceis suas palavras de afeto e amor foram fundamentais para chegar até onde estou.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a **DEUS**, pela sua bondade e graça em me proporcionar a conclusão de mais essa fase na minha vida, na qual nos momentos mais difíceis foi Sua mão que me sustentou.

À toda minha família, em especial à minha querida mãe Evânia, por todo o amor e apoio que tem me dedicado todos esses anos, sempre me encorajando a buscar meus objetivos e o mais importante instruindo-me a ser uma pessoa temente a Deus. A meu irmão Israel e meu querido pai José Gomes, por apoio e ajuda sempre que precisei.

Ao meu orientador Adrianus van Haandel, agradeço pelos vastos conhecimentos transmitidos, pela paciência, ajudando-me em todos os momentos da pesquisa, me transmitindo toda uma experiência de vida e carreira, com toda certeza é imensurável medir o quanto cresci nesses dois anos. Tenho certeza que a experiência vivenciada e os ensinamentos repassados levarei por toda minha vida, meu sincero obrigada, e desculpas pelas “perturbações”. De igual modo, meus agradecimentos a minha coorientadora Silvânia Santos.

Meus agradecimentos a todo o grupo GPTE – Grupo de Pesquisa em Tratamento de Esgoto - que muitas vezes tornaram um trabalho árduo e cansativo mais leves e suportáveis, em especial aos integrantes da velha guarda: Lincoln, Carlos, Rodrigo, Isa, Martina e Camila. Não me esquecendo da importante contribuição do nosso querido seu João, que sempre esteve disponível a montar e monitorar os sistemas sempre que necessário.

Aos colegas e amigos do programa que entraram juntos comigo nessa luta e busca por esse título, em especial aos meus amigos: Lorena, Yuciara, Auriberto e Shalana. A última supracitada me vale discorrer algumas linhas a mais, pois com ela dividi muito mais do tempo e dos meus momentos. Dividimos AP por um ano e meio, e foi ela que me deu apoio nos dias mais difíceis, era ela que fazia um café e me chamava pra conversar no dia que não estava nada bem. Meu muito obrigada amiga/irmã, entre tantas diferenças não poderíamos sermos mais iguais. Meu crescimento além de acadêmico foi muito mais pessoal, humano e isso devo a essa pessoa. Ao meu amigo Auriberto também vale destacar meus sinceros agradecimentos, já que foi ele quem abraçou essa jornada comigo desde o início, sendo aquele amigo da graduação para a vida.

Não poderia deixar de agradecer a uma pessoinha que nos últimos meses tanto tem aguentado meus abusos e estresses, me apoiado e encorajando. Muito obrigada Felipe, você tem sido muito especial para mim.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA), aos professores que o compõe. A UFCG, CAPES e CNPq que proporcionam a inúmeros alunos o conhecimento do mundo da ciência, da pesquisa e do desenvolvimento.

E a todos àqueles não citados, lembrando-os que são igualmente importantes, a qual de alguma forma contribuíram e tornaram possível mais essa titulação, em especial aos professores/amigos que fiz na época da graduação. Dentre tantos professores uma foi quem mais me impulsionou a seguir por esse caminho, e cumpro aqui um promessa feita lá atrás, em que nessa eu a citaria nos meus futuros agradecimentos, muito obrigada minha querida orientadora de TCC, Yannice Tatiane.

Por fim, não menos importante, agradeço à banca examinadora, os professores José Tavares de Sousa e Heraldo Antunes Silva Filho, como examinadores externo, que disponibilizaram de seu tempo, contribuindo no melhoramento desse trabalho.

“Se enxerguei mais longe, foi porque me apoiei sobre os ombros de gigantes”.

(Isaac Newton)

RESUMO

Pesquisas recentes mostram que a combinação reator UASB + lagoa de polimento em regime de bateladas sequenciais (LPBS) para o tratamento de esgoto produz uma qualidade de efluente muito melhor que um sistema convencional de lagoas de estabilização em uma área menor. Para operar a lagoa de polimento com bateladas sequenciais pode ser conveniente ter uma lagoa de transbordo que recebe efluente do reator UASB com fluxo contínuo e alimenta as lagoas de polimento em bateladas, pois essas podem facilitar a operação do sistema, bem como melhorar a qualidade do efluente. No presente trabalho operaram-se três lagoas de transbordo em escala piloto, com diferentes profundidades e em tempos de permanência entre 1,5 e 3 dias, analisando-se seu desempenho quanto a parâmetros físico-químicos. A eficiência de remoção das variáveis avaliadas variou em função da profundidade e TDH. A saber a remoção de DQO variou de 51% a 14%, diminuindo do maior TDH para o menor. Para os sólidos ótimas remoções foram observadas, com concentrações finais semelhantes com relação ao TDH. Quanto aos ovos de helmintos boas eficiências de remoção também foram encontradas, com mais de 90% para todas as lagoas e TDH analisados. Para clorofila *a* maiores concentrações foram observadas na lagoa LT1, entre 160 a 322 µg/L. Semelhantemente a eficiência de remoção de sulfeto foi maior na lagoa LT1, com desempenhos variando de 64% a 95%, as demais lagoas (LT2 e LT3) tiveram remoção parcial entre 23% a 60%. As concentrações de OD, apesar de baixas, também foram maiores na lagoa LT1 (entre 1 e 0,4 mg/L). Por fim as concentrações de CO₂ demonstraram eficientes dessorção, entre 40% a 80% de remoção, provocando uma redução da acidez e conseqüentemente diminuiu o tempo para aumentar o pH na lagoa de polimento subsequente. Conclui-se, portanto, que as lagoas além de funcionarem como tanque de equalização, executam outras tarefas eficientemente. Na qual, ressalta-se que a tarefa mais importante observada foi a retenção das partículas de lodo descarregadas do UASB junto com seu efluente. Bem como pode-se provar que as lagoas de transbordo podem ser consideradas uma boa alternativa de tratamento a fim de melhorar efluentes destinados a lagoas de polimento.

Palavras-Chave: Tratamento de esgoto, Lagoa de estabilização, UASB, Lagoa de polimento em bateladas sequenciais, lagoa de transbordo.

ABSTRACT

Recent research shows that the combination of a UASB reactor + a polishing pond in a sequential batch regime (LPBS) for sewage treatment produces a much better effluent quality than a conventional stabilization pond system in a smaller area. To operate the polishing pond with sequential batches, it may be convenient to have an overflow pond that receives effluent from the UASB reactor with continuous flow and feeds the batch polishing ponds, as these can facilitate the operation of the system, as well as improve the quality of the system effluent. In the present work, three transshipment lagoons were operated on a pilot scale, with different depths and in residence times between 1.5 and 3 days, analyzing their performance in terms of physical-chemical parameters. The removal efficiency of the evaluated variables varied according to depth and HRT. The COD removal ranged from 51% to 14%, decreasing from the highest HRT to the lowest. For solids optimal removals were observed, with similar final concentrations in relation to TDH. As for helminth eggs, good removal efficiencies were also found, with more than 90% for all ponds and HRT analyzed. For chlorophyll the highest concentrations were observed in the LT1 lagoon between 160 to 322 $\mu\text{g} / \text{L}$. Similarly, the sulfide removal efficiency was higher in the LT1 lagoon, with performances ranging from 64% to 95%, the other lagoons (LT2 and LT3) had partial removal between 23% to 60%. The OD concentrations, although low, were also higher in the LT1 lagoon (between 1 and 0.4 mg / L). Finally, the CO_2 concentrations demonstrated efficient desorption, between 40% to 80% removal, causing a reduction in acidity and consequently decreasing the time to increase the pH in the subsequent polishing pond. It's concluded, therefore, that the lagoons, in addition to functioning as an equalization tank, perform other tasks efficiently. In which, it is emphasized that the most important task observed was the retention of the sludge particles discharged from the UASB together with its effluent. As well as it can be proved that the overflow ponds can be considered a good treatment alternative in order to better effluents destined for polishing ponds.

Key Words: Sewage treatment; stabilization ponds; UASB reactor; sequential batch polishing pond; transfer ponds.

Sumário

1. Introdução.....	16
2. Objetivos	18
2.1. Objetivo Geral.....	18
2.2. Objetivos Específicos	18
3. Referencial Teórico	19
3.1. Sistema de Lagoas de Estabilização	19
3.2. Lagoas de Polimento.....	20
3.3. Lagoas de Polimento em Batelada Sequencial	22
3.4. Lagoas de Transbordo.....	23
3.4.1. <i>Sulfeto de Hidrogênio</i>	25
3.4.2. <i>Remoção de CO₂</i>	27
3.4.3. <i>Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos em reatores UASB e lagoas ...</i>	30
3.4.4. <i>Remoção de Ovos de Helmintos</i>	31
4. Metodologia.....	34
4.1. Área de estudo	34
4.2. Reator UASB e Lagoas de Transbordo.....	35
4.3. Fases Experimentais	38
4.4. Monitoramento e avaliação dos sistemas de tratamento.....	39
4.5. Verificação da oxidação de sulfeto	40
4.6. Análise estatística	42
5. Resultados e Discussão.....	43
5.1. Caracterização geral do efluente do reator UASB	43
5.2. Desempenho das Lagoas de Transbordo.....	44
5.2.1. <i>Remoção de DQO</i>	44
5.2.2. <i>Remoção de sólidos</i>	47

5.2.3.	<i>Remoção de Ovos de Helminthos</i>	51
5.2.4.	<i>Clorofila a</i>	52
5.2.5.	<i>Remoção de Sulfeto Total</i>	54
5.2.6.	<i>Oxigênio Dissolvido</i>	57
5.2.7.	<i>Acidez e remoção de CO₂</i>	59
5.3.	Análise de variância (ANOVA) e o Teste Tukey	61
5.4.	Análise da viabilidade técnica das Lagoas de Transbordo	72
6.	Conclusão	74
	REFERÊNCIAS	75

Lista de Figuras

Figura 1 – Diagrama da distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso em função do pH, a uma temperatura de 25°C.....	26
Figura 2- Diagrama de Deffeyes para temperatura de 25 °C.....	30
Figura 3 - Localização da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES).....	34
Figura 4 – Vista aérea da EXTRABES e do condomínio residencial.	35
Figura 5 - Sistema de Lagoas de Transbordo.	36
Figura 6 – Desenho técnico das Lagoas de Transbordo.	37
Figura 7 - Fluxograma do sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de Lagoas de Transbordo.	37
Figura 8 – Acessórios utilizados no sistema de descarga e alimentação das lagoas de Transbordo, painel de controle com os temporizadores industriais e na sequência a eletrobomba universal.....	38
Figura 9 – Teste de DBO adicionado de sulfeto, para verificação da oxidação de sulfeto.	41
Figura 10 - Concentrações de DQO (mg/L) do reator UASB e das lagoas nas três diferentes fases experimentais, considerando-se DQO decantada.	46
Figura 11 – Relação linear entre a concentração média de clorofila <i>a</i> e a concentração média de sólidos totais, para cada lagoa.....	49
Figura 12 – Sólidos Suspensos Totais (mg/L) das três lagoas, nas diferentes fases.	50
Figura 13 – Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das três lagoas, nas diferentes fases...	50
Figura 14 – Ovos de helmintos encontrados nas amostras analisadas (a) <i>Ascaris lumbricoides</i> (b) <i>Ancylostoma sp.</i> e (c) <i>Enteróbios vermiculares</i>	52
Figura 15 – Clorofila <i>a</i> da primeira fase (a), segunda fase (b) e terceira fase (c).	53
Figura 16 - Concentrações de Sulfeto Total (mg/L) do reator UASB e das lagoas nas três diferentes fases experimentais.....	55

Figura 17 – Valores médios de pH para o reator UASB e para as LT, nas três fases analisadas.....	56
Figura 18 – Consumo de oxigênio em um teste específico para verificação da possível oxidação biológica de sulfeto (a) primeira fase (b) segunda fase e (c) terceira fase.	57
Figura 19 – Concentração de oxigênio dissolvidos (mg/L) no efluente da saída das lagoas, nas três fases experimentais.....	58
Figura 20 – Perfil de OD ao longo do dia das lagoas na primeira fase (a); segunda fase (b); e terceira fase (c).....	58
Figura 21 – Concentração de CO ₂ em meq/L, nas três diferentes fases e nas três lagoas.	59
Figura 22 – Representação gráfica do teste de Tukey, com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase em relação a DQO.	61
Figura 23 - Representação gráfica do teste de Tukey dos SST (a) com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase e (b) representando as concentrações médias.....	64
Figura 24 - Representação gráfica do teste de Tukey dos SSV (a) com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase e (b) representando as concentrações médias.....	66
Figura 25 - Representação gráfica do teste de Tukey, com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase em relação a eficiência de remoção de Sulfeto.....	68
Figura 26 - Representação gráfica do teste de Tukey, com representação de C da concentração média das lagoas em cada fase em relação ao OD.	69
Figura 27 - Representação gráfica do teste de Turkey, com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase em relação a eficiência de remoção de CO ₂	70

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Dimensões das Lagoas de Transbordo.	36
Tabela 2 - Análises físico-químicas realizadas para o monitoramento do sistema de tratamento.	39
Tabela 3 – Concentrações médias de parâmetros analisados do afluente e efluente do reator UASB, a nível de caracterização destes.	43
Tabela 4 - Estatística descritiva para concentrações de DQO do UASB e lagoas da primeira fase experimental (TDH de 3 dias).	44
Tabela 5 - Estatística descritiva para concentrações de DQO bruta e decantada do UASB e lagoas da segunda fase experimental (TDH de 2 dias).	45
Tabela 6 - Estatística descritiva para concentrações de DQO do UASB e lagoas da terceira fase experimental (TDH de 1,5 dias).	46
Tabela 7 - Estatística descritiva para concentrações de sólidos suspensos do UASB e lagoas da primeira fase experimental.	48
Tabela 8 - Estatística descritiva para concentrações de sólidos suspensos do UASB e lagoas da segunda fase experimental.	48
Tabela 9 - Estatística descritiva para concentrações de sólidos suspensos do UASB e lagoas da terceira fase experimental.	48
Tabela 10 – Concentração de ovos de helmintos e porcentagem qualitativa do Reator UASB e das lagoas em cada fase experimental.	51
Tabela 11 - Estatística descritiva para concentrações de Sulfeto total do UASB e lagoas da primeira fase experimental.	54
Tabela 12 - Estatística descritiva para concentrações de Sulfeto total do UASB e lagoas da segunda fase experimental.	54
Tabela 13 - Estatística descritiva para concentrações de Sulfeto total do UASB e lagoas da terceira fase experimental.	55
Tabela 14 – Médias das concentrações de alcalinidade, acidez e pH, e concentração de acidez no pondo de equilíbrio de saturação do CO ₂ , com respectiva eficiência relativa da remoção da acidez.	60

Tabela 15 – Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de DQO.	61
Tabela 16 – Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de DQO.....	62
Tabela 17 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de SST..	63
Tabela 18 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de SST.....	63
Tabela 19 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de SSV.	65
Tabela 20 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de SSV.....	65
Tabela 21 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de sulfeto.	67
Tabela 22 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de sulfeto.	67
Tabela 23 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de OD...	68
Tabela 24 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de OD.	69
Tabela 25 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de CO ₂ ..	70
Tabela 26 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de CO ₂	71
Tabela 27 – Resumo das interações estatísticas do teste Tukey.....	72

1. Introdução

As lagoas de estabilização convencionais são sistemas de tratamento amplamente empregados em todo o mundo (KEHL *et al.*, 2009, OLUKANNI e DUCOSTE, 2011; VERBYLA *et al.*, 2013), em decorrência da sua fácil operação, manutenção, e bom desempenho (LI *et al.*, 2018; BRYANT, 1986). Apesar de suas vantagens, sua aplicação também está associada a diversas e importantes desvantagens, tais como: grandes áreas para sua implantação (MARA e PEARSON, 1987); elevado acúmulo de lodo (CAVALCANTI, 2002); perda de água por evaporação, elevando desse modo a salinidade do efluente final; geração de odores no entorno do sistema (MARA, 2008); emissão de grandes quantidades de gases do efeito estufa (GLAZ *et al.*, 2016); e alto custo da rede devido à necessidade de afastar o sistema da região urbana (CAVALCANTI, 2009).

Uma alternativa já estudada, porém, ainda pouco empregada, é a combinação de digestores anaeróbios com Lagoas de Polimento (LP). Essa combinação se sobressai em relação aos sistemas convencionais, uma vez que o emprego do digestor anaeróbio, nesse caso específico, o reator UASB, desempenha a mesma função que as lagoas anaeróbias e facultativas na estabilização da matéria orgânica. Assim, o sistema reator UASB com LP passa a ocupar uma área menor, além de não possibilitar a liberação de metano para atmosfera, uma vez que este é eventualmente coletado no reator UASB (DIAS *et al.*, 2014; CAVALCANTI, 2001). Nessas condições, a LP terá a função de tratamento terciário ou pós-tratamento do efluente, com objetivo de remover coliformes termotolerantes (CTT) e nutrientes, bem como o residual de matéria orgânica (ALVES *et al.*, 2011).

As lagoas de polimento surgem também como uma via de desinfecção de efluentes de reator UASB, sabendo-se que estes reatores removem sólidos e matéria orgânica, contudo não removem nutrientes e patógenos. A necessidade da desinfecção desses efluentes tem tomado uma importância muito maior, em decorrência da aplicação desses efluentes para reúso em diversas modalidades (uso agrícola, industrial, municipal), pressionado pela escassez hídrica e, conseqüente aumento da demanda de água (MOSTEO *et al.*, 2013).

Segundo Cavalcanti (2009) as LP são mais eficientes quando operadas em regime de batelada, porque nestas lagoas a do efluente é mínima (número de dispersão próximo

de zero), o que não acontece nas lagoas de fluxo contínuo, melhorando a eficiência do sistema em termos de remoção de CTT e nutrientes. Para viabilizar a operação das LP em regime de bateladas é necessário um tanque de equalização, tendo em vista que o regime de funcionamento do reator UASB é em fluxo contínuo. Nesse contexto, surgem as denominadas Lagoas de Transbordo (LT) que funcionam como tanques de transferência que recebem o efluente do reator UASB e possibilitam o armazenamento e, conseqüentemente, a alimentação das LP em batelada.

No entanto, a LT não pode ser vista apenas como um tanque de equalização, uma vez que esta pode trazer outras vantagens, algumas são listadas por Cavalcanti (2009). A saber, crescimento inicial de algas no efluente da LT, permitindo que este atue como inóculo para LP, de modo que a fotossíntese nesta última ocorra a uma taxa imediata a sua alimentação. A fotossíntese poderá produzir oxigênio dissolvido para oxidação de sulfeto e, desse modo, eliminando parcial ou completamente os maus odores, causando sua melhor aceitação. Redução dos sólidos em suspensão oriundos do reator UASB, e conseqüentemente redução da carga orgânica sobre as LP subsequentes, facilitando a função destas na remoção da concentração residual de material orgânico e dos nutrientes. Proporciona ainda a dessorção de CO₂ o que facilitará o aumento do pH nas LP. Por fim, o tempo de detenção na LT pode favorecer a sedimentação de considerável parte de ovos de helmintos.

Em síntese a LT além de equalizar as flutuações da carga hidráulicas do efluente digerido, facilita a operação das LP, pois possibilita a eliminação de problemas recorrentes dos digestores anaeróbios, impedindo, dessa forma, que esses problemas cheguem às LP. Tais como: as sobrecargas hidráulicas, podendo incluir esgoto bruto quando o fluxo afluente ao reator UASB for excessivo, bem como impedir a passagem de lodo de excesso para as LP (COURAS et al., 2014; CAVALCANTI, 2009; RAMOS, 2008, CHERNICHARO, 2018), lodo este que passaria a estar concentrado em apenas em uma lagoa (LT), facilitando o processo de limpeza (CAVALCANTI, 2009).

As LT abrem abordagem para outras possibilidades, quando provada sua eficiência na remoção de sólidos, ela pode facilmente substituir a estrutura do decantador no reator UASB, retendo sólidos em suspensão descarregados por sedimentação e retornando parte destes para o reator.

A proposta do uso de LT apresenta-se como uma medida promissora no melhoramento de efluentes destinado a LP, fazendo parte de um sistema alternativo (UASB+LT+LP) capaz de solucionar os problemas associados às lagoas de estabilização e proporcionar uma escolha mais eficiente e sustentável.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a viabilidade técnica da aplicação de lagoas de transbordo para o melhoramento de efluentes de reatores UASB, destinados a lagoas de polimento de batelada sequencial.

2.2. Objetivos Específicos

- Verificar a eficiência na remoção de sólidos, ovos de helmintos e DQO da lagoa de transbordo;
- Examinar seu desempenho na redução da concentração de sulfeto da lagoa de transbordo;
- Analisar a variação da acidez pela dessorção de CO₂ na lagoa de transbordo; e
- Avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica e da altura sobre o desempenho da lagoa de transbordo.

3. Referencial Teórico

3.1. Sistema de Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são grandes bacias construídas em terra para o tratamento de águas residuárias, onde ocorrem processos puramente naturais responsáveis pela degradação da matéria orgânica, remoção de organismos patogênicos, e eventual remoção de nutrientes (WATTERS, 1973; MARA e PEARSON, 1987). Lagoas de estabilização tem sido usadas por séculos na Ásia, mas seu uso intencional começou nos anos vinte do século passado, após sua descoberta acidental em 1924 na Califórnia, na cidade de Santa Rosa, onde lagoas foram formadas após entupimento de uma área preparada para infiltração de cascalho (CALDWELL, 1946).

Segundo Mara e Pearson (1987) existem três tipos de lagoas de estabilização, são estas, lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação, usadas geralmente em sequência em sistema de tratamento, essa combinação é conhecida também como Sistema Australiano (PARKER *et al.*, 1950).

As lagoas anaeróbias são dimensionadas para receber a maior carga orgânica, possuem menores áreas e maiores profundidades, geralmente entre 3 e 5 metros, com tempo de detenção de apenas alguns dias (2 a 6 dias), com eficiência de remoção de DBO relativamente baixa (40-60%) (LÉO, 2008). Van Haandel *et al.* (2006) reporta tempo de detenção na faixa de 2 a 5 dias. As lagoas facultativas, invariavelmente vêm em sequência, após as anaeróbias e possuem extensas áreas e profundidades típicas variando de 1 a 2 metros. O dimensionamento das lagoas facultativas vem da necessidade de manter condições aeróbias na camada superficial, o que significa que a taxa de produção de oxigênio não pode ser inferior à taxa de consumo. Por fim, vêm as lagoas de maturação, com profundidades ainda menores que as anteriores. Nestas pressupõem-se que a maior parte da matéria orgânica já tenha sido removida, ficando a função principal a remoção de organismos patogênicos, incluindo bactérias, vírus, protozoários, cistos e ovos de helmintos (LI *et al.*, 2018).

Estas lagoas de estabilização são sistemas amplamente empregado em todo mundo (KEHL *et al.*, 2009, OLUKANNI e DUCOSTE, 2011; VERBYLA *et al.*, 2013), em decorrência da sua aparente fácil operação, manutenção, e bom desempenho (LI *et al.*, 2018; BRYANT, 1986). Contudo, apesar de suas vantagens, sua aplicação também está associada a diversas e importantes desvantagens, tais como:

- Grande área para sua implantação (MARA e PEARSON, 1987);
- Perda de água por evaporação, elevando desse modo a salinidade do efluente final;
- Geração de odores no entorno do sistema, principalmente associada às lagoas anaeróbias, causada pela presença de sulfeto de hidrogênio (H₂S), composto formado no ambiente anaeróbico devido à decomposição de proteínas e à redução do sulfato eventualmente presente no afluente (VAN HAANDEL *et al.*, 2006);
- Emissão de grandes quantidades de gases de efeito estufa, notadamente metano (GLAZ *et al.*, 2016); e
- Alto custo da rede devido ao afastamento do sistema da região urbana.

Outro entrave das lagoas de estabilização é o grande acúmulo de lodo, particularmente nas lagoas anaeróbias, questão crucial para sua sustentabilidade operacional a longo prazo, já que a remoção desse resíduo deve ser em torno de 2-5 anos nas lagoas anaeróbias e a cada 5 a 15 anos para facultativas; em muitos casos o custo da remoção, acondicionamento, tratamento e transporte desse resíduo não é incluído no orçamento de operação e manutenção dos projetos (OAKLEY, 2012).

O alto acúmulo de lodo nessas lagoas é devido a sedimentação de material particulado em águas residuais brutas, uma vez que essa é a principal via de remoção do material orgânico da fase líquida em sistemas convencionais de lagoas de estabilização; resultando, na diminuição do tempo de utilização do sistema. Uma segunda fonte importante de sólidos no lodo do fundo é a floculação de algas e posterior sedimentação na lagoas facultativa. O volume útil das lagoas se reduz gradualmente, de modo que o seu desempenho diminui com o tempo, prejudicando também o desempenho das unidades seguintes (CAVALCANTI *et al.*, 2002).

Ainda segundo Oakley (2012), para que os sistemas de lagoas sejam sustentáveis a longo prazo, é imprescindível que métodos simples de remoção de lodo sejam desenvolvidos e totalmente integrados em seu projeto e operação.

3.2. Lagoas de Polimento

As lagoas de polimento, são assim denominadas para designar lagoas utilizadas especificamente para o polimento de efluentes de reatores UASB, bem como para diferencia-las das lagoas de estabilização, possuem função equivalente as lagoas de maturação, sendo estas projetadas em especial para remoção de patógenos (BASTOS *et al.*, 2011), o material orgânico residual também é removido, contudo o tempo necessário

para essa finalidade é inferior ao outro objetivo. Cavalcanti *et al.* (2001), em seus experimentos com uma lagoa de polimento única, constatou a necessidade de apenas três dias para remoção do material orgânico residual, à medida que a remoção de patógenos a nível de <1000 NPM/100 mL só pode ser evidenciada após 10 dias.

Reatores UASB são digestores anaeróbios de crescente aplicação, particularmente em países emergentes (LETTINGA, 2008). Como descrito por diversos autores (VAN HAANDEL *et al.*, 2006; LETTINGA, 2008; CHERNICHARO *et al.*, 2018) esses sistemas se destaca pelas suas vantagens, boa remoção de matéria orgânica e sólidos, curto tempo de detenção hidráulico e principalmente pelo baixo custo de implantação, manutenção e operação. Contudo é ineficiente na remoção de patógenos e nutrientes, e sua eficiência na remoção de DBO pode ser insuficiente para atender aos padrões exigidos na legislação, o que traz a necessidade de um o pós-tratamento de seu efluente.

Khan (2011) destaca que na utilização apenas do reator UASB, o efluente processado não é adequado para a reutilização na agricultura ou descarga em corpos de água, uma vez que dificilmente seus valores de desempenho atenderão às diferentes diretrizes, nacionais e/ou internacionais.

Outra vertente que obriga a adoção de pós tratamento aos reatores UASB é a crescente escassez hídrica, intensificada pela contaminação por esgoto dos rios e lagos, permitindo nesse âmbito considerar sistemas apropriados para o tratamento de esgoto, a nível de torná-lo dentro dos padrões para a reutilização (KHAN, 2011).

Ainda segundo Khan (2011) a combinação de reatores UASB a um sistema complementar de oxidação biológica de matéria orgânica (aeróbio ou micro-aeróbio) representa uma alternativa promissora. Uma configuração já estudada, com aplicabilidade extremamente ampla para países em desenvolvimento e de clima quente são os reatores UASB seguido por Lagoas de Polimento (CAVALCANTI, 2001; DIAS *et al.*, 2014).

Essa combinação UASB+LP é atraente por manter a configuração de tratamento simples, casando as vantagens do reator UASB a das lagoas de estabilização, como a fácil operação, manutenção e baixo investimento, sem a necessidade de gastos com energia no processo de metabolização dos constituintes indesejados do esgoto (matéria orgânica e nutrientes), além de produzir um efluente final de ótima qualidade microbiológica (remoção de patógenos).

Ainda segundo Cavalcanti et al. (2001) o sistema UASB seguido de lagoas de polimento comparado às lagoas de estabilização possuem algumas vantagens importantes. Primeiro, o menor tempo de detenção hidráulica permite uma redução considerável de sua área, uma das principais desvantagens das lagoas de estabilização. Segundo, ausência da lagoa anaeróbia, fonte de sérios problemas operacionais (mau cheiro, acúmulo de sólidos). Terceiro, ausência de odor, uma vez que os íons (bi) sulfeto que estiverem presentes no esgoto digerido são rapidamente oxidados nas LP. Deste modo, o problema de odores é sensivelmente reduzido, tornando as lagoas de polimento muito mais aplicáveis do que as lagoas de estabilização convencionais próximas ou mesmo dentro das áreas urbanas.

3.3. Lagoas de Polimento em Batelada Sequencial

Todas as lagoas de estabilização e de polimento nos estudos de: (CAVALCANTI, 2001; ASSUNÇÃO & VON SPERLING, 2013; DIAS *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2017) possuem um regime de fluxo contínuo. Essa configuração pode estar associada a algumas limitações, tais como os curtos circuitos, criação de zonas mortas e principalmente a dispersão do efluente (LI *et al.*, 2018). Tal dispersão é regida pelo número de dispersão (d), que segundo Silva (2006) tende ao infinito quando o regime hidráulico é do tipo mistura completa, ou seja há uma condição de dispersão máxima do efluente. Por outro lado quando o fluxo hidrodinâmico é do tipo fluxo pistão, o valor de d tende a zero, isto é zero dispersão do efluente.

Segundo von Sperling (2002), lagoas de maturação ou polimentos de fluxo disperso (regime hidráulico mais próximo da realidade), a eficiência de remoção para constituintes indesejáveis é dada pela Equação 1, na qual é função do d , e quanto menor a dispersão (d) maior é a eficiência.

$$N = \frac{N_0 * 4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 * e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}} \quad \text{Equação 01}$$

$$a = \sqrt{1 - 4k + d}$$

Em que,

N_0 = concentração no afluente;

N = concentração no efluente;

k = coeficiente de decaimento (d-1);

t = tempo de detenção hidráulica (d);

d = número de dispersão (adimensional).

Segundo Cavalcanti *et al.* (2001) mesmo quando as lagoas de polimento são projetadas para operarem em regime de fluxo pistão, há desvio do ideal: mistura é inevitável e conseqüentemente aumenta o número de dispersão da lagoa e, portanto, diminui a eficiência da remoção de coliformes termotolerantes.

Outro regime hidráulico possível para o polimento de efluentes em lagoa é o de bateladas sequenciais, na qual, ao contrário do fluxo contínuo, a lagoa é alimentada instantaneamente e permanece todo efluente no sistema até fim do tempo de permanência determinado. Conforme Cavalcanti (2009), as lagoas de polimento em batelada sequencial é a única forma de se ter um decaimento exponencial de coliformes termotolerantes, uma vez que o número de dispersão neste caso tende a zero, em seus estudos a autora encontrou alta eficiência de remoção (99,99%) com um curto tempo de detenção hidráulica (4 a 5 dias).

Nesse contexto, uma operação diferente deve ser adotada, uma vez que o reator UASB permanece em fluxo contínuo. Há desse modo duas possibilidades: a construção de uma série de lagoas de polimento operadas em paralelo, onde cada lagoa tenha capacidade de receber o volume de esgoto gerado diariamente. Ou por meio de uma lagoa de transferência (lagoa de transbordo), nesta o efluente produzido diariamente é acumulado, e em seguida alimenta as lagoas de polimento em um jato instantâneo (CAVALCANTI, 2009).

Acredita-se que a segunda opção possua mais vantagens em relação a primeira, por fornecer uma operação mais simplificada, uma vez que é possível construir com facilidade um sistema automático de operação das lagoas em regime de bateladas, que apenas acionariam as descargas das LP com posterior alimentação, e assim reduzir os custos operacionais. Nesse caso a LT posterior ao UABT receberia seu efluente continuamente por gravidade, que por sua vez descarregaria diariamente nas lagoas de polimento, também por gravidade, valendo-se da vantagem das LP serem rasas, como consequência, nível mais baixo.

3.4. Lagoas de Transbordo

Lagoas de transbordo, foi o termo usado pela primeira vez por Cavalcanti (2009), assim chamadas para referir-se a uma lagoa alocada pós UASB, contudo, diferentemente das lagoas de polimento, esta possui uma maior profundidade, não exercendo a função de

polimento do efluente, uma vez que não removem nutrientes e coliformes. Cavalcanti (2009), aborda essa etapa como uma possibilidade de operação do sistema de reatores UASB seguido de lagoas de polimento em batelada sequencial, sendo ela um tipo de tanque de transferência.

Todavia, essa etapa pode ser vista muito além de apenas um tanque de transferência, à medida que diversas outras vantagens em sua utilização são ressaltadas por Cavalcanti (2009), principalmente considerando-a como um melhoramento do efluente para ser usado nas lagoas de polimento. Essas vantagens são:

- Crescimento inicial de algas no efluente da LT, permitindo, dessa forma, que este atue como inóculo para LP, de modo que a fotossíntese nesta última ocorra a uma taxa imediata a sua alimentação;
- A fotossíntese inicial também poderá produzir oxigênio dissolvido para oxidação de sulfeto, desse modo eliminando parcial e/ou completamente os maus odores, causando sua melhor aceitação;
- Considerável redução dos sólidos em suspensão oriundos do reator UASB, e conseqüentemente redução da carga orgânica sobre as LP subsequentes, facilitando a função destas na remoção da concentração residual de material orgânico;
- Há nestas também a dessorção de CO₂, provocando diminuição da acidez e conseqüentemente facilitando o aumento do pH nas LP; e
- O tempo de detenção na LT favorece ainda a sedimentação de considerável parte de ovos de helmintos.

A LT além de equalizar as flutuações da qualidade do efluente digerido, promove um melhoramento deste efluente, facilitando a operação das LP, e possibilita a eliminação de problemas recorrentes dos digestores anaeróbios, impedindo, dessa forma, que esses problemas cheguem às LP.

Os problemas mais recorrentes de reatores UASB são as sobrecargas hidráulicas, nesses momentos esgoto bruto pode ser incluído junto ao efluente do reator, bem como favorecer o arraste de lodo de excesso (RAMOS, 2008; COURAS et al., 2014; CHERNICHARO, 2018). Com o uso de LT não haveria problema, uma vez que esta receberia o impacto, bem como passaria a concentrar o lodo proveniente do reator UASB unicamente nela, facilitando o processo de limpeza, que passaria a ser apenas em uma

lagoa ao invés de 4 ou 5 (LP) (CAVALCANTI, 2009). Se necessário essa limpeza, pois segundo Cavalcanti *et al.* (2002), em seu estudo na determinação do acúmulo de lodo em lagoas de polimento, provou que a taxa de acumulação de sólidos no fundo das lagoas de polimento é muito menor do que nas lagoas anaeróbias, a ponto de afirmar que não é necessário realizar limpeza da lagoa durante a vida útil da unidade de pós-tratamento.

As LT abrem abordagem para outras possibilidades, provado sua eficiência na remoção de sólidos, ela poderia substituir a estrutura do decantador no reator UASB, retendo sólidos em suspensão descarregados por sedimentação e retornando parte destes para o reator.

3.4.1. Sulfeto de Hidrogênio

Os Reatores UASB como já apresentados são sistemas bastante atrativos ao tratamento de efluente domésticos, em função de suas várias vantagens, contudo apresentam também algumas limitações, uma destas diz respeito ao gerenciamento de emissões de gases, como o sulfeto de hidrogênio (H₂S) (CHERNICHARO 2010; GARCIA, *et al.*, 2012). Apesar de aparecer em concentrações traços entre 0,005 a 0,2% da composição do biogás (ADRIANE *et al.*, 2013), esse apresenta diversas desvantagens, desde problemas de corrosividade das instalações a insatisfação pública, devido ao seu caráter odorante.

Os sulfetos podem ser formados em condições anaeróbias, onde na presença de compostos orgânicos são reduzidos por bactérias redutoras de sulfato (BRS) ou sulforedutoras (van HAANDEL e van der LUBBE, 2012). Por sua vez os sulfetos combinados a hidrogênio formam os sulfetos de hidrogênio, as Equações (2 e 3) são comuns nesse processo (METCALF; EDDY, 2016):

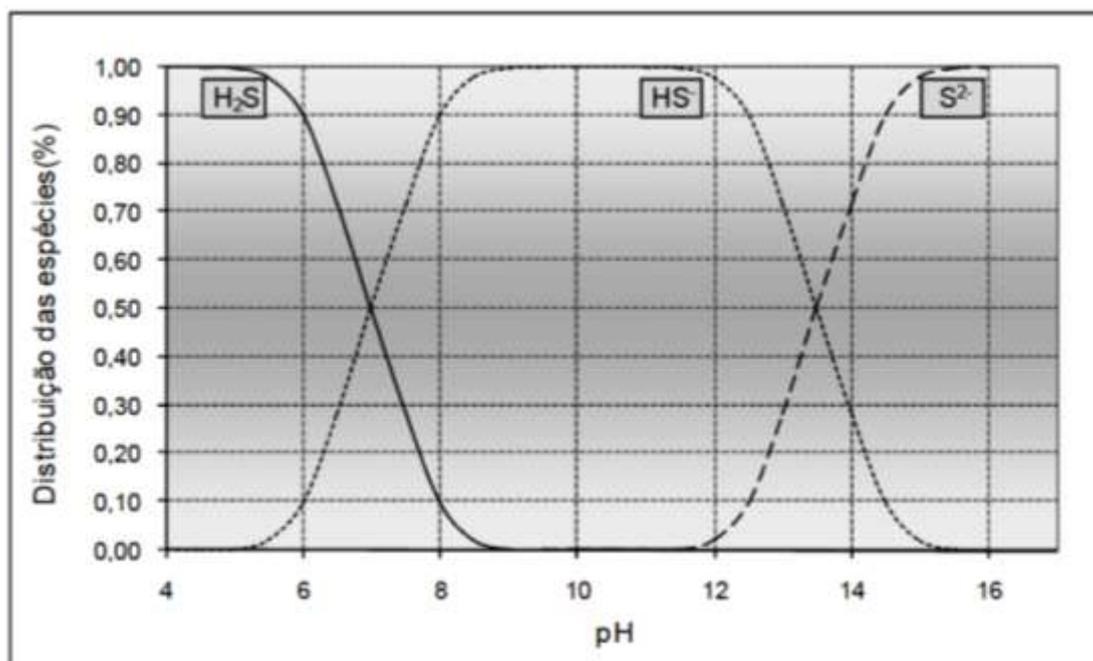


Existem três formas principais do sulfeto presentes em efluentes domésticos (H₂S, HS⁻ e S²⁻), sua concentração por vez depende das condições operacionais de temperatura e pH. A influência da temperatura é devido sua influência nas taxas de reações bioquímicas das formas presentes, já em condições de temperatura não muito variáveis a principal influência se dá pela alteração do pH no meio aquoso. Em meio ácido, para valores de pH abaixo de 5, o sulfeto permanece em forma volátil (H₂S); em meio neutro,

valores de pH em torno de 7, existe aproximadamente 50% de H_2S e 50% de HS^- , a medida que o pH sobe as frações de HS^- são predominante, aparecendo a forma de S^{2-} apenas em valores de pH superiores a 12 (NOYOLA *et al.*, 2006; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019). Na Figura 1 pode ser observada essa distribuição das espécies de sulfeto em função do pH.

O sulfeto de hidrogênio, apesar de tender a ficar em sua fase gasosa, possui uma maior solubilidade em água, e por isso a liberação por transferência na superfície é pouco significativa, (WEF, 1995 *apud* SOUZA, 2012; CHERNICHARO, 2010), sua dissociação acontece, segundo a lei de Henry, quando a concentração do H_2S excede a concentração de saturação. Conforme van Haandel e Lettinga (1994) há uma relação de proporcionalidade entre a pressão parcial do componente para fase gasosa e sua concentração de saturação na fase líquida.

Figura 1 – Diagrama da distribuição das espécies de sulfeto em meio aquoso em função do pH, a uma temperatura de 25°C.



Fonte: Chernicharo, 2007.

Segundo Souza (2010) cerca de 75,1% do sulfato afluente sai do reator como sulfeto dissolvido no efluente, fato considerado bastante negativo para o gerenciamento do efluente, uma vez causa graves problemas de odores na vizinhança, pois o odor desagradável do gás sulfídrico é percebido pelo olfato humano, mesmo em baixíssimas concentrações. Desse modo, torna-se importante uma unidade de tratamento que

possibilite a remoção do H₂S, de modo a eliminar e/ou minimizar esse problema ligado aos odores e consequentemente melhor aceitação do sistema.

As LT, portanto, podem vir a desempenhar esse papel na remoção total ou parcial do H₂S, minimizando assim os maus odores associado a esse gás.

Existem estratégias que evitam ou diminuem a formação e/ou emissão do sulfeto no sistema de tratamento de esgoto, são estes processos físicos, químicos e biológicos. Destes a oxidação biológica é preferível por necessitar de menores custos operacionais, em razão a nenhuma utilização de produtos químicos, e operam em temperaturas e pressão ambiente (TANG *et al.*, 2009).

Segundo Camiloti (2012) bactérias oxidadoras de sulfeto convertem o sulfeto a enxofre elementar na oxidação parcial, ou a sulfato na oxidação completa. Essas conversões se dão em condições aeróbias, anóxicas ou anaeróbias, desde que haja oxigênio, nitrato ou dióxido de carbono atuando, respectivamente, como doadores de elétrons.

Dentro do grupo de microrganismos capazes de oxidar o sulfeto existem: os fotoautotróficos, sob condições anaeróbias, convertem o sulfeto à enxofre elementar ou a sulfato; e as bactérias quimiotróficas que crescem usando o CO₂ como fonte de carbono e a energia química a partir da oxidação de compostos inorgânicos como o sulfeto (SYED *et al.* 2006). Importante ressaltar que as quimiotróficas têm a capacidade de crescer sob diversas condições ambiental, tais como baixas concentrações de oxigênio (SYED *et al.* 2006). Os principais géneros de sulfobactérias, segundo Tang *et al.* (2009) são: *Chromatium*, *Thioalkalicoccus*, *Thiorhodococcus*, *Thiocapsa*, *Thiocystis*, *Thiococcus*, *Thiospirillum*, *Thiodictyon*, *Thiopedia*, *Ectothiohodospira*, *Thiorhodospira* e *Halorhodospira*. A luz é a principal fonte de energia destes microrganismos, embora o crescimento de litoautotrófico venha sendo reportado na ausência de luz.

Segundo Diniz (2015) *apud* Brenner *et al.* (2005a) todas as espécies dessa família, em condições anóxicas e incidência de luz, são capazes de crescer fotolitoautotróficamente com sulfeto como doador de elétrons.

3.4.2. Remoção de CO₂

Em sistemas de lagoas o CO₂ pode ser removido por dois processos, fisicamente por dessorção e biologicamente por meio das reações fotossintéticas. Karim *et al.* (2012)

descreve esses fenômenos em um ecossistema aquático como resultado de um arranjo de entradas e saídas de processos externos e internos, onde considerando uma coluna de água, existe três processos biogeoquímicos principais que dominam a dinâmica do dióxido de carbono em lagos, são estes: a produção e respiração exercida pelos processos fotossintéticos e as trocas atmosféricas.

No caso da dessorção, mecanismo predominante nas lagoas estudadas (LT), é importante entender que a taxa de dessorção depende do gradiente de concentração (água-ar), ou seja, do grau de supersaturação. Quando o meio está supersaturado há um desprendimento do gás para atmosfera, quando for o inverso, baixa concentração do gás solúvel, há uma entrada deste no meio, em ambos os casos até que se atinja um equilíbrio ou saturação, caracterizada quando as trocas gasosas líquidas (entradas e saídas) se aproximam de zero (CAVALCANTI, 2009; KARIM *et al.* 2012, van HAANDEL e van der LUBBE, 2019).

Para avaliar o desempenho de dessorção em termos de eficiência de remoção de CO₂, deve-se comparar a dessorção observada com a máxima teoricamente possível. Para tanto precisa-se saber primeiramente a concentração de saturação de CO₂ em água que está em contato com o ar (van HAANDEL e van der LUBBE, 2019).

A concentração de saturação do CO₂ em água, pode ser encontrado com o auxílio da lei de Henry, sendo esta de 0,5 mg/L (0,01 meq/L) a uma temperatura de 25 °C e 1 atm (LOEWENTHAL E MARAIS, 1976 *apud* CAVALCANTI, 2009). Logo a dessorção de CO₂ em um sistema de lagoa, sem efeito da fotossíntese, acontecerá até atingir esse ponto de equilíbrio. A lei de Henry afirma que quando uma fase líquida e uma fase gasosa estão em equilíbrio, existe uma proporcionalidade entre a concentração de gases na fase líquida e na fase gasosa que se expressa como se segue na Equação 4:

$$C_s = k_d C_g \quad \text{Equação 4}$$

Em que,

C_s = concentração de saturação do gás dissolvido (mg.L⁻¹ ou mmol.L⁻¹);

C_g = concentração do gás na fase gasosa (mg.L⁻¹ ou mmol.L⁻¹);

k_d = coeficiente de distribuição (adimensional). (0,083 a 25 °C, 0,067 a 35 °C).

Vale salientar que em sistema de tratamento de esgoto o valor e a estabilidade do pH são determinados quase que completamente pelo sistema carbônico, isso porque além

da concentração das espécies carbônicas serem predominantes comparados a outros sistemas ácidos-base, a constante de equilíbrio da primeira dissociação ($pK_1=6,3$) é tal que a capacidade de tamponação é maior na faixa neutra do pH (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A determinação desse sistema carbônico na água, pode ser encontrada pela medição de dois dos três parâmetros mensuráveis analiticamente, que são estes: pH, alcalinidade e acidez. Normalmente determina-se os dois primeiros por serem de mais fácil determinação, e de valores mais acurados. É possível a determinação dos demais valores de interesse do sistema carbônico, pois existe uma relação linear entre a alcalinidade e acidez para um determinado pH, uma vez que esses estão sob um equilíbrio iônico, como pode-se observar no diagrama de Deffeyes na Figura 2. Logo, reações que afetam a alcalinidade ou acidez alteram o ponto de equilíbrio iônico (DEFFEYES, 1956 *apud* CAVALCANTI, 2009; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

Segundo Cavalcanti (2009) estequiometricamente a remoção de CO_2 não altera a alcalinidade, mas reduz a acidez em 2 meq (100 mg $CaCO_3$) por mol de CO_2 removido, como é definido pelas Equações 5 e 6 seguintes:

$$\text{Alcalinidade} = 2[CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] + [OH^-] - [H^+] \quad \text{Equação 5}$$

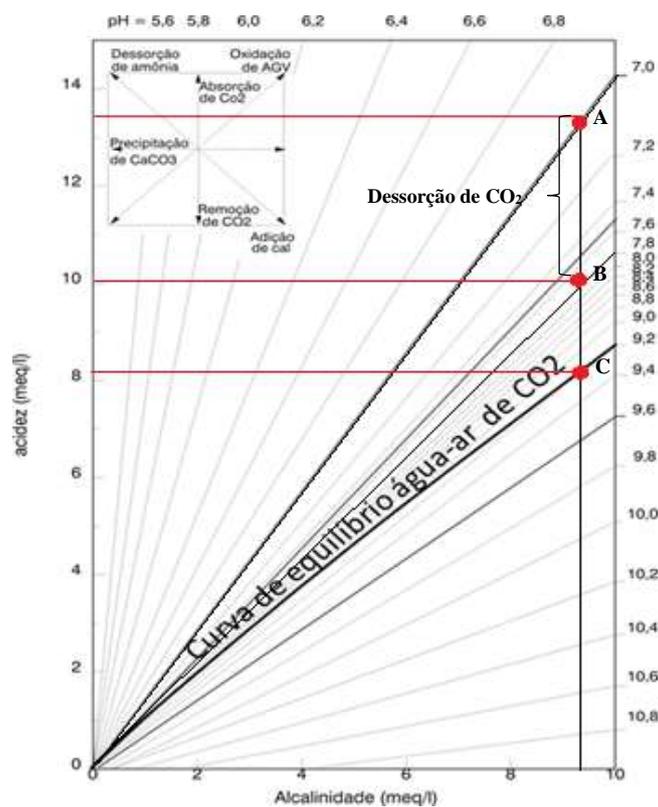
$$\text{Acidez} = 2[CO_2] + [HCO_3^-] + [OH^-] - [H^+] \quad \text{Equação 6}$$

Desse modo, quando o CO_2 é removido provoca um deslocamento vertical no diagrama de Deffeyes, mudando o ponto de equilíbrio iônico, resultando em um aumento do pH, como demonstrado na Figura 2. Pressupondo-se uma alcalinidade de 9,3 meq/l e um pH inicial de 7, a acidez estará em torno de 13,4 (ponto A), esses são valores tipicamente encontrado para efluentes domésticos pós-digestão (característica do efluente UABS dessa pesquisa). Se após dessorção do CO_2 o pH sobe para 7,8, há uma alteração do equilíbrio iônico para o ponto B, reduzindo a acidez para aproximadamente 10,0 meq/l. Essa redução seria equivalente a 65%, considerando a acidez de equilíbrio no ponto de saturação, ou seja a dessorção máxima, de aproximadamente 8,2 meq/l (ponto C).

Alternativamente, a acidez pode ser determinada pela Equação 6, acima citada, sabendo-se que a concentração de CO_2 pode ser expressa em termos da alcalinidade e do pH – parâmetros que são normalmente medidos – como se segue na Equação 7:

$$CO_2 = Alc / \{ (2 \cdot 10^{(pH-pK_2)} + 1) \cdot 10^{(pH-pK_1)} + 10^{(pH-pK_w)} - 10^{-pH} \} \quad \text{Equação 7}$$

Figura 2- Diagrama de Deffeyes para temperatura de 25 °C.



Fonte: van Haandel e van der Lubbe (2019) modificado.

3.4.3. Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos em reatores UASB e lagoas

Na remoção de matéria orgânica e sólidos em sistemas de reatores UASB seguido por lagoas de polimento é importante ressaltar que a maior eficiência está no processo de digestão anaeróbia. Van Haandel e Lettinga (1994) reportam eficiências de carga de DQO removidas de 64% a 72%, para cargas volumétricas aplicadas entre 0,72 e 3,97 kgDQO.m³/dia, corroborando com Jordão e Pessoa (2009), que apresentam valores de remoção de DQO entre 40 a 75% e DBO de 45 a 85%, variando em função do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) e a carga volumétrica de DQO aplicada.

Segundo Cavalcanti (2009) como resultado da boa eficiência dos reatores na remoção de matéria orgânica, as lagoas de polimento são projetadas para remoção de nutrientes e patógenos, não sendo menos importante a remoção residual do material orgânico, adequando o efluente aos padrões de lançamento.

Cavalcanti (2009) apresenta ainda em seus trabalhos a existência de uma tendência na redução de DBO e DQO com o tempo de detenção hidráulica, com exceção

das lagoas de menores profundidades que apresentaram uma maior influência da taxa fotossintética, elevando a concentração de clorofila *a*, e conseqüentemente a DQO. Foi observado ainda que estes parâmetros apresentaram uma variação semelhante.

Foresti *et al* (2006) chama a atenção para importância na perda de sólidos suspensos voláteis no efluente de reatores UASB, destacando a necessidade de melhoria dos projetos, de modo a evitar essas perdas e presumivelmente possibilitando um melhor desempenho do reator.

Segundo van Haandel *et al.* (2006), apesar do sistema de retenção de lodo, o separador trifásico, a retenção de lodo nos reatores anaeróbios é limitada, de forma que, em um dado momento inevitavelmente, caso nenhuma descarga de lodo seja realizada, o reator ficará “cheio” de lodo. Nesse momento o reator anaeróbio irá expelir a biomassa na mesma taxa que está sendo produzida, havendo dessa forma descargas não intencionais de lodo.

Van Haandel *et al.* (2015), enfatiza novamente esse dilema do reator quando este está “cheio”, uma vez que está submetido a máxima biomassa, logo maior idade de lodo e maior eficiência da digestão anaeróbia, porém havendo expulsão de lodo de excesso no efluente final, naturalmente, elevando as concentrações de sólidos suspensos totais e DQO bruta, necessitando neste caso da realização de descargas intencionais do reator, ou a introdução de um dispositivo de separação mais eficiente.

O fato é que o lodo de excesso que invariavelmente sai junto do efluente final pode vir a prejudicar o desempenho das LP, de modo que ao adotar-se um dispositivo de decantação antes delas esse não seria mais um problema. Nesse sentido a LT entre suas vantagens, essa pode também vir a cumprir eficientemente o papel de decantador secundário, evitando que esses sólidos ou outras eventuais instabilidades operacionais dos reatores UASB (COURAS *et al.*, 2014; CAVALCANTI, 2009; RAMOS, 2008, CHERNICHARO, 2018) cheguem às LP.

3.4.4. *Remoção de Ovos de Helminthos*

Sistemas de lagoas (anaeróbias, facultativas, maturação e polimento) destacam-se pela sua alta eficiência na remoção de ovos de helmintos, uma vez que esses sistemas favorecem a operação física de sedimentação destes parasitas, em decorrência dos longos períodos de detenção hidráulica. Cavalcanti *et al.* (2001) em seus estudos no Brasil a respeito da viabilidade de uma única lagoa de polimento, subdividido em faixas usando

defletores, observaram a remoção completa de ovos de helmintos em apenas 3 dias, concluindo que esse desempenho era alcançado quando a carga hidráulica superficial era menor que 0,22 m/dia. Von Sperling *et al.* (2002) e Dias *et al.*, 2014, constataram também semelhante eficiência na remoção de ovos de helmintos.

No entanto, Konaté *et al.* (2013), relatam a necessidade de mais dias para remoção completa desses parasitas. Pesquisando sistema de lagoas convencionais, observaram no esgoto bruto a presença das seguintes espécies de ovos de helmintos: *Ascaris lumbricoides*, *Ancylostoma sp.*, *T. trichiura* e *Trichostrongylus sp.* As duas últimas foram os ovos mais facilmente removidos na lagoa anaeróbia, enquanto que *Ascaris lumbricoides* foram persistentes até as lagoas facultativas e *Ancylostoma sp.* até a lagoa de maturação. A remoção completa dos ovos de helmintos foi observada apenas no efluente da lagoa de maturação (total de 18 dias de tempo de retenção).

Contrária a remoção completa de ovos de helmintos, Chaoua *et al.* (2018), analisando a presença de parasitas intestinais em efluentes de dois sistemas de tratamento de esgoto, lodos ativados e lagoas de estabilização, observaram a persistência de *Ascaris sp.* no efluente final da lagoa de maturação. Concluindo eles que o sistema de tratamento por uma lagoa não é suficientemente eficiente contra ovos de helmintos, pois não atenderia ao padrão de reutilização restrita que estipula que as águas residuais tratadas devem estar livres de ovos de helmintos (CHAOUA *et al.* 2018 *apud* WHO, 2006). Em contrapartida, no sistema de lodos ativados não foram detectados ovos de helmintos, indicando sua maior eficácia.

Tais resultados opostos ao bom desempenho dos sistemas de lagoas pode ser esperado quando considerados possíveis problemas nesses sistemas convencionais, em especial de fluxo contínuo, tais como, a redução do tempo de retenção hidráulica da lagoa devido a curto-circuito, o alto acúmulo de lodo e turbulência de água, retardando, deste modo, as velocidades de sedimentação dos ovos (KONATÉ *et al.*, 2013).

Sengupta *et al.*, (2011), também enfatizam eventos de perturbações, como, água de chuva e bombeamento do efluente e aumento do fluxo hidráulico, causadores de ressuspensão dos ovos, no entanto ressalta que pouco se sabe sobre os processos de ressuspensão de ovos de helmintos sob diferentes condições hidrológicas em ambientes aquáticos (SENGUPTA *et al.*, 2011).

Considerando as lagoas em regime de fluxo laminar, espera-se que a sedimentação de partículas na água siga a lei de Stokes, o que implica que a velocidade de sedimentação depende do tamanho das partículas, diferença na densidade entre as partículas e a água e a viscosidade da água, como descrito pela Equação 8.

$$V_s = \frac{g \cdot (S_p - 1) d_p^2}{18 \cdot V} \quad \text{Equação 8}$$

Em que, V_s – Velocidade de sedimentação dos OH;

g – Aceleração da gravidade (9,81 m/s²);

S_p – Densidade relativa dos OH;

d_p - Diâmetro dos OH (m);

V – Viscosidade cinemática da água.

Cálculos teóricos das velocidades de sedimentação de ovos de helmintos em água limpa usando a lei de Stokes, demonstraram que espécies de *Trichuris* são mais facilmente removidos, por possuir maior velocidade de sedimentação, de aproximadamente 1,53 m/h; seguido por *Ascaris* com velocidade de sedimentação em torno de 0,65 m/h e ovos de *Ancilostomídeos* com 0,39 m/h, por isso os dois últimos são os de mais difícil remoção (SHUVAL, 1978 apud SENGUPTA *et al.*, 2011; KONATÉ *et al.*, 2013). No entanto, segundo Konaté *et al.* (2013) esses cálculos não levam em consideração diferenças nas densidades e morfologias dos vários tipos e estágios de desenvolvimento dos ovos de helmintos, além de não possuírem confirmação experimental.

Resultados semelhantes são reportados por Ayres e Mara (1996), nos quais relatam velocidades médias de sedimentação de 20, 16 e 6 mm/min (1,2; 0,96; 0,36 m/h) para os ovos de *Acaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e *Ancylostomos*, respectivamente.

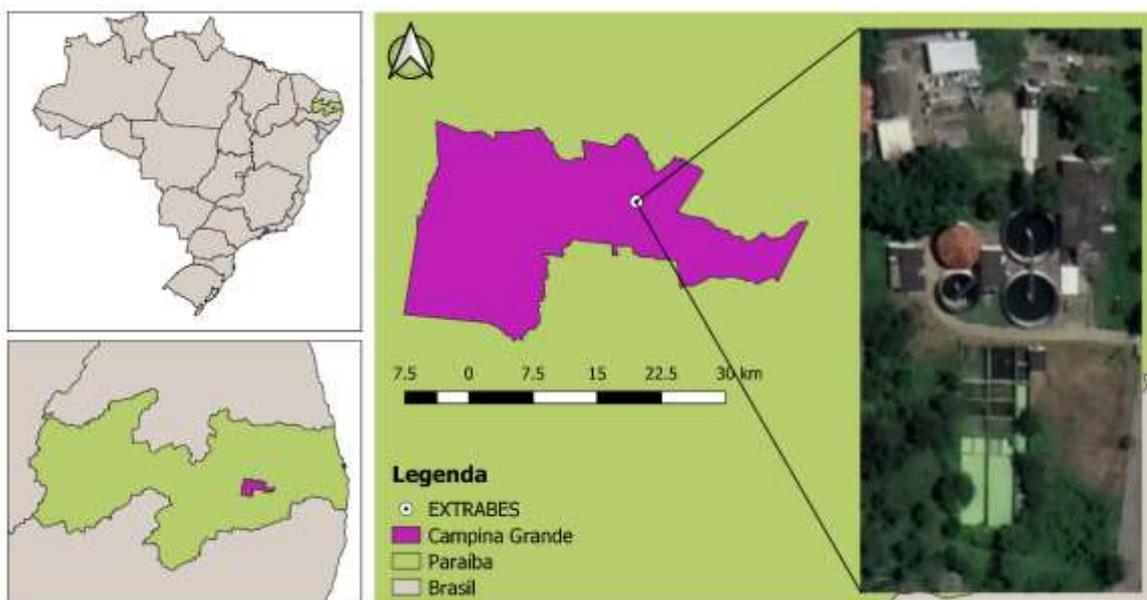
4. Metodologia

4.1. Área de estudo

Os sistemas projetados para a presente pesquisa foram analisados e monitorados na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), unidade pertencente a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), localizada na cidade de Campina Grande, Paraíba, sob coordenadas geográficas de 7° 14' 21.9"S 35° 53' 04.2"W, sua localização pode ser melhor verificada na Figura 3.

Na estação existem duas fontes de esgoto disponíveis para alimentação dos sistemas: o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande, na qual, há um emissário que transporta cerca de 40% do esgoto da cidade. A segunda alternativa, é a disponibilização do esgoto gerado em um condomínio vertical, construído ao lado da EXTRABES, como pode ser observado na Figura 4, esse tem uma vazão de esgoto em torno de 30 m³/d.

Figura 3 - Localização da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES).



Fonte: Autor (2019) (Dados: IBGE; Google Earth).

O efluente utilizado para a pesquisa propositalmente foi a segunda opção, do condomínio residencial, em razão a sua maior carga orgânica, com DQO média de 899 mg/L. A finalidade foi de testar as LT para esgotos sanitários fortes.

O efluente era recolhido por gravidade até um tanque de passagem, e logo em seguida bombeado para os sistema de tratamento existente na estação.

Figura 4 – Vista aérea da EXTRABES e do condomínio residencial.



Fonte: Autor (2019) (Dados: Google Earth).

4.2. Reator UASB e Lagoas de Transbordo

Para o estudo em questão, o efluente utilizado primeiro passava por uma unidade de digestão em um reator UASB, que já se encontrava instalado e em operação no local. Esse reator possuía configuração diferenciada dos reatores UASB convencionais, conforme descrição apresentada por Santos *et al.* (2016), esse foi projetado com um volume de 2,5 m³ e altura de 1,7 m, para tratar uma vazão de até 10 m³/d.

O reator além de estável com lodo estabilizado, passou a ser operado sob carga máxima de biomassa, sem a realização de descargas intencionais de lodo. Tal operação foi proposital, uma vez que desejava-se analisar o desempenho das lagoas na função de decantadores secundários, ou seja, sua eficiência na remoção de sólidos.

Após a digestão o efluente era então direcionado por bombeamento para três lagoas de transbordo (LT1, LT2 e LT3). A Figura 5 mostra uma foto do sistema de lagoas utilizado, e Figura 6 seu desenho técnico com suas respectivas dimensões, que podem ser observadas também na Tabela 1, além do volume de cada uma delas. As lagoas foram projetadas em escala piloto em material de fibra de vidro.

Essas medida de altura foram adotada pensando-se na operação do sistema real. Desse modo, ao se pensar em uma altura de 2,40 m vislumbra-se a possibilite uma

alimentação por gravidade do reator UASB para a LT, uma vez que normalmente um reator UASB possui de 4 a 6 m. Bem como a menor altura foi pensando na alimentação por gravidade da LT para as LP, uma vez que essa última normalmente tem 0,5m.

Tabela 1 - Dimensões das Lagoas de Transbordo.

Dimensões	LT1	LT2	LT3
Diâmetro (m)	0,47	0,75	0,50
Altura (m)	0,73	1,65	2,40
Volume (m ³)	0,127	0,729	0,471

Figura 5 - Sistema de Lagoas de Transbordo.



Na Figura 7 é apresentado um fluxograma detalhado da unidade de tratamento, onde se pode verificar desde a geração do efluente a partir do esgoto do condomínio residencial, passando por uma caixa de passagem de fibra de vidro, na qual chega por gravidade e garante uma alimentação ininterrupta do reator UASB, através do bombeamento contínuo realizado por uma eletrobomba d'água (220v), o efluente do UASB também passa por um tanque de passagem de onde é bombeado o afluente as LT, também por meio de eletrobombas. A alimentação das LT eram feitas no sentido longitudinal na parte superior das lagoas, como mostrado na Figura 6, e a descarga era realizada do sobrenadante da lagoa, pela tubulação também indicada na Figura 6. As caixas de passagens possuíam

uma agitação mecânica para garantir a homogeneização do esgoto e a suspensão dos sólidos sedimentáveis presentes.

Figura 6 – Desenho técnico das Lagoas de Transbordo.

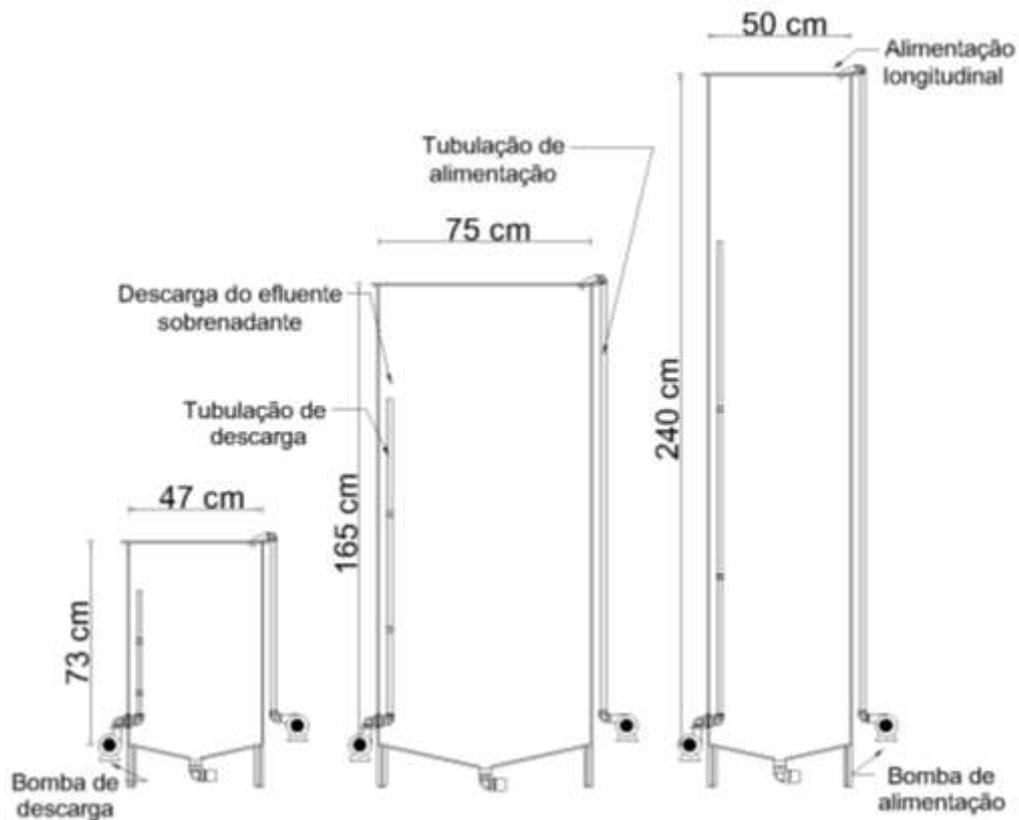
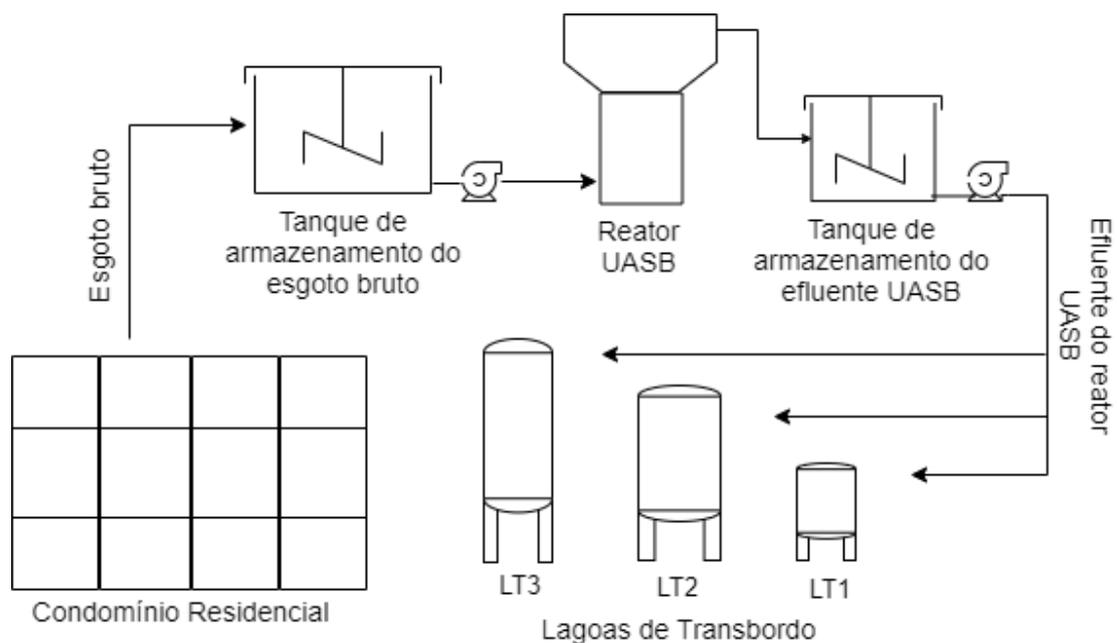


Figura 7 - Fluxograma do sistema de tratamento composto por reator UASB seguido de Lagoas de Transbordo.



4.3. Fases Experimentais

A etapa experimental foi dividida em três fases, na qual, em cada uma destas foi monitorado e analisado o sistema de LT para um TDH específico. Na primeira fase foi avaliado um TDH de 3 dias, na segunda de 2 dias e terceira fase foi de 1,5 dias.

A adoção do tempo máximo de 3 dias foi testada pensando-se nos custos de construção, uma vez que quanto maior esse tempo maior deverá ser o reservatório, de modo que um TDH maior poderá ser inviável economicamente. Já o TDH mínimo de 1,5 dias foi escolhido com o intuito de sempre deixar um residual na LT, uma vez que estas foram operadas em regime de bateladas com descargas diárias.

Para os TDH de 3, 2 e 1,5 dias foi realizado, respectivamente, uma descarga de um volume de 1/3, 1/2 e 2/3 de cada lagoa, com consecutiva alimentação. Desse modo, considerando o volume total de cada lagoa, os volumes descarregados na primeira fase foram de 42,3 L, 243 L e 153 L para as lagoas LT1, LT2 e LT3 respectivamente, nessa mesma ordem, na segunda fase foram de 63,4 L, 364,5 L e 235,5 L e na terceira fase foram 84,7 L para LT1, 486 L para LT2 e 314 L para LT3.

A descarga e consecutiva alimentação foi apenas uma vez ao dia. Essa foi completamente automatizada, onde utilizou-se temporizadores industriais que acionaram o sistema de descarga e posterior alimentação pela manhã, entre as 6:00 e 7:00 horas, esse sistema de descarga e alimentação foi feito como uso de eletrobombas universal d'água (220v), os acessórios citados podem ser observados na Figura 8.

Figura 8 – Acessórios utilizados no sistema de descarga e alimentação das lagoas de Transbordo, painel de controle com os temporizadores industriais e na sequência a eletrobomba universal.



4.4. Monitoramento e avaliação dos sistemas de tratamento

O monitoramento do desempenho do sistema foi realizado por meio de análises físico-químicas do efluente do reator UASB e das lagoas.

Os períodos de monitoramento dos sistemas foram entre setembro de 2018 à junho de 2019. Sendo o monitoramento da primeira fase um total de 76 dias (21/11/2018 a 05/02/2019); a segunda foram 54 dias (14/02/2019 a 09/04/2019); e a terceira fase foram 51 dias (24/04/2019 a 14/06/2019).

Os indicadores examinados, as técnicas empregadas e as referências utilizadas estão listadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Análises físico-químicas realizadas para o monitoramento do sistema de tratamento.

PARÂMETROS	TÉCNICA ANALÍTICA	REFERÊNCIA	UNIDADE
pH	Direto, Potenciômetro	APHA (2012) 4500	----
Temperatura	Termômetro digital	APHA (2012) 2550-A	°C
OD	Respirométrico	Haandel e Catunda (2013)	mgO ₂ /L
Alcalinidade	Titulométrico com potenciômetro	Kapp (1984) apud Ribas et al (2007)	meqCaCO ₃ /L
CO ₂	Cálculo a partir do pH e alcalinidade	Cavalcanti (2009)	mmol/L
Acidez	Cálculo a partir do pH, alcalinidade e concentração de CO ₂	Cavalcanti (2009)	meqCaCO ₃ /L
DQO	Titulométrico por refluxação fechada	APHA (2012) 5220-C	mgO ₂ /L
SST	Gravimétrico	APHA (2012) 2540-D	mg/L
SSV	Gravimétrico	APHA (2012) 2540-E	mg/L
Sulfeto	Espectofotométrico, Azul de metileno	APHA (2012) 4500-S ² -D	mg/L
Clorofila <i>a</i>	Espectofotométrico	APHA (2012) 10200-H	mg/m ³
Ovos de helmintos	Bailenger modificado	Ayres e Mara (1996)	n° de ovos/L

* pH – Potencial hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; SST - Sólidos Suspensos Totais; SSV - Sólidos Suspensos Voláteis; DQO – Demanda Química de Oxigênio.

O oxigênio dissolvido e a temperatura foram medidos via respirometria, utilizando-se para esse fim o respirômetro Beluga versão S32, mais detalhes do princípio

de funcionamento do respirômetro pode ser encontrado em van Haandel e Catunda (2013).

As análises físico-químicas foram realizadas duas vezes por semana, no período da manhã. As coletas foram realizadas de recipientes, que coletavam o efluente descarregado, após o fim de uma batelada. Antes da amostragem o material era homogeneizado. Coletava-se um volume de amostra suficiente para a análise de todos os parâmetros. Uma amostras do mesmo recipiente era coletada para a análise de clorofila *a*, contudo, em Becker completamente coberto com papel filme, para eliminar a influência da incidência solar pós a coleta.

As medições de oxigênio e temperatura além de serem feitas para o efluente final, também foram monitoradas ao longo do dia, com determinações na lagoa às 8:00, 12:00 e 16:00 horas, com o intuito de observar as possíveis variações do OD ao longo da batelada.

4.5. Verificação da oxidação de sulfeto

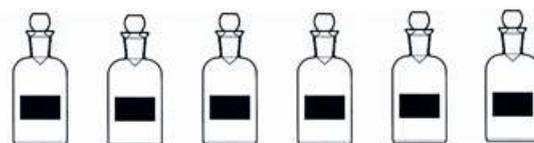
A remoção de sulfeto nas unidades poderia se dá por duas formas principais, são estas: a oxidação biológica ou sua dissociação.

Para verificar a predominância da oxidação biológica em relação a dissociação do gás, foi realizado um teste de DBO com adição de uma concentração conhecida de sulfeto, verificando-se desse modo o comportamento do decaimento de oxigênio.

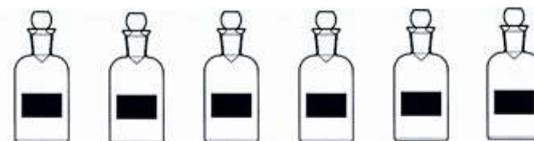
Para verificação da oxidação do sulfeto foram preparados frascos de DBO com amostragem da LT1, na qual foram preparados seis frascos com e seis frascos sem adição de uma concentração conhecida de sulfeto (1,8 mgS/L), como demonstrado na Figura 9, ou seja, em metade dos frascos continham efluente da lagoa LT1 e água de diluição, e na outra metade continham efluente da lagoa LT1, água de diluição e sulfeto. O efluente da LT1 foi escolhido pois teste prévios demonstraram ser a lagoa com maior eficiência na remoção de sulfeto.

O reagente utilizado para adicionar a concentração de 1,8 mgS/L de sulfeto foi o sulfeto de sódio (Na_2S), seguindo o mesmo preparo realizado para curva de calibração da metodologia de sulfeto (APHA-4500-S2-D, 2012).

Figura 9 – Teste de DBO adicionado de sulfeto, para verificação da oxidação de sulfeto.



Frascos de DBO contendo efluente diluído 25x



Frascos de DBO contendo efluente diluído 25x, adicionados de 1,8 mg de sulfeto

A água de diluição foi utilizada para diluir o efluente 25 vezes já que a amostra possuía ainda uma concentração de matéria orgânica, sendo portanto, necessário tal diluição para possibilitar uma concentração residual de oxigênio dissolvido - OD ao final do teste. Essa diluição foi realizada seguindo o mesmo método do preparo de DBO (APHA – 5210 A, 2012).

Os frascos, por sua vez, eram encubados a temperatura de 25°C e determinada a depleção diariamente de OD, por seis dias, seguindo o método padrão de Winkler (APHA – 45000-0 B, 2012).

A razão para a adaptação desse teste com e sem adição de sulfeto, foi para quantificar a influência exercida pela concentração de sulfeto na amostra, uma vez que o consumo de OD pela presença de sulfeto indica a presença de microrganismos oxidadores de sulfeto, a qual utilizaram o oxigênio como aceptor final de elétrons. Esses microrganismos muito possivelmente já estavam presentes no efluente do reator UASB.

Para visualização adequada da possível influência exercida pela presença do sulfeto em uma das amostras, foi ao final do ensaio traçado um gráfico de consumo de oxigênio dos frascos apenas com efluente da LT1 e outro dos frascos adicionados de sulfeto, pela comparação das duas curvas tem-se o resultado objeto do teste.

O teste foi realizado uma vez para cada fase estudada.

4.6. Análise estatística

Foi feita uma estatística descritiva de forma a proporcionar medidas de tendência central e medidas de dispersão, bem como utilizados gráficos “boxplot” que possibilitaram uma melhor visualização da série de dados do período experimental. Nestas análises estatísticas foram utilizados softwares como o Microsoft EXCEL (2016) e STATISTICA (2010).

O cálculo dos limites superiores e inferiores dos gráficos boxplot foram realizados, respectivamente, da seguinte forma: $Q3 + 1,5 \times (Q3 - Q1)$ e $Q1 - 1,5 \times (Q3 - Q1)$, em que Q1, Q2 e Q3 são o primeiro, segundo e terceiro quartil. Qualquer dado superior ou inferior fora desse intervalo será um outlier, ou seja, o limite inferior será o menor valor da amostra não inferior a ele próprio, assim como o limite superior será o maior valor não superior ao próprio limite superior.

Foi realizado ainda uma análise de variância (ANOVA) e o Teste Tukey, com nível de significância de 5%, ambos realizados no software Past (2019), objetivando realizar a comparação dos efluentes das lagoas. Esses testes foram feitos com os dados de eficiência de cada lagoa, a fim de apontar com maior segurança qual lagoa está mais indicada ao uso, levando-se em consideração seu desempenho e volume.

5. Resultados e Discussão

5.1. Caracterização geral do efluente do reator UASB

O reator UASB já se encontrava em funcionamento e operando em condições estacionárias, como pode ser observado na Tabela 3. O reator UASB recebia um esgoto bruto de concentração média de DQO de 899 mg/L, concentração típica de esgotos sanitários fortes (METCALF; EDDY, 2016). Apresentando uma eficiência média de remoção de DQO em relação ao efluente UASB decantado em torno de 59%, ao passo que a eficiência em relação ao efluente UASB bruto era apenas de 27%, em razão da alta expulsão de sólidos suspensos do sistema, que trabalhava sem descargas periódicas de lodo de excesso.

A eficiência média de remoção de DQO decantada apresenta-se um pouco abaixo da referenciada por van Haandel e Lettinga (1994), a qual mostram eficiências entre 64% a 72%, em contrapartida corrobora com Jordão e Pessoa (2009), que apresentam valores de remoção de DQO entre 40 a 75%.

Ainda como pode ser observado na Tabela 3, o tratamento anaeróbio proporciona uma boa remoção de todas as frações de sólidos (análise para efluente não decantado), com melhor desempenho nas frações de sólidos voláteis (73%), por ser a fração biodegradável e mais facilmente removida.

Os demais parâmetro – pH, amônia e fósforo - foram analisados para o efluente decantado.

Tabela 3 – Concentrações médias de parâmetros analisados do afluente e efluente do reator UASB, a nível de caracterização destes.

Parâmetros (mg/L)	Esgoto Bruto	UASB	Eficiência
DQOb	899	654	27%
DQOd	899	368	59%
SST	471	154	67%
SSV	400	108	73%
pH	7,3	7,2	---
Amônia	89	96	---
Fósforo Total	10	8	17%

*DQOb – Bruta; DQOd – Decantada.

A remoção de sólidos suspensos poderia ser maior, contudo, o reator UASB trabalhava em regime estacionário com carga máxima de biomassa, o que proporcionou a máxima idade de lodo, porém diminuição da eficiência de remoção de sólidos suspensos e DQO bruta (VAN HAANDEL *et al.*, 2015).

Essa operação, como já explicada anteriormente, foi uma medida intencional para verificar a capacidade das LT em receberem esses sólidos. Apesar disso, percebe-se que mesmo a DQO decantada (sem influência da expulsão de lodo) a concentração ainda é elevada, sendo, portanto, necessário e obrigatório um pós tratamento deste efluente. Essas frações podem comprometer e/ou prolongar o tempo de tratamento em uma lagoa de polimento, fazendo-se factível o uso de lagoas de transbordo para o seu melhoramento.

Quanto as parcelas de nutrientes, como se sabe o tratamento anaeróbio não é eficiente, pelo contrário é possível, como observado, um aumento nas concentrações de amônia, em razão da metabolização da matéria orgânica.

5.2. Desempenho das Lagoas de Transbordo

5.2.1. Remoção de DQO

A eficiência média de remoção de DQO na primeira fase (TDH de 3 dias) foi de 43%, 50% e 51%, respectivamente para lagoas LT1, LT2 e LT3, com concentrações médias de DQO decantada nessa fase para o efluente do reator UASB de 375 mg/L e das lagoas LT1, LT2 e LT3, da ordem de 207, 183 e 178 mg/L. Na Tabela 4, pode-se observar os demais dados pela descrição estatística da referida fase, onde se observa pelo desvio padrão e coeficiente de variação que as variações dos dados do reator UASB e das diferentes lagoas são semelhantes, o que é perfeitamente aceitável pela normal oscilação dos dados em sistemas biológicos.

Tabela 4 - Estatística descritiva para concentrações de DQO do UASB e lagoas da primeira fase experimental (TDH de 3 dias).

DQO (mg/L)	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	13	13	13	13
Média	375	207	183	178
Mediana	364	191	160	174
Máximo	549	318	296	293
Mínimo	241	138	127	79
Desvio padrão	92	52,9	52,5	60,6
Coeficiente de variação	0,25	0,26	0,29	0,34
Eficiência média	--	43%	50%	51%

Vale ressaltar que a DQO considerada no reator UASB da primeira fase foi a decantada, já que os sólidos presentes no efluente do UASB influenciam diretamente no resultado. Para identificação dessa influência dos sólidos nas duas fases seguintes foram realizadas análises de dados considerando a DQO decantada e bruta, tanto do reator UASB quanto das lagoas.

A partir da análise e comparação entre a DQO bruta e decantada das lagoas e reator UASB, observou-se que havia uma considerável diferença entre efluente bruto e decantado UASB. Em contraste a diferença entre DQO bruta e decantada no efluente das lagoas de transbordo era pequena, o que evidencia a boa eficiência de sedimentação dos sólidos expulsos do reator UASB nas lagoas de transbordo.

Para a segunda fase a eficiência média de remoção das lagoas considerando a DQO decantada foram de 36%, 36% e 40%, respectivamente, para lagoas LT1, LT2 e LT3, ao passo que a eficiência de remoção da DQO bruta foi de 51%, 55% e 56% para LT1, LT2 e LT3, nesta ordem.

Na Tabela 5 é detalhada a estatística descritiva dessa fase, e assim como na primeira fase a diferença do coeficiente de variação entre o UASB e as lagoas não foi expressivo. Com exceção dos dados do reator UASB bruto, em função de uma considerável expulsão de sólidos nesse período.

Tabela 5 - Estatística descritiva para concentrações de DQO bruta e decantada do UASB e lagoas da segunda fase experimental (TDH de 2 dias).

DQO (mg/L)	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3
	DQO Decantada				DQO Bruta			
Nº dados	13	13	13	13	13	13	13	13
Média	365	230	227	218	592	254	234	231
Mediana	362	211	218	187	504	243	227	207
Máximo	617	409	381	420	1307	409	381	420
Mínimo	168	123	114	114	230	123	123	114
Desvio padrão	118,1	76,7	69,6	91,9	287,4	83,8	68,5	87,1
Coeficiente de variação	0,32	0,33	0,31	0,42	0,49	0,33	0,29	0,38
Eficiência média	--	36%	36%	40%	--	51%	55%	56%

A eficiência média da terceira fase foi consideravelmente menor, em razão do curto TDH, sendo estas de 20%, 15% e 14% (DQO decantada) e 35%, 29% e 30% (DQO bruta), respectivamente para LT1, LT2 e LT3. Na Tabela 6 é detalhada a estatística descritiva dessa terceira fase.

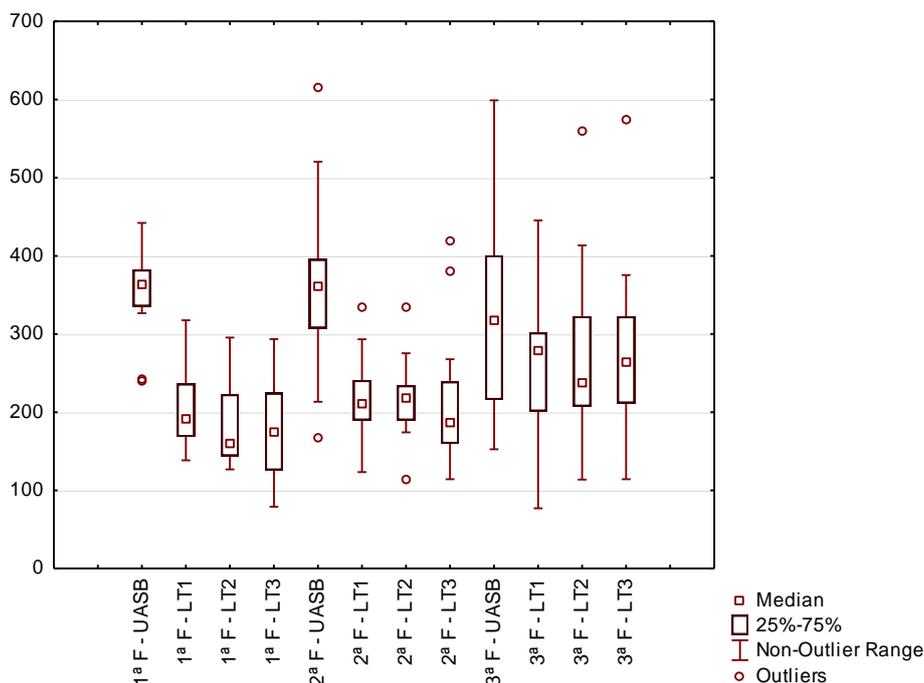
Apesar de ser observado uma eficiência ligeiramente menor na LT1 da primeira fase, os valores da DQO entres as diferentes alturas não diferenciaram significativamente, resultado demonstrado na estatística descrita no tópico 5.3.

Tabela 6 - Estatística descritiva para concentrações de DQO do UASB e lagoas da terceira fase experimental (TDH de 1,5 dias).

DQO mg/L	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3
	DQO Decantada				DQO Bruta			
Nº dados	12	12	12	12	12	12	12	12
Média	322	257	272	277	434	268	296	283
Mediana	317	280	237	263	374	280	266	266
Máximo	599	445	560	574	774	445	727	574
Mínimo	152	77	114	114	213	77	123	114
Desvio padrão	132,3	98,4	122,9	120,5	183,1	105,0	160,0	120,6
Coefficiente de variação	0,41	0,38	0,45	0,43	0,42	0,39	0,54	0,43
Eficiência média	--	20%	15%	14%	--	35%	29%	30%

Na análise de dados pode-se observar uma tendência lógica no desempenho das LT em relação ao TDH, constatando-se melhor eficiência com maior TDH. No gráfico da Figura 10 percebe-se claramente essa diminuição da eficiência de remoção da DQO da primeira a terceira fase, além de alguns outliers que se devam possivelmente a erros analíticos.

Figura 10 - Concentrações de DQO (mg/L) do reator UASB e das lagoas nas três diferentes fases experimentais, considerando-se DQO decantada.



Farzadkia *et al.* (2014), ao estudarem o desempenho de um sistema composto por uma lagoa anaeróbia seguido por duas lagoas facultativas em série, observaram concentrações médias do efluente final as lagoas de estabilização de 137 mg/L, tratando esgoto bruto de concentração em torno de 577 mg/L.

Comparando-se essa informação as concentrações de DQO das LT, nota-se que apesar da concentração ser um pouco mais elevada (em torno de 200 mg/L) a eficiência global é semelhante, uma vez que a concentração do esgoto bruto também foi mais elevada (899 mg/L). Demonstrando-se que reatores UASB seguidos de LT são melhores que lagoa anaeróbia seguida por lagoas facultativas, o que já era esperado uma vez que já é provado a maior eficiência de reatores UASB seguido de lagoas de polimento. Ao se comparar o TDH do sistema supracitado ao estudado nessa pesquisa, é observada a grande diferença por necessidade de área em função do TDH de cada processo. O sistema convencional possuía 5 dias de detenção na lagoa anaeróbia e 4 dias em cada lagoa facultativa, perfazendo uma total de 13 dias. Já para o reator UASB seguido por LT o TDH estudado foi de 6 horas no reator UASB e 1,5 a 3 dias nas lagoas.

Vale salientar as instabilidades operacionais dos reatores UASB, que assim como nesse trabalho também são comuns em outros estudos, instabilidades essas, ocasionadas por eventuais sobrecargas hidráulicas, que aumenta a passagem de lodo de excesso ou mesmo incluem esgoto bruto ao efluente do reator, bem como eventuais sobrecargas de carga (COURAS et al., 2014; CAVALCANTI, 2009; RAMOS, 2008; CHERNICHARO, 2018). Como observado nos dados de DQO, as elevações de DQO bruta do reator UASB, evidenciadas na 2ª e 3ª fases em função do lodo de excesso, não prejudicavam o efluente final das lagoas, demonstrando a importância das LT antecedentes às lagoas de polimento para reterem essas eventuais instabilidades do digestor anaeróbio.

Instabilidades hidráulicas poderiam até serem solucionadas com a adoção de tanques de equalização antes e depois do reator UASB, contudo, é mais vantajoso inserir outra unidade operacional, que possibilita não só a eliminação desse problema como também proporciona o melhoramento do efluente.

5.2.2. Remoção de sólidos

A remoção de sólidos nas lagoas de transbordo foi expressiva em todas as fases e alturas analisadas, com eficiências médias para os sólidos suspensos totais de 37, 57 e 59% na primeira fase, 56, 71 e 71% na segunda e 46, 49 e 49% na terceira, todos respectivamente para as lagoas LT1, LT2 e LT3. Nas Tabelas 7, 8 e 9 é apresentada a estatística descritiva das concentrações afluentes e efluentes às lagoas, respectivamente, para a primeira, segunda e terceira fase.

Tabela 7 - Estatística descritiva para concentrações de sólidos suspensos do UASB e lagoas da primeira fase experimental.

SST (mg/L)	SST				SSV				SSF			
	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
Média	129	79	51	48	81	52	35	29	48	27	17	19
Mediana	123	74	58	49	71	51	38	33	33	20	16	13
Máximo	261	190	75	90	181	119	63	53	119	71	62	70
Mínimo	62	24	12	6	34	24	2	6	14	0	1	0
Desvio padrão	54	43	18	23	40	26	16	17	33	23	16	20
Coefficiente de variação	0.42	0.55	0.35	0.49	0.49	0.49	0.48	0.57	0.70	0.86	0.98	1.07
Eficiência média		37%	57%	59%		28%	52%	58%		35%	61%	55%

Tabela 8 - Estatística descritiva para concentrações de sólidos suspensos do UASB e lagoas da segunda fase experimental.

SSV (mg/L)	SST				SSV				SSF			
	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	13	13	13	13	12	12	12	12	12	12	12	12
Média	208	73	48	49	151	49	27	28	49	25	22	20
Mediana	165	76	51	45	117	48	25	31	40	22	10	11
Máximo	455	101	96	80	366	66	43	60	89	53	92	46
Mínimo	105	50	18	22	73	34	4	2	7	5	1	3
Desvio padrão	109	15	21	19	87	10	12	14	28	15	26	17
Coefficiente de variação	0.52	0.21	0.44	0.40	0.57	0.19	0.44	0.50	0.58	0.61	1.20	0.84
Eficiência média		56%	71%	71%		61%	80%	78%		26%	25%	43%

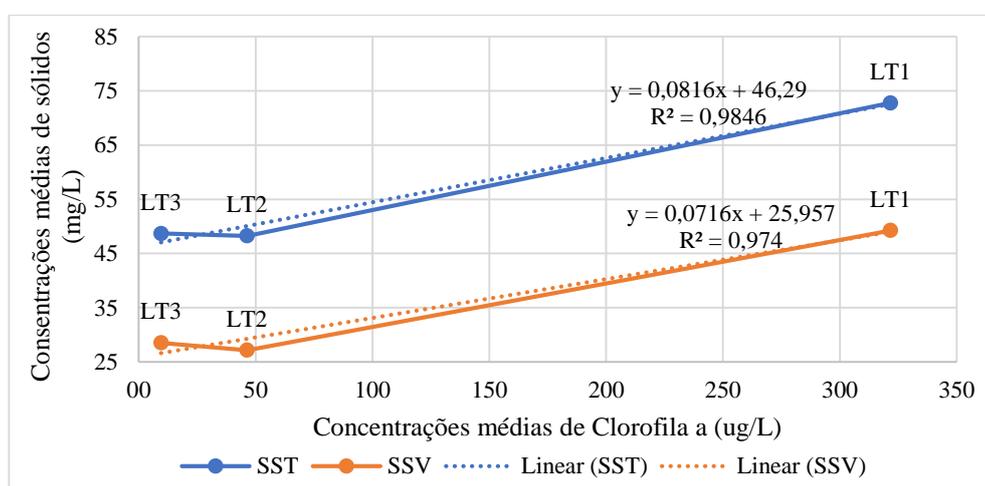
Tabela 9 - Estatística descritiva para concentrações de sólidos suspensos do UASB e lagoas da terceira fase experimental.

SSF (mg/L)	SST				SSV				SSF			
	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Média	125	58	59	57	96	42	39	41	29	16	20	16
Mediana	112	53	53	51	86	37	40	35	29	15	15	11
Máximo	268	87	133	103	240	81	66	74	72	32	82	39
Mínimo	62	33	23	23	44	21	15	19	7	3	1	1
Desvio padrão	59	19	32	26	53	17	17	18	17	11	23	13
Coefficiente de variação	0.47	0.32	0.54	0.46	0.55	0.41	0.43	0.44	0.60	0.65	1.14	0.81
Eficiência média		46%	49%	49%		47%	56%	51%		32%	27%	37%

Observa-se um ligeiro aumento da concentração de sólidos totais e totais voláteis na lagoa LT1, nas duas primeiras fases comparado com LT2 e LT3, na qual, na segunda fase pode-se observar uma influência direta da concentração de algas, como pode ser analisado na Figura 11 um relação linear com $R^2=0,98$ e $0,97$, respectivamente para

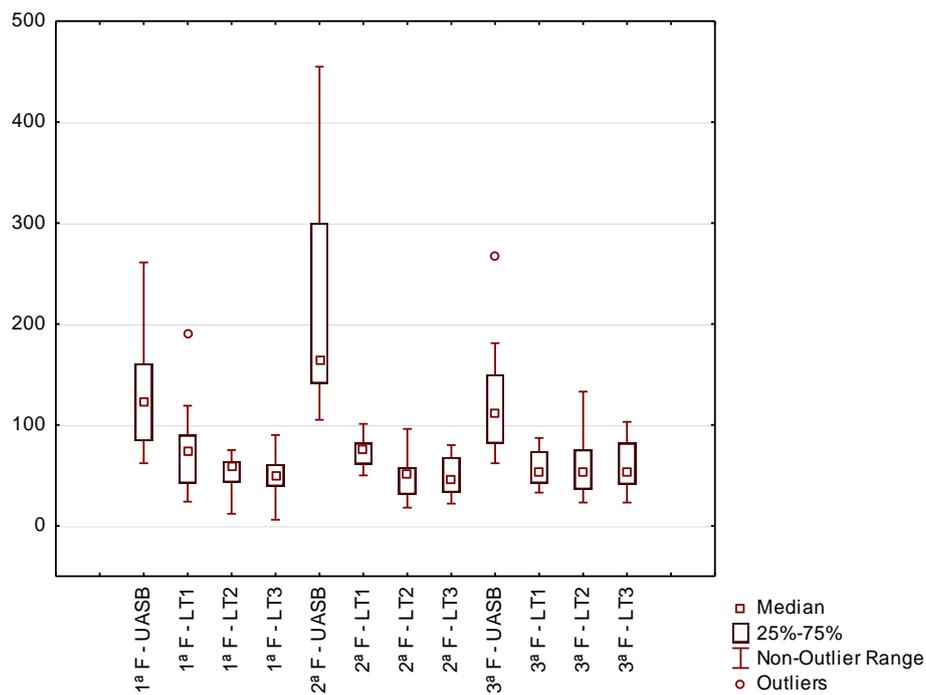
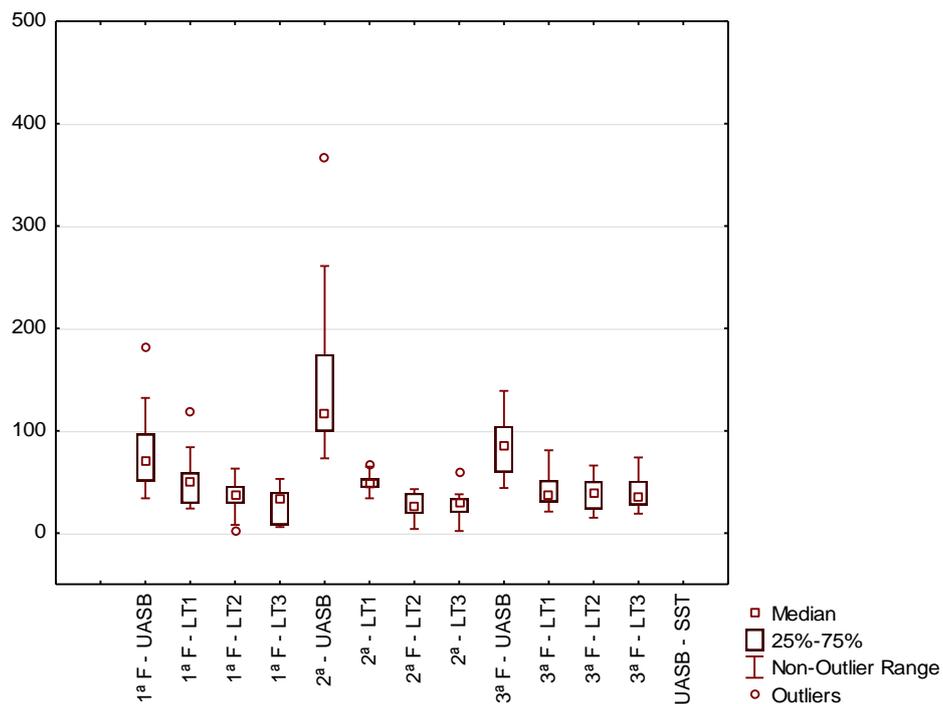
sólidos totais e sólidos suspensos. Contudo, a mesma influencia não pode ser constatada na primeira fase, uma vez que na lagoa LT1 houve a predominância de um tipo de microrganismo que inibiu o crescimento das algas, mais adiante no item 5.2.4 esse evento é discutido.

Figura 11 – Relação linear entre a concentração média de clorofila *a* e a concentração média de sólidos totais, para cada lagoa.



Apesar das maiores eficiências terem sido obtidas na segunda fase, as concentrações médias nas três fases não diferiram significativamente, resultado demonstrado mais adiante pelo teste de Tukey, no tópico 5.3. Justificando-se a maior eficiência da segunda fase em razão da incidência de uma maior expulsão de sólidos do reator UASB. Essa tendência pode ser mais bem observada nas Figuras 12 e 13. Também se observa uma dispersão muito maior da concentração de efluente UASB em relação aos das lagoas (LT), demonstrando uma boa capacidade das lagoas (LT) em receber choques de carga.

Esses dados confirmaram a alta eficiência das lagoas na função de decantadores secundários, não apresentando diferenças significativas (também evidenciado no teste de Tukey) nos valores em relação ao TDH, uma vez que menos de um dia já seria suficiente para sedimentação dos sólidos suspensos. Esse resultado é de grande relevância ao se pensar em uma lagoa de polimento posterior, pois uma baixa concentração de sólidos é fundamental para um bom funcionamento das LP.

Figura 12 – Sólidos Suspensos Totais (mg/L) das três lagoas, nas diferentes fases.**Figura 13** – Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L) das três lagoas, nas diferentes fases.

Como já bem apresentado na literatura, (FORESTI *et al.*, 2006; van HAANDEL *et al.*, 2006; van HAANDEL *et al.*, 2015) os reatores UASB, especialmente quando estão com a massa máxima de biomassa, expulsam uma quantidade considerável de sólidos, o que compromete a qualidade do efluente final. Deste modo, há a necessidade de um dispositivo de separação mais eficiente, o que pode ser realizado por lagoas de transbordo.

Mesmo que o reator UASB mantenha descargas regulares de lodo, a LT seria uma garantia para que eventuais expulsão de lodo não chegue às LP, ou ainda é possível trabalhar com o reator sob capacidade máxima de biomassa. Além de que somado a eficiente retenção de sólidos, outras vantagens são aderidas, uma desta já bem mostrada é a diminuição da carga orgânica.

5.2.3. Remoção de Ovos de Helminthos

As lagoas apresentaram ótima remoção de ovos de helmintos nas três fases, com mais de 90% de eficiência. Com concentrações médias finais de 5, 5 e 2 n° ovos/L na primeira fase, 6, 7 e 3 n° ovos/L na segunda e por fim 7, 9 e 8 n° ovos/L na terceira, todos respectivamente para as lagoas LT1, LT2 e LT3, como pode ser observado na Tabela 10.

As espécies detectadas foram *Ascaris lumbricoides*, *Ancylostoma sp.* e *Enteróbios vermiculares*, com predominância de *Ancylostoma sp.*, seguido por *Ascaris lumbricoides* e por fim *Enteróbios vermiculares*. A Figura 14 apresenta imagens de alguns ovos identificados durante o período experimental. Justifica-se a maior predominância dos *Ancylostoma sp.* em função da sua menor velocidade de sedimentação, de aproximadamente 0,39 m/h, tornando-os mais difíceis de remoção (SHUVAL, 1978 apud SENGUPTA *et al.*, 2011; KONATÉ *et al.*, 2013).

Tabela 10 – Concentração de ovos de helmintos e porcentagem qualitativa do Reator UASB e das lagoas em cada fase experimental.

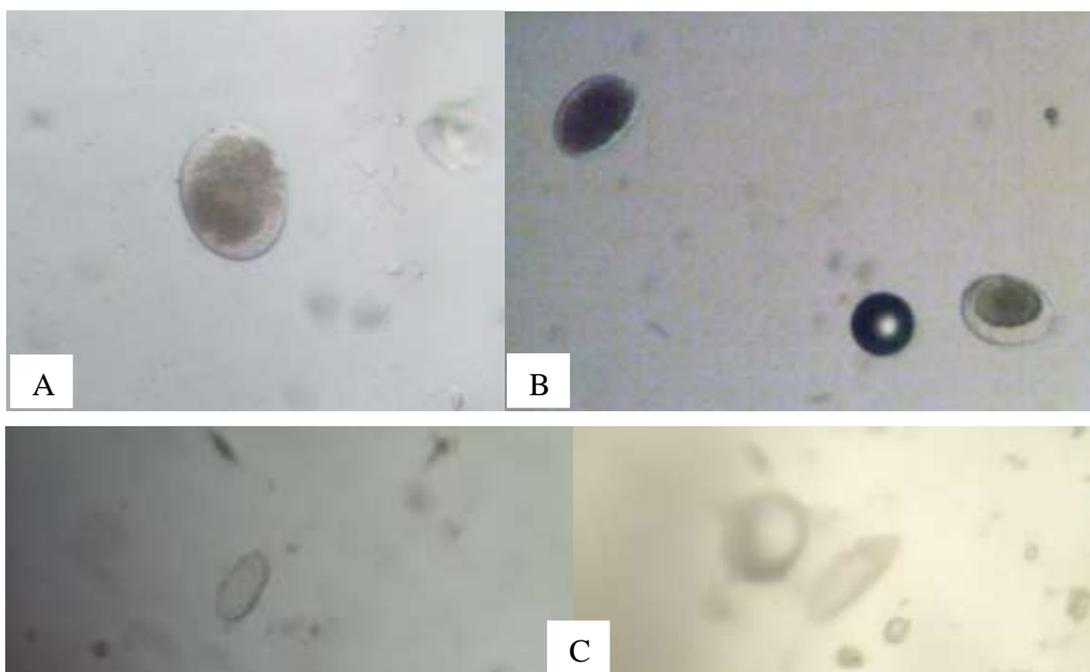
Ovos de helmintos/L	1ª Fase				2ª Fase				3ª Fase			
	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº amostras	7	7	7	7	6	6	6	6	6	6	6	6
Média	69	5	5	2	287	6	7	3	207	7	9	8
<i>Ancylostoma sp.</i>	92%	79%	98%	100%	93%	89%	97%	96%	91%	92%	96%	91%
<i>Ascaris lumbricoides</i>	5%	6%	2%	0%	4%	8%	2%	4%	20%	15%	19%	12%
<i>Enteróbios</i>	3%	0%	0%	0%	3%	2%	1%	0%	4%	0%	1%	3%

Esses dados convergem com os estudos de Konaté *et al.* (2013), que encontraram em amostras de esgoto bruto as espécies de *Acaris lumbricoides*, *Ancylostoma sp.*, *T. trichiura* e *Trichostrongylus sp.* Os autores detectaram maior remoção de *T. trichiura* e

Trichostrongylus sp e semelhantemente a esse estudo maior persistência de *Ancylostoma sp.*

Contudo, diferentemente de Chaoua *et al.* (2018), estudando lagoas de estabilização, observaram a persistência de *Ascaris sp.* até efluente final. Concluindo os que o sistema de tratamento por uma lagoa não é suficientemente eficiente contra ovos de helmintos.

Figura 14 – Ovos de helmintos encontrados nas amostras analisadas (a) *Ascaris lumbricoides* (b) *Ancylostoma sp.* e (c) *Enteróbius vermiculares*.



5.2.4. *Clorofila a*

A clorofila *a* média da primeira fase foi de 160, 242 e 83 $\mu\text{g/L}$ para as lagoas LT1, LT2 e LT3, respectivamente. A menor média da LT1 deve-se, possivelmente, a proliferação de um tipo de bactéria fotoautotrófica de pigmentação característica (púrpura/avermelhada), inibindo desse modo o desenvolvimento adequado das algas verdes.

Van Haandel (2001) em um parecer técnico, do sistema integrado de esgoto doméstico e industriais de Fortaleza-CE, realizado para estabelecer a razão da cor avermelhada das lagoas de estabilização, chegou à conclusão que essa se devia a proliferação de um gênero específico de bactéria púrpura fotoautotrófica, as *Thiopedia*. Essas bactérias utilizam sulfeto como substrato (usando esse elemento como doador de elétrons para reduzir o dióxido de carbono, quando há energia da luz solar). As condições

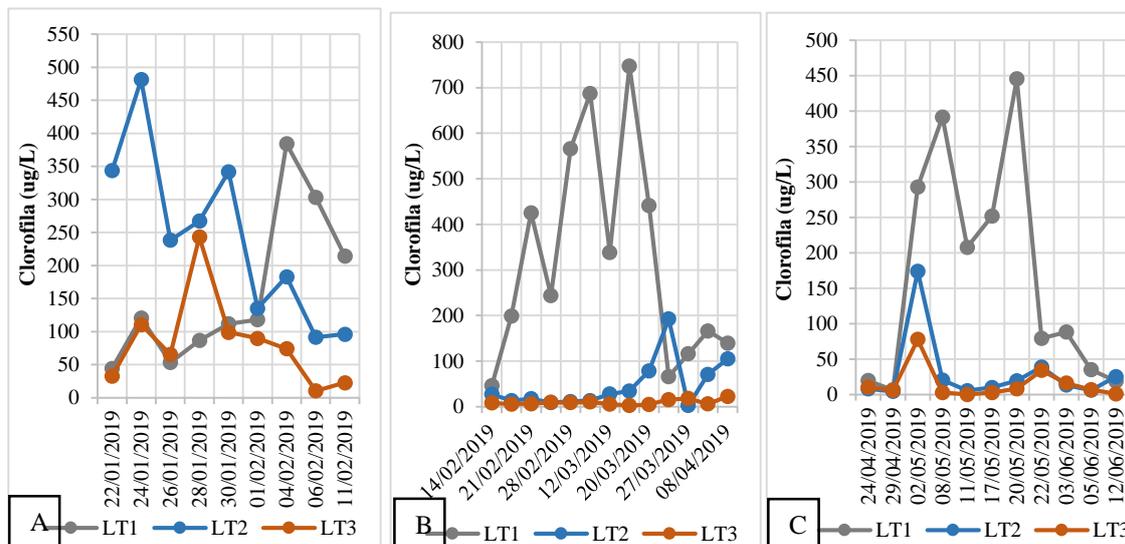
ambientais favoráveis para sua predominância são: alta concentração de sulfato e sulfeto; pH elevada e principalmente baixa produção de biogás que favorece a predominância do sulfeto na fase líquida; digestão anaeróbia deficiente que leva a uma concentração elevada de material biodegradável no afluente da lagoa (VAN HAANDEL, 2001).

Esse microrganismo já deveria estar presente no efluente do reator UASB, mas só na lagoa encontrou condições favoráveis ao seu desenvolvimento. A medida tomada para redução dessas bactérias a níveis não detectáveis visivelmente foi realizar um esvaziamento e limpeza da lagoa LT1, na semana do dia 01 de fevereiro de 2019, o que proporcionou em seguida um rápido aumento das algas verdes, isso pode ser observado na Figura 15a.

Na segunda fase a concentração de clorofila *a* da LT1 continuou elevada, enquanto que as LT2 e LT3 baixaram consideravelmente, na Figura 15b isso pode ser evidenciado. A média dessas concentrações foi de 322, 46, e 10 $\mu\text{g/L}$, nas lagoas LT1, LT2 e LT3, respectivamente. E na terceira fase observou-se concentrações de clorofila não muito diferente da segunda, com média de 29 $\mu\text{g/L}$ para LT2 e 15 $\mu\text{g/L}$ na LT3 (Figura 15c).

Da segunda para a terceira fase a clorofila *a* da LT1 diminuiu consideravelmente, passando a uma média de 167 $\mu\text{g/L}$, isso pode ser justificado pela diminuição do tempo de incidência solar. Apesar de não ser observado a mesma evidência na primeira fase para lagoa LT1, já que houve a predominância de possíveis bactéria fotoautotrófica.

Figura 15 – Clorofila *a* da primeira fase (a), segunda fase (b) e terceira fase (c).



5.2.5. Remoção de Sulfeto Total

Na lagoa LT1 houve considerável remoção de sulfeto nas três fases como pode ser observado na estatística descritiva apresentada nas Tabelas 11, 12 e 13, bem como na Figura 16, com eficiência de remoção de 95%, 73% e 64%, respectivamente nas fases 1, 2 e 3. Porém, nas demais lagoas observou-se apenas remoção parcial, na primeira fase as eficiências foram semelhantes de 59% e 60%, para lagoas LT2 e LT3, nesta ordem. Na segunda fase obteve-se de 30% na LT2 e 48% na LT3, e na última fase a eficiência caiu para 23% na LT2 e 39% na LT3.

As eficiências apresentaram uma diminuição com a diminuição do TDH, dados também apresentados na Figura 16, a estatística realizada no tópico 5.3 confirmou que houve diferença significativa entre a primeira fase e as demais, bem como entre a LT1 e as outras duas lagoas. Desse modo, pode-se afirmar que não houve influência entre as alturas LT2 e LT3 sobre o desempenho, bem como não houve diferença entre os TDH de 2 e 1,5 dias sobre as lagoas LT2 e LT3.

Tabela 11 - Estatística descritiva para concentrações de Sulfeto total do UASB e lagoas da primeira fase experimental.

Sulfeto (mg S ² /L)	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	14	14	14	14
Média	11	1	4	4
Mediana	11	0	4	5
Máximo	16	4	9	7
Mínimo	5	0	0	0
Desvio padrão	3,6	1,3	2,7	2,0
Coefficiente de variação	0.32	2.12	0.61	0.48
Eficiência média	--	95%	59%	60%

Tabela 12 - Estatística descritiva para concentrações de Sulfeto total do UASB e lagoas da segunda fase experimental.

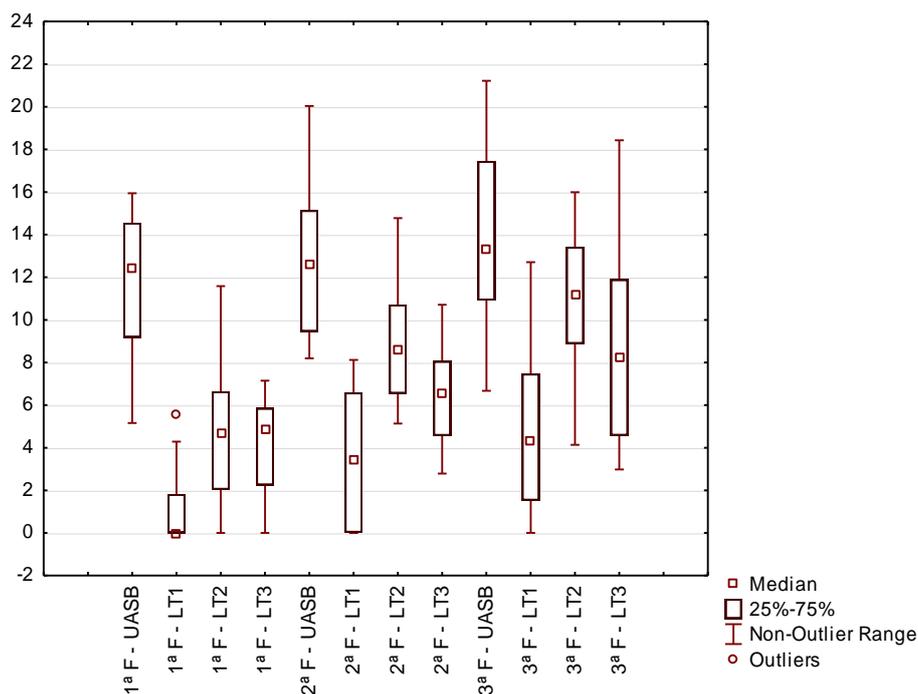
Sulfeto (mg S ² /L)	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	12	12	12	12
Média	13	4	9	6
Mediana	13	3	9	7
Máximo	20	8	15	11
Mínimo	8	0	5	3
Desvio padrão	3,4	3,3	2,9	2,5
Coefficiente de variação	0.27	0.95	0.33	0.38
Eficiência média	--	73%	30%	48%

Tabela 13 - Estatística descritiva para concentrações de Sulfeto total do UASB e lagoas da terceira fase experimental.

Sulfeto (mg S ²⁻ /L)	UASB	LT1	LT2	LT3
Nº dados	12	12	12	12
Média	14	5	11	9
Mediana	13	4	11	8
Máximo	21	13	16	18
Mínimo	7	0	4	3
Desvio padrão	4,5	3,9	3,7	4,8
Coefficiente de variação	0.33	0.81	0.34	0.55
Eficiência média	--	64%	23%	39%

Observa-se ainda no gráfico da Figura 16 uma variedade semelhante entre o reator e as lagoas, apesar do desvio padrão dos dados apresentados nas tabelas serem maior para o reator UASB. Analogamente aos outros dados apresentados essa variação é comum devido as oscilações das características do efluente ao longo dia.

Figura 16 - Concentrações de Sulfeto Total (mg/L) do reator UASB e das lagoas nas três diferentes fases experimentais

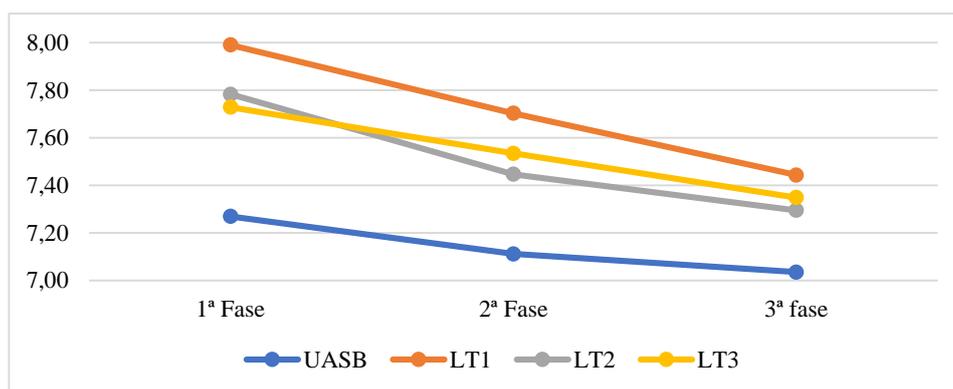


O melhor desempenho da LT1 da primeira fase deve-se a duas possíveis razões: melhores condições superficiais de OD, dado mostrado logo em seguida no item 5.2.6; bem como pela presença da bactéria *Thiopedia*. Em ambos os casos favorecendo a oxidação biológica do sulfeto, porém por vias distintas, no primeiro caso oxidação aeróbia, e no segundo oxidação anóxica.

Nas outras duas lagoas, apesar de possuírem profundidades diferentes, as concentrações de clorofila *a* e oxigênio dissolvido foram semelhantes, concluindo-se assim, que nessas duas lagoas a diferença de altura não foi suficiente para provocar grandes mudanças no seu desempenho.

A ocorrência da oxidação é mais evidente que a dissociação do sulfeto, em especial na lagoa LT1, pois as lagoas sempre esteve com pH em torno de 7 e 8, como pode ser observado na Figura 17, valores médios do pH em cada fase. Constatando-se, portanto, maior predominância das frações de sulfeto não voláteis, já que segundo Chernicharo (2007), para um pH 7 há a ocorrência de aproximadamente 50% de H₂S e 50% de HS, sua forma volátil e não volátil, e à medida que o pH sobe as frações de HS⁻ são predominantes (Figura 1).

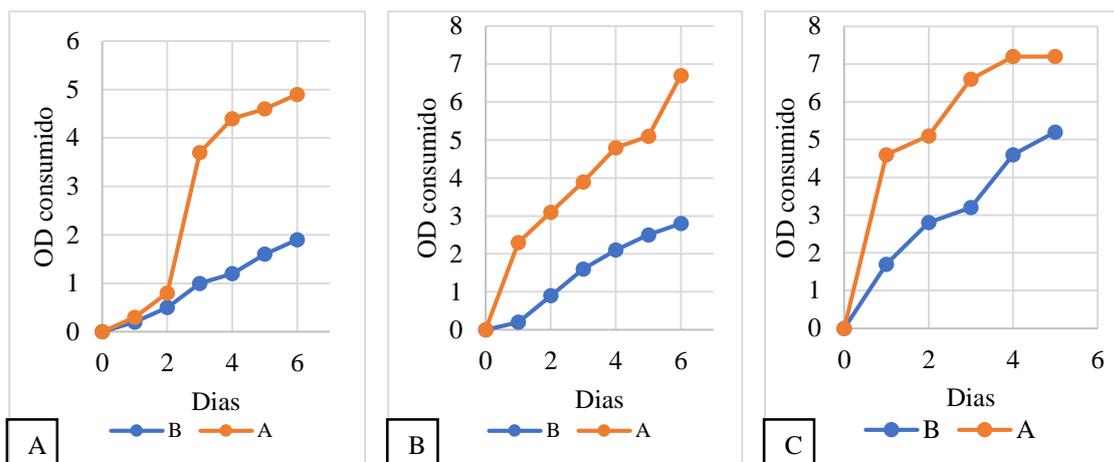
Figura 17 – Valores médios de pH para o reator UASB e para as LT, nas três fases analisadas.



A oxidação biológica pode ser também evidenciada através do teste específico realizado, onde através da incubação de frascos de DBO com e sem adição de sulfeto, pode-se observar maior consumo de oxigênio naquele contendo sulfeto, nas três fases experimentais, conforme apresentado na Figura 18. Esse consumo excedente de oxigênio é, provavelmente, resultado da oxidação do sulfeto presente. Os microrganismos responsáveis pela oxidação, alguns destes listados anteriormente na revisão de literatura (capítulo 3), esses muito provavelmente já estavam presente no efluente do reator UASB.

Além do sulfeto de hidrogênio possuir uma maior solubilidade em água, resultando numa liberação por transferência de massa através da superfície pouco significativa, ou seja, a volatilização do sulfeto de hidrogênio é pouco relevante em água (WEF, 1995 apud SOUZA, 2012; CHERNICHARO, 2010).

Figura 18 – Consumo de oxigênio em um teste específico para verificação da possível oxidação biológica de sulfeto (a) primeira fase (b) segunda fase e (c) terceira fase.



* B – Amostra sem adição de sulfeto, como uma espécie de branco, e A – amostra com adição de sulfeto.

5.2.6. Oxigênio Dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido foi maior na primeira fase, com médias de 0,99, 0,50 e 0,41 mg/L, respectivamente para lagoas LT1, LT2 e LT3. Essas concentrações, como pode ser observado na Figura 19 diminuía na medida em que havia um aumento do TDH. As concentrações médias da segunda fase foram de 0,41, 0,36 e 0,32 mg/L e na terceira fase foram de 0,31, 0,25 e 0,23, ambos respectivamente para as lagoas LT1, LT2 e LT3.

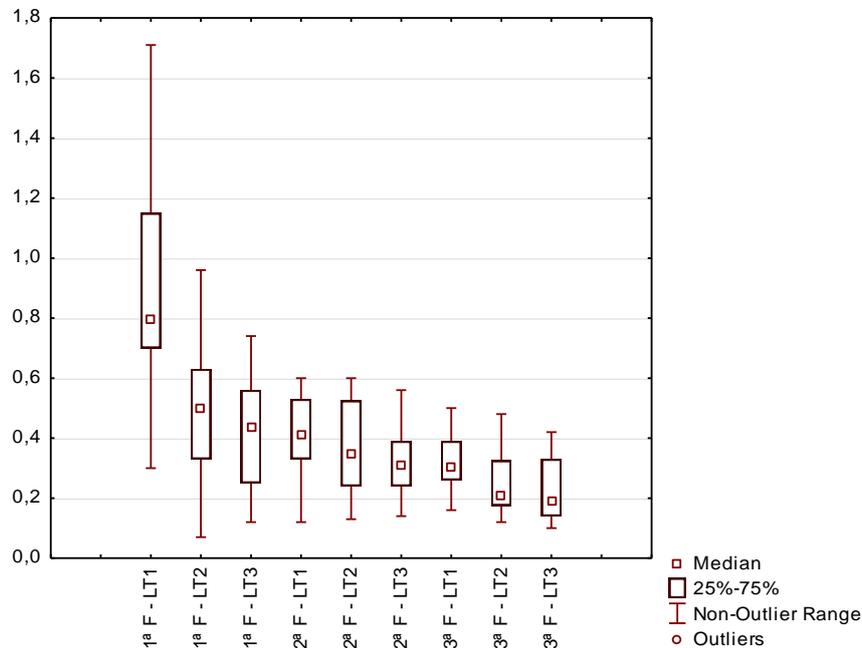
Há duas fontes possíveis de OD nas lagoas: primeiro a produção pelas algas e segundo pela absorção de oxigênio atrás da interface líquido/atmosfera. Na qual, segundo Cavalcanti (2009) há uma tendência natural de transferência de oxigênio do ar para a lagoa, quando esta se encontra com a concentração de oxigênio inferior à de saturação, foi o caso das LT analisadas. Essa absorção é maior com o tempo e com a diminuição das alturas.

Cavalcanti (2009), chegou à conclusão que a absorção de oxigênio em lagoas de polimento é insignificante, já que nessas há uma alta produção de oxigênio das algas, levando as lagoas a níveis maiores da saturação. Contudo, para as presentes lagoas (LT) a absorção pode ser considerada, uma vez que as concentrações de OD não foram superiores a 1 mg/L.

A maior concentração de OD na primeira fase, pode ser resultado das maiores concentrações de clorofila *a*, bem como pela maior influência da absorção de oxigênio.

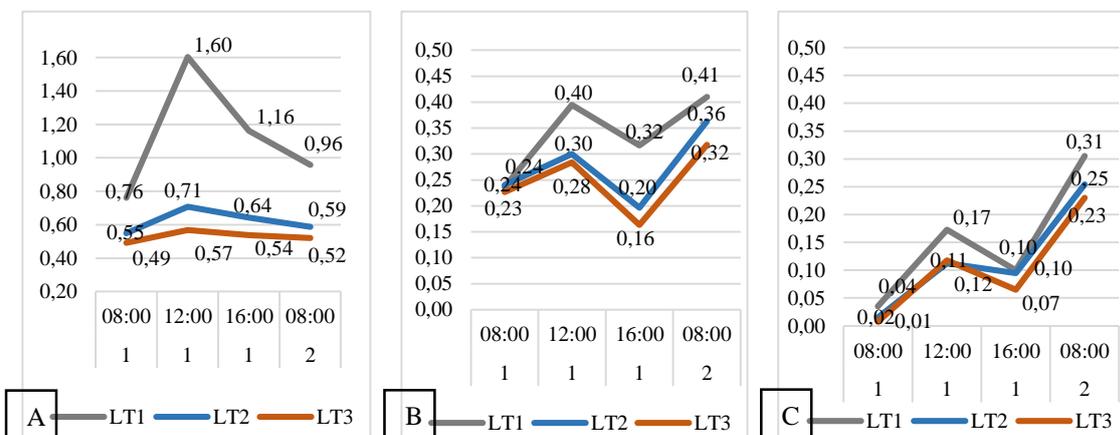
Essa influência justifica também a remoção parcial de sulfeto mesmo em baixas concentrações de clorofila *a* nas lagoas LT2 e LT3.

Figura 19 – Concentração de oxigênio dissolvidos (mg/L) no efluente da saída das lagoas, nas três fases experimentais.



Na Figura 20 é apresentado um perfil das concentrações médias de OD ao longo do dia para as três lagoas e TDH. Vale ressaltar que as medidas de OD dissolvido eram realizadas na parte sobrenadante da lagoa, ou seja, a uma profundidade de aproximadamente 10 cm. Dessa forma, e dado as baixas concentrações de OD, as lagoas tinha predominantemente condições anaeróbias, e eventualmente condições aeróbias em sua superfícies.

Figura 20 – Perfil de OD ao longo do dia das lagoas na primeira fase (a); segunda fase (b); e terceira fase (c).



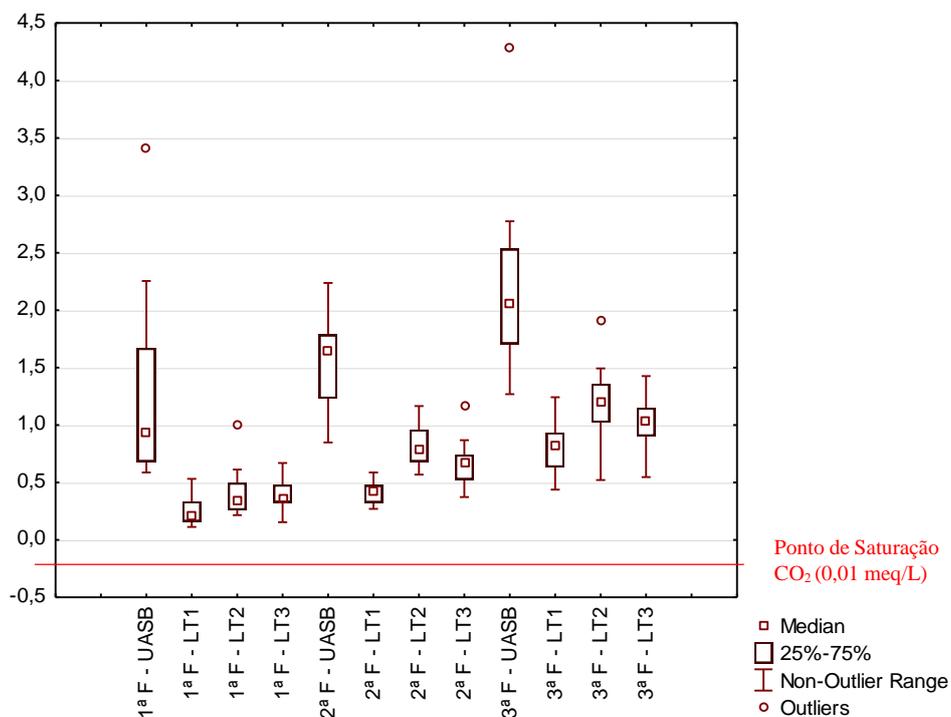
5.2.7. Acidez e remoção de CO₂

Houve considerável remoção de CO₂ nas três fases experimentais. Nesse estágio do efluente (pós reator UASB) há predominância da dessorção, uma vez que o efluente está supersaturado de CO₂.

Essa remoção aumentou com aumento do TDH, isso acontece pois a dessorção acontece com o tempo, se esse é maior, maior também é a dessorção, de modo que o fenômeno acontece até alcançar o equilíbrio de saturação. Na Figura 21 pode-se observar essa tendência, bem como a menor dispersão dos dados das lagoas comparados aos valores do reator UASB, pois após a dessorção do CO₂ menor é a faixa de variação dos dados. E nesse estágio não há absorção de CO₂, pois apesar da ótima dessorção em nenhum caso se atingiu o ponto de equilíbrio de saturação de 0,01 meq/L.

A eficiência média das lagoas, considerando o ponto de saturação, foi de 80%, 67% e 64%, respectivamente para lagoas LT1, LT2 e LT3 na primeira fase, na segunda fase, houve uma remoção média das lagoas LT1, LT2 e LT3 de 72%, 46% e 58%, nessa ordem. Por fim, na terceira fase a eficiência média de remoção foi de 59%, 42% e 50%, respectivamente para LT1, LT2 e LT3.

Figura 21 – Concentração de CO₂ em meq/L, nas três diferentes fases e nas três lagoas.



Considerando somente a dessorção de CO₂, sem interferências de outros processos que podem ocorrer na lagoa, a alcalinidade seria constante e a acidez reduziria na proporção estequiométrica citada no referencial (2 meq por mol de CO₂ removido). Constatou-se, porém, uma alcalinidade nas LT ligeiramente diferentes do valor no efluente do UASB como possível de observar na Tabela 14, em razão aos diferentes mecanismos biológicos que ocorrem em uma lagoa, a exemplo a própria oxidação da matéria orgânica.

Contudo é evidente uma remoção da acidez e aumento do pH, como apresentado na Tabela 14. A eficiência considerando a acidez de equilíbrio no ponto de saturação para cada valor de alcalinidade, como foi demonstrado na Figura 2, foi calculada seguindo a Equação 7:

$$E\% = \frac{Aci - Acf}{Aci - Aceq} \quad \text{Equação 7}$$

Em que,

Aci – acidez inicial, que corresponde a acidez do reator UASB;

Acf – acidez final, correspondendo a acidez de cada lagoa; e

Aceq – acidez de equilíbrio no ponto de saturação de CO₂.

Tabela 14 – Médias das concentrações de alcalinidade, acidez e pH, e concentração de acidez no pondo de equilíbrio de saturação do CO₂, com respectiva eficiência relativa da remoção da acidez.

		pH	Alc.	Aceq	Ac.	E%
1ª Fase	UASB	7.27	9.2	-	11.8	-
	LT1	7.99	9.1	8	9.6	59%
	LT2	7.78	9.5	8.3	10.3	42%
	LT3	7.73	9.6	8.3	10.5	37%
2ª Fase	UASB	7.11	8.9	-	12.3	-
	LT1	7.70	8.9	7.9	9.8	57%
	LT2	7.45	9.5	8.3	11.1	29%
	LT3	7.53	9.3	8.1	10.6	39%
3ª Fase	UASB	7.04	9.8	-	14.2	-
	LT1	7.44	9.4	7.9	11.0	51%
	LT2	7.30	9.6	8.2	12.0	37%
	LT3	7.35	9.6	8.1	11.6	43%

*Alc – Alcalinidade; Aceq – Acidez de equilíbrio; Ac. – Acidez nos efluentes. Concentrações de acidez e alcalinidade em meq/L.

5.3. Análise de variância (ANOVA) e o Teste Tukey

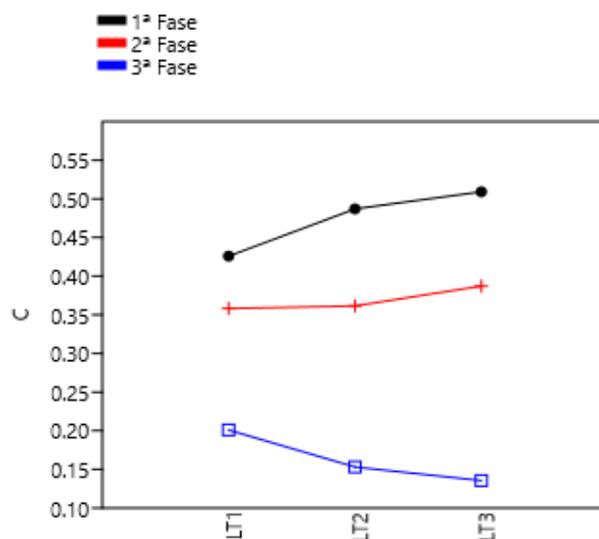
O teste de variância para os dados de desempenho da DQO, como pode ser verificado na Tabela 15, foram insignificantes em relação à altura, uma vez que o teste apresentou um valor de p maior que 0,05 (5%), rejeitando a hipótese nula de que a remoção de DQO é influenciada pela altura das lagoas (LT). Já em relação ao TDH (as três fases distintas) o valor de p foi menor do que 0,05, confirmando a hipótese, e portanto, apresentando diferença significativa e influência do TDH no desempenho da LT na remoção de DQO.

Com o teste Tukey foi possível constatar que essa diferença foi especificamente entre a 1ª e 3ª fase e entre a 2ª e 3ª fase para todas as lagoas, como pode-se observar em destaque os valores de p menores do que 0,05 na Tabela 16. Justifica-se esse comportamento ao baixo desempenho da 3ª fase, como pode ser observado na Figura 22.

Tabela 15 – Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de DQO.

ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor- P	F crítico
TDH	1,800396	2	0,900198	49,06996	1,56E-15	3,08824
Alturas	0,00455	2	0,002275	0,124003	0,883514	3,08824
Interações	0,0737	4	0,018425	1,004355	0,40906	2,46355
Dentro	1,816175	99	0,018345			
Total	3,694821	107				

Figura 22 – Representação gráfica do teste de Tukey, com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase em relação a DQO.



Logo, levando-se em consideração apenas esse parâmetro pode-se indicar a lagoa LT3 como a melhor, já que como exposto a altura não influencia significativamente no desempenho. Já o melhor TDH deverá ser o de 3 ou 2 dias (1ª ou 2ª fase).

Tabela 16 – Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de DQO

<i>Interações</i>		<i>Q</i>	<i>p</i>
LT1-1ª Fase	LT1-2ª Fase	1,734	0,8822
LT1-1ª Fase	LT1-3ª Fase	5,755	0,001787
LT1-1ª Fase	LT2-1ª Fase	1,564	0,9249
LT1-1ª Fase	LT3-1ª Fase	2,132	0,7399
LT1-2ª Fase	LT1-3ª Fase	4,02	0,07713
LT1-2ª Fase	LT2-2ª Fase	0,08565	1
LT1-2ª Fase	LT3-2ª Fase	0,7433	0,9984
LT1-3ª Fase	LT2-3ª Fase	1,223	0,9769
LT1-3ª Fase	LT3-3ª Fase	1,672	0,8993
LT2-1ª Fase	LT2-2ª Fase	3,213	0,2682
LT2-1ª Fase	LT2-3ª Fase	8,541	5,63E-07
LT2-1ª Fase	LT3-1ª Fase	0,5676	0,9997
LT2-2ª Fase	LT2-3ª Fase	5,329	0,005052
LT2-2ª Fase	LT3-2ª Fase	0,6577	0,9992
LT2-3ª Fase	LT3-3ª Fase	0,4491	0,9999
LT3-1ª Fase	LT3-2ª Fase	3,123	0,3007
LT3-1ª Fase	LT3-3ª Fase	9,558	2,06E-08
LT3-2ª Fase	LT3-3ª Fase	6,435	0,000299

Ao ser verificado os dados de variância (ANOVA) dos SST em relação ao desempenho das lagoas, observa-se que houve variação significativa, como mostrado na Tabela 17, ambos valores de p menores do que 0,05, para altura e TDH. Contudo ao analisar-se as interações de Tukey, na Tabela 18, nota-se que não há diferença significativa entre os desempenhos das lagoas nas diferentes alturas e fases, isso ocorre porque a diferença encontrada na ANOVA é entre a LT1 da primeira fase e da terceira fase (influencia apenas das algas nessa 1ª fase da LT1), bem como entre a LT1 da primeira fase e LT2 da segunda fase (maior concentração de sólidos afluente as LT na 2ª fase), isso pode ser analisado na Figura 23a.

Todavia, vale ressaltar que na 2ª fase houve uma expulsão de sólidos do reator UASB acima do padrão, de modo que elevou o desempenho dessa fase, sem contudo

diminuir na mesma proporção a concentração de SST do efluente final, influenciado no teste ANOVA. Portanto, vale uma análise de variância e tukey desses dados apenas das concentrações de sólidos do efluente final das LT. Observando-se que não houve diferença significativa das concentrações nas diferentes fases analisadas, e apenas diferença entre as alturas LT1 e LT2, bem como entre LT1 e LT3 na 1ª e 2ª fase, pois nessas lagoas e fases houve uma elevação da concentração de SST da LT1 em função da formação de algas, essa observação é bem visível na Figura 23b.

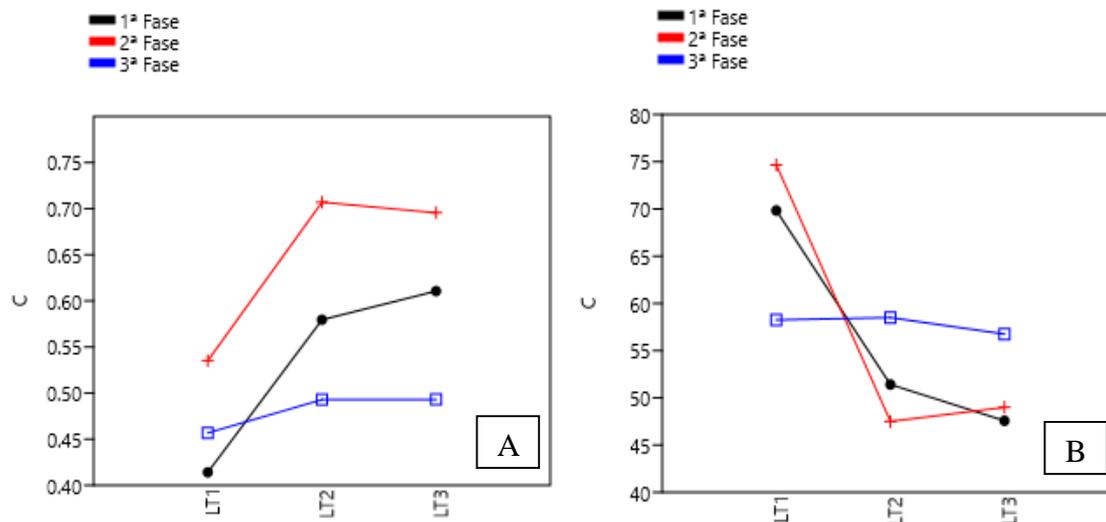
Tabela 17 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de SST.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
TDH	0.50958691	2	0.254793	5.359964	0.006163	3.08824
Alturas	0.39259078	2	0.196295	4.129369	0.018946	3.08824
Interações	0.1071953	4	0.026799	0.563754	0.689506	2.46355
Dentro	4.70610516	99	0.047536			
Total	5.71547814	107				

Tabela 18 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de SST.

<i>Interações</i>		<i>Q</i>	<i>p</i>
LT1-1ª Fase	LT1-2ª Fase	1.923	0.8215
LT1-1ª Fase	LT1-3ª Fase	0.6778	0.9991
LT1-1ª Fase	LT2-1ª Fase	2.627	0.513
LT1-1ª Fase	LT3-1ª Fase	3.122	0.301
LT1-2ª Fase	LT1-3ª Fase	1.245	0.9747
LT1-2ª Fase	LT2-2ª Fase	2.731	0.4652
LT1-2ª Fase	LT3-2ª Fase	2.548	0.5499
LT1-3ª Fase	LT2-3ª Fase	0.5739	0.9996
LT1-3ª Fase	LT3-3ª Fase	0.578	0.9996
LT2-1ª Fase	LT2-2ª Fase	2.026	0.7827
LT2-1ª Fase	LT2-3ª Fase	1.376	0.9587
LT2-1ª Fase	LT3-1ª Fase	0.4946	0.9998
LT2-2ª Fase	LT2-3ª Fase	3.402	0.2073
LT2-2ª Fase	LT3-2ª Fase	0.1823	1
LT2-3ª Fase	LT3-3ª Fase	0.004179	1
LT3-1ª Fase	LT3-2ª Fase	1.35	0.9624
LT3-1ª Fase	LT3-3ª Fase	1.866	0.8413
LT3-2ª Fase	LT3-3ª Fase	3.216	0.2672

Figura 23 - Representação gráfica do teste de Tukey dos SST (a) com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase e (b) representando as concentrações médias.



A mesma análise aplicada aos SST vale para os SSV, onde foi constatado valores de p menores do que 0,05 para altura e TDH, como demonstrado na Tabela 19. Na qual, como observado em destaque ($p < 0,05$) na Tabela 20 foi constatado diferença significativa entre a 1ª e 2ª fase para as lagoas LT1 e LT2, sendo também influencia do elevado desempenho da segunda fase por causa na maior concentração afluyente dos sólidos, como pode ser observado na Figura 24a. De modo que ao comparar-se com análise de dados em função da concentração, mostrada na Figura 24b, essa diferença desaparece.

Em relação a esses parâmetros de sólidos pode-se, portanto, concluir que houve diferença significativa apenas entre as LT1 e LT2, assim como LT1 e LT3, na primeira e segunda fase, em razão da maior concentração de algas na LT1 nessas fases. A melhor lagoa, portanto, será a que melhor atende aos requisitos financeiros (menores áreas de implementação), logo, seria a LT3 da 3ª fase, contudo a análise de DQO exclui a possibilidade da 3ª fase em razão do seu baixo desempenho, desse modo, a 2ª fase atenderia o requisito de desempenho. Contudo, vale salientar que a escolha dependerá principalmente do objetivo do tratamento, neste caso, se for apenas a remoção de sólidos, a 3ª fase já atenderia ao objetivo.

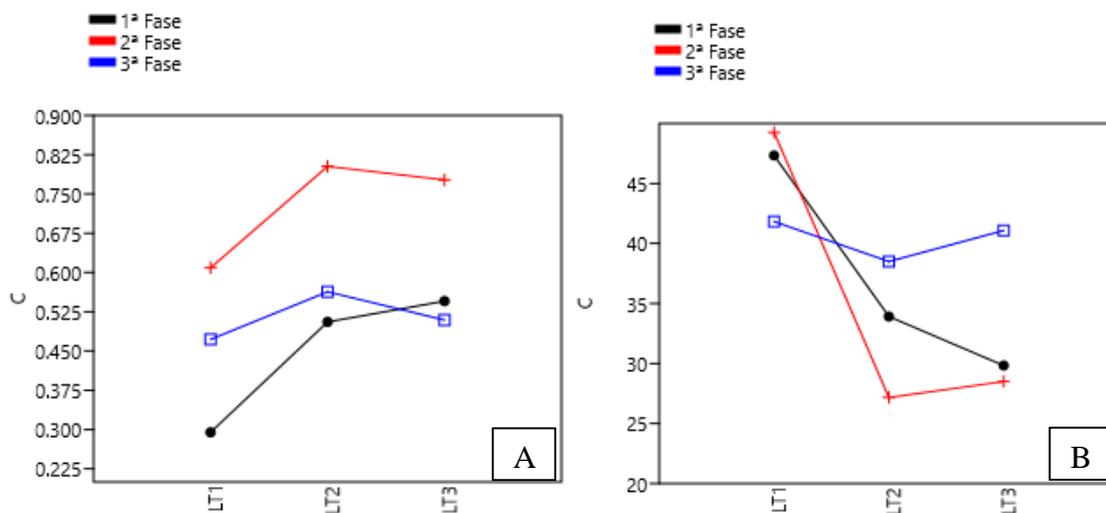
Tabela 19 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de SSV.

ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
TDH	1.55223454	2	0.776117	14.39235	3.26E-06	3.08824
Alturas	0.60602942	2	0.303015	5.619116	0.004881	3.08824
Interações	0.14499533	4	0.036249	0.6722	0.6128	2.46355
Dentro	5.33864292	99	0.053926			
Total	7.64190221	107				

Tabela 20 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de SSV.

<i>Interações</i>		<i>Q</i>	<i>p</i>
LT1-1ª Fase	LT1-2ª Fase	4.686	0.02119
LT1-1ª Fase	LT1-3ª Fase	2.648	0.5032
LT1-1ª Fase	LT2-1ª Fase	3.145	0.2925
LT1-1ª Fase	LT3-1ª Fase	3.738	0.1245
LT1-2ª Fase	LT1-3ª Fase	2.038	0.778
LT1-2ª Fase	LT2-2ª Fase	2.891	0.3941
LT1-2ª Fase	LT3-2ª Fase	2.504	0.5708
LT1-3ª Fase	LT2-3ª Fase	1.356	0.9615
LT1-3ª Fase	LT3-3ª Fase	0.5512	0.9997
LT2-1ª Fase	LT2-2ª Fase	4.432	0.03556
LT2-1ª Fase	LT2-3ª Fase	0.8596	0.9964
LT2-1ª Fase	LT3-1ª Fase	0.5931	0.9996
LT2-2ª Fase	LT2-3ª Fase	3.573	0.1613
LT2-2ª Fase	LT3-2ª Fase	0.3868	1
LT2-3ª Fase	LT3-3ª Fase	0.805	0.9975
LT3-1ª Fase	LT3-2ª Fase	3.453	0.1928
LT3-1ª Fase	LT3-3ª Fase	0.5385	0.9997
LT3-2ª Fase	LT3-3ª Fase	3.991	0.08118

Figura 24 - Representação gráfica do teste de Tukey dos SSV (a) com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase e (b) representando as concentrações médias.



Na análise do desempenho das lagoas para os dados de sulfeto, como esperado apresentou diferença significativa tanto entre as fases (diferentes TDH) quanto entre as alturas, como pode ser observado valores de p em destaque menores do 0,05 na Tabela 21.

Na Tabela 22 e na Figura 25, pode-se verificar que houve diferença significativa entre a 1ª fase e as demais, bem como houve diferença entre as lagoas LT1 e LT2, assim como a LT1 e LT3, como demonstrado pelos valores em destaque. Esse comportamento é justificável pela melhor condição de OD na primeira fase em todas as lagoas, e nas demais fase para LT1, criando condições mais favoráveis a oxidação do sulfeto.

Logo, no que diz respeito ao sulfeto a lagoa que apresenta melhor desempenho é a LT1 da 1ª fase, contudo essa lagoa nesse TDH possui o maior custo, bem como nas outras análises estatísticas ela não foi a melhor indicação. Desse modo a melhor escolha deverá ser a 1ª fase, contudo como para o sulfeto a LT3 não difere significativamente da LT2, esta deverá ser melhor adotada.

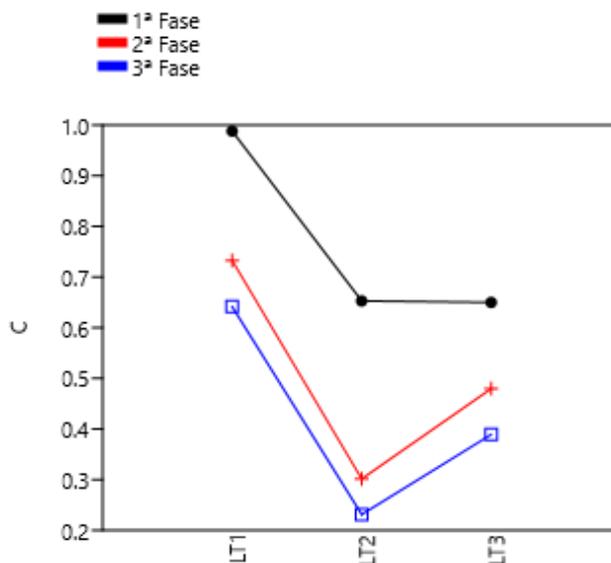
Tabela 21 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de sulfeto.

ANOVA							
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>	
TDH	2.30110647	2	1.150553	27.6945	2.8E-10	3.08824	
Altura	2.94253533	2	1.471268	35.41429	2.5E-12	3.08824	
Interações	0.11862895	4	0.029657	0.713867	0.584383	2.46355	
Dentro	4.11290208	99	0.041544				
Total	9.47517284	107					

Tabela 22 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de sulfeto.

<i>Interações</i>		<i>Q</i>	<i>p</i>
LT1-1ª Fase	LT1-2ª Fase	4.342	0.04244
LT1-1ª Fase	LT1-3ª Fase	5.89	0.001266
LT1-1ª Fase	LT2-1ª Fase	5.698	0.002059
LT1-1ª Fase	LT3-1ª Fase	5.747	0.00182
LT1-2ª Fase	LT1-3ª Fase	1.548	0.9283
LT1-2ª Fase	LT2-2ª Fase	7.327	2.37E-05
LT1-2ª Fase	LT3-2ª Fase	4.299	0.0461
LT1-3ª Fase	LT2-3ª Fase	6.973	6.65E-05
LT1-3ª Fase	LT3-3ª Fase	4.287	0.04714
LT2-1ª Fase	LT2-2ª Fase	5.972	0.001027
LT2-1ª Fase	LT2-3ª Fase	7.165	3.81E-05
LT2-1ª Fase	LT3-1ª Fase	0.04931	1
LT2-2ª Fase	LT2-3ª Fase	1.193	0.9796
LT2-2ª Fase	LT3-2ª Fase	3.028	0.3372
LT2-3ª Fase	LT3-3ª Fase	2.685	0.4861
LT3-1ª Fase	LT3-2ª Fase	2.894	0.3927
LT3-1ª Fase	LT3-3ª Fase	4.431	0.0357
LT3-2ª Fase	LT3-3ª Fase	1.536	0.9307

Figura 25 - Representação gráfica do teste de Tukey, com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase em relação a eficiência de remoção de Sulfeto.



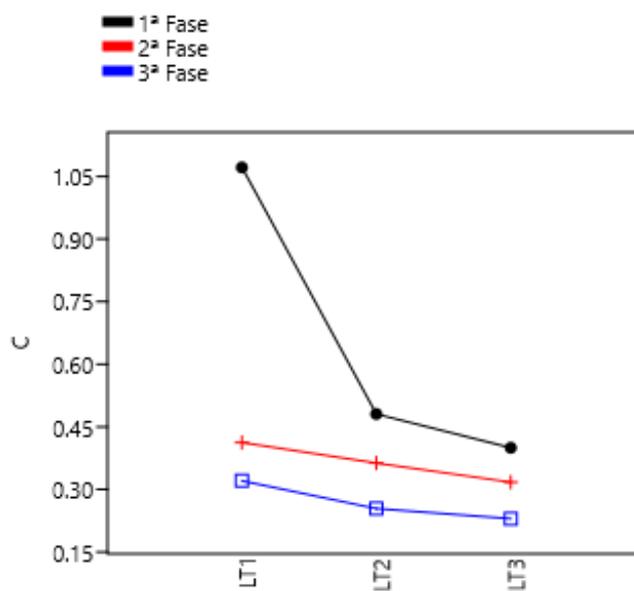
No que se refere aos dados de OD, como pode ser observado na Tabela 23, houve diferença significativa entre as fases e alturas, semelhante as observações do teste de sulfeto. Contudo, ao analisar-se o teste de Tukey e suas interações descritas na Tabela 24, constata-se que essa diferença é apenas em decorrência da lagoa LT1 da 1ª fase, apresentar uma concentração de OD mais elevada que nas demais lagoas e as demais fases. Na Figura 26 é possível notar bem essa observação.

Tabela 23 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de OD.

ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
TDH	2.8507463	2	1.425373	20.02281	4.98E-08	3.08824
Alturas	1.6765796	2	0.83829	11.77581	2.58E-05	3.08824
Interações	1.6577259	4	0.414431	5.821692	0.0003	2.46355
Dentro	7.0475583	99	0.071187			
Total	13.23261	107				

Tabela 24 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de OD.

<i>Interações</i>		<i>Q</i>	<i>p</i>
LT1-1ª Fase	LT1-2ª Fase	8.558	5.33E-07
LT1-1ª Fase	LT1-3ª Fase	9.748	1.10E-08
LT1-1ª Fase	LT2-1ª Fase	7.671	8.45E-06
LT1-1ª Fase	LT3-1ª Fase	8.721	3.17E-07
LT1-2ª Fase	LT1-3ª Fase	1.19	0.9799
LT1-2ª Fase	LT2-2ª Fase	0.6384	0.9993
LT1-2ª Fase	LT3-2ª Fase	1.233	0.9759
LT1-3ª Fase	LT2-3ª Fase	0.8656	0.9963
LT1-3ª Fase	LT3-3ª Fase	1.179	0.9808
LT2-1ª Fase	LT2-2ª Fase	1.526	0.9329
LT2-1ª Fase	LT2-3ª Fase	2.943	0.372
LT2-1ª Fase	LT3-1ª Fase	1.049	0.9895
LT2-2ª Fase	LT2-3ª Fase	1.417	0.9524
LT2-2ª Fase	LT3-2ª Fase	0.5951	0.9996
LT2-3ª Fase	LT3-3ª Fase	0.3138	1
LT3-1ª Fase	LT3-2ª Fase	1.071	0.9883
LT3-1ª Fase	LT3-3ª Fase	2.207	0.7073
LT3-2ª Fase	LT3-3ª Fase	1.136	0.9841

Figura 26 - Representação gráfica do teste de Tukey, com representação de C da concentração média das lagoas em cada fase em relação ao OD.

Na análise do desempenho das lagoas para os dados de CO₂, também como esperado apresentou diferença significativa tanto entre as fases (diferentes TDH) quanto entres as alturas, como pode ser observado os valores de p menores do que 0,05 em destaque na Tabela 25. Porém, como mostrado na Tabela 26 de interações e na Figura 27, essa diferença foi especificamente entre a fase 1 e 3 para as lagoas LT1 e LT2, bem como a fase 1 e 2 para LT2. Foi observado ainda diferença significativa entre LT1 e LT2 na 2ª fase. Pode-se observar uma semelhança no padrão de desempenho de CO₂ com o de sulfeto, isso pode ser em razão do sulfeto além de ser removido por oxidação biológica, pode haver alguma dessorção, mecanismo fundamentação de remoção de CO₂. Neste caso, apesar na melhor lagoa em desempenho de remoção de CO₂ também ser a LT1 da 1ª fase, ela não deverá ser a ideal pelo mesmo motivo de maior custo de construção.

Tabela 25 - Análise de variância de fator duplo com repetição para os dados de CO₂.

ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	valor- <i>P</i>	<i>F</i> crítico
Amostra	0.749873	2	0.374937	15.9738	9.72E-07	3.08824
Colunas	0.6622948	2	0.331147	14.10821	4.06E-06	3.08824
Interações	0.0784112	4	0.019603	0.835157	0.506017	2.46355
Dentro	2.3237253	99	0.023472			
Total	3.8143043	107				

Figura 27 - Representação gráfica do teste de Turkey, com representação de C do desempenho médio das lagoas em cada fase em relação a eficiência de remoção de CO₂.

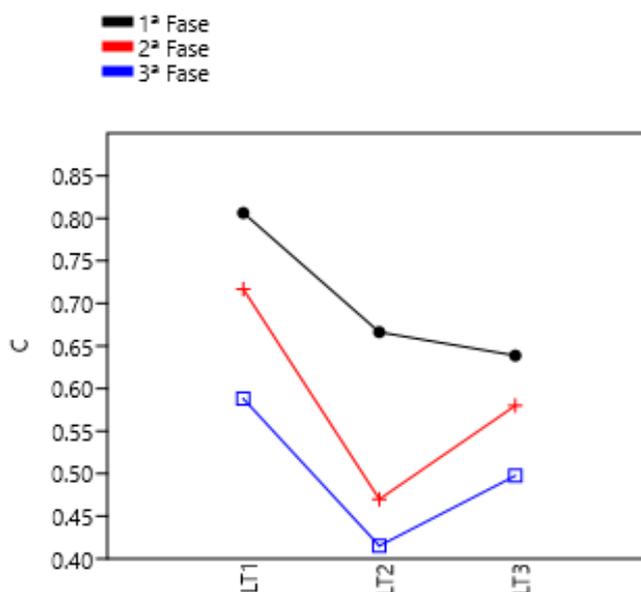


Tabela 26 - Interações do teste Tukey de duas variáveis para os dados de CO₂.

<i>Interações</i>		<i>Q</i>	<i>p</i>
LT1-1ª Fase	LT1-2ª Fase	2.026	0.783
LT1-1ª Fase	LT1-3ª Fase	4.937	0.01235
LT1-1ª Fase	LT2-1ª Fase	3.169	0.2839
LT1-1ª Fase	LT3-1ª Fase	3.79	0.1143
LT1-2ª Fase	LT1-3ª Fase	2.912	0.3853
LT1-2ª Fase	LT2-2ª Fase	5.584	0.002731
LT1-2ª Fase	LT3-2ª Fase	3.094	0.3116
LT1-3ª Fase	LT2-3ª Fase	3.908	0.09374
LT1-3ª Fase	LT3-3ª Fase	2.046	0.7751
LT2-1ª Fase	LT2-2ª Fase	4.441	0.03496
LT2-1ª Fase	LT2-3ª Fase	5.677	0.00217
LT2-1ª Fase	LT3-1ª Fase	0.6218	0.9994
LT2-2ª Fase	LT2-3ª Fase	1.236	0.9756
LT2-2ª Fase	LT3-2ª Fase	2.49	0.5774
LT2-3ª Fase	LT3-3ª Fase	1.863	0.8424
LT3-1ª Fase	LT3-2ª Fase	1.329	0.965
LT3-1ª Fase	LT3-3ª Fase	3.193	0.2753
LT3-2ª Fase	LT3-3ª Fase	1.863	0.8422

De maneira abrangente, pode-se inferir que levando-se em consideração os aspectos econômicos e técnicos das lagoas estudadas a melhor escolha seria a LT3 da 1ª fase (TDH de 3 dia), como destacado na Tabela 27, em que através do resumo estatístico observa-se que essa lagoa na maioria das análises teve uma relação significativa positiva ou não significantes com as demais lagoas. Caso se necessite de um maior inóculo de algas à lagoas de polimento, a LT2 deverá ser a adotada. De todo modo, uma análise deve ser feita caso a caso, pesando qual é o principal objetivo desejado da LT utilizada.

Tabela 27 – Resumo das interações estatísticas do teste Tukey.

	TDH			
	Altura	1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase
DQO	LT1	R	ND	-/1ªF
	LT2	R	R	-/1ªe2ªF
	LT3	R	R	-/1ªe2ªF
SST	LT1	-/LT2/LT3	-/LT2/LT3	ND
	LT2	R	R	ND
	LT3	R	R	ND
SSV	LT1	-/LT2/LT3	-/LT2/LT3	ND
	LT2	R	R	ND
	LT3	R	R	ND
Sulfeto	LT1	+ / LT2/LT3 +/2ªe3ªF	+ / LT2/LT3	+ / LT2/LT3
	LT2	+ / 2ªe3ªF	R	R
	LT3	+ / 3ªF	R	R
OD	LT1	+ / LT2/LT3 +/2ªe3ªF	R	R
	LT2	R	ND	ND
	LT3	R	ND	ND
CO ₂	LT1	+ / 3ªF	+ / LT2	R
	LT2	+ / 2ªF / 3ªF	R	R
	LT3	ND	ND	ND

*ND – Não houve diferença significativa; + diferença significativa com melhor desempenho ou concentração; - diferença significativa com pior desempenho ou concentração; R – Relaciona-se positivamente ou negativamente com alguma célula na horizontal e/ou vertical; F – Fase. 1ª Fase – TDH de 3 dias; 2ª Fase – TDH de 2 dias; 3ª Fase – TDH de 1,5 dias. Os dados se relacionam na horizontal para as fases, e vertical para as alturas.

5.4. Análise da viabilidade técnica das Lagoas de Transbordo

A partir dos resultados expostos pode-se presumir que a utilização de uma lagoa de transbordo traz vantagens que extrapola unicamente a função de um tanque de equalização e transferência, evidenciando desse modo, sua viabilidade técnica para o melhoramento do efluente para ser usado nas lagoas de polimento. As seguintes vantagens principais podem ser destacadas:

- Alta eficiência na remoção de sólidos sedimentáveis, desse modo, o reator UASB pode ser operado sem descarga intencional de lodo: o lodo que não cabe no reator UASB será descarregado na lagoa de transbordo onde é separado da fase líquida por sedimentação. O efluente decantado segue para a lagoa de polimento e os sólidos para tratamento do lodo. Assim, o reator UASB sempre operará com a massa máxima de lodo o que maximiza a eficiência da digestão anaeróbia.

- Melhoramento do efluente em termos de remoção de DQO, em especial nos maiores TDH.
- Crescimento inicial de algas no efluente da LT, em especial em lagoas de 1 a 2 metros, permitindo que estas atuem como inóculo para LP, de modo que a fotossíntese nesta última ocorra imediatamente após a alimentação;
- Eventual oxigênio dissolvido presente na LT é utilizado para oxidação parcial ou completa de sulfeto (fator dependente da altura e TDH adotado para a lagoa), eliminando parcial ou completamente os maus odores, causando a melhor aceitação das LT;
- Com a redução dos sólidos em suspensão oriundos do reator UASB, há conseqüentemente redução da carga orgânica sobre as LP subseqüentes, facilitando a função destas na remoção da concentração residual de material orgânico e dos nutrientes;
- A menor concentração de material orgânico diminui sua taxa de oxidação e de produção de CO₂, acelerando a remoção de acidez e aumento do pH.
- Há nestas também a dessorção de CO₂, provocando diminuição da acidez e conseqüentemente podem facilitar o aumento do pH nas LP; e
- O tempo de detenção na LT favorece ainda a sedimentação de considerável parte de ovos de helmintos.

Todas essas vantagens irão proporcionar melhores condições de tratamento nas lagoas de polimento com possibilidades de atendimento aos padrões de qualidade desejados, de forma mais rápida e eficiente, conseqüentemente um menor TDH é possível.

Com a diminuição do TDH há uma redução de custos na construção das lagoas de polimento, direcionados estes agora para a lagoa de trasbordo. Apesar de em termos construtivos parecer não haver diferença de custo, em termos técnicos a facilidade operacional que a lagoa de trasbordo pode proporcionar uma economia de custos a longo prazo.

6. Conclusão

As lagoas de transbordo apresentaram boa eficiência na remoção dos sólidos e matéria orgânica. Para o parâmetro sólidos suspensos totais e totais voláteis, as concentrações finais do efluente não demonstrou diferença significativa em relação ao TDH, de modo que o menor TDH investigado (1,5) já foi suficiente para remoção dos sólidos expulsos do reator UASB. Já o desempenho de remoção de DQO não apresentou diferença significativa em relação à altura, contudo demonstrou diferença significativa entre a 1ª e 3ª fase e entre a 2ª e 3ª fase para todas as lagoas analisadas.

A ocorrência de clorofila *a* foi bastante evidente na primeira fase com TDH de 3 dias, em especial na lagoa LT1, demonstrando serem um potencial inóculo as LP. As concentrações de clorofila *a* apresentaram uma diminuição com o aumento da altura e redução do TDH, apesar das concentrações encontradas nos THD de 3 dias e 2 dias não mostrarem diferença significativa entre lagoas LT2 e LT3.

Semelhantemente as concentrações de OD seguiram o mesmo padrão, diminuindo com o aumento das alturas e a diminuição do TDH, conseqüentemente, a remoção de sulfeto foi maior nos maiores THD e menores alturas, seguindo também esse mesmo padrão.

Houve uma considerável dessorção de CO₂, com eficiências entre 40 e 80%, também seguindo um padrão com o aumento do TDH e diminuição da altura, provocando na mesma proporção uma redução da acidez do efluente. Com esse resultado prova-se também que o ambiente será mais favorável a redução da acidez e aumento do pH nas LP subsequentes.

As lagoas de transbordo foram ainda excelentes na remoção de ovos de helmintos, com mais de 90% de eficiência em todas as lagoas e fases analisadas.

Conclui-se por fim, que lagoas de transbordo podem ser consideradas uma alternativa viável no melhoramento de efluentes destinados a lagoas de polimento.

REFERÊNCIAS

- ALVES, E. M.; CAVALCANTI, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 6, p. 1177–1182, 2011.
- ALTRONIC. Programador digital economiza energia de equipamentos. São Paulo, 2015. Disponível em: <<https://www.nei.com.br/produto/2015-12-programador-digital-tron-controles-eletricos-ltda?id=8296a273-6a99-4233-9d34-5c554c3603de>> Acesso em: 15 set. 2019.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington D C. 2012.
- DE ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, M. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. **Water Science and Technology**, v. 67, n. 10, p. 2241–2248, 2013.
- DINIZ, R. C. O. **Estrutura e dinâmica da comunidade bacteriana presente em reatores de oxidação biológica de sulfeto**. 2015. 94 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- AYRES, R. M.; MARA, D. D. **Analysis of wastewater for use in agriculture: a laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques**. Geneva: World Health Organization, 1996.
- BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; BEVILACQUA, P. D.; *et al.* UASB-polishing ponds design parameters: contributions from a pilot scale study in southeast Brazil. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 6, p. 1276–1281, 2011.
- BRYANT, C. W. Lagoons, Ponds, and Aerobic Digestion. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 58, n. 6, p. 501–504, 1986.
- CALDWELL, D. H. Sewage Oxidation Ponds: Performance, Operation and Design. **Sewage Works Journal**, v. 18, n. 3, p. 433–458, 1946.
- CAMILOTTI, P. R. **Recuperação de enxofre elementar em reatores microaerados**. 2012. 139f. Dissertação (mestrado) – em ciências (engenharia hidráulica e saneamento), Universidade Federal de São Paulo – Escola de engenharia de São Carlos, São Carlos, 2012.

CAVALCANTI, P. F. F., VAN HAANDEL, A., KATO, M. T., VON SPERLING, M., LUDUVICE, M. L. & MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de Efluente Anaeróbios por Lagoas de Polimento. In: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coord.). **Pós-Tratamento de Efluente de Reatores Anaeróbios**. Projeto PROSAB, Belo Horizonte, BR, 2001.

CAVALCANTI, P.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Sludge accumulation in polishing ponds treating anaerobically digested wastewater. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 75–81, 2002.

CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de Reatores UASB e Lagoas de Polimento no Tratamento de Esgoto Doméstico**. João Pessoa: Gráfica Santa Marta, 1ª Ed, p. 172, 2009.

CHAOUA, S.; BOUSSAA, S.; KHADRA, A.; *et al.* Efficiency of two sewage treatment systems (activated sludge and natural lagoons) for helminth egg removal in Morocco. **Journal of Infection and Public Health**, v. 11, n. 2, p. 197–202, 2018.

CHERNICHARO, C. A.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; *et al.* Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 1: Tópicos de Interesse. **Revista DAE**, v. 66, n. 214, p. 5–16, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F.; SPERLING, M. V.; *et al.* Conceptual analysis of the UASB/polishing pond system regarding the removal of surfactants, micropollutants and control of gaseous emissions. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 5, p. 1211–1219, 2010.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª. ed. Belo Horizonte: UFMG 2007.

COURAS, C. S. *et al.* Effects of operational shocks on key microbial populations for biogas production in UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors. **Energy**, 76, p.866-874, jun. 2014.

DIAS, D. F.C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, Valéria A.J.; *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.

FARZADKIA, Mahdi; EHRAMPOUSH, Mohammad Hassan; SADEGHI, Shahram; *et al.* Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in Yazd-Iran. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, p. 7 - 12, 2014.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic Processes as the Core Technology for Sustainable Domestic Wastewater Treatment: Consolidated Applications, New Trends, Perspectives, and Challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 3–19, 2006.

GARCIA, G. P.; SOUZA, C. L.; GLÓRIA, R. M.; *et al.* Biological oxidation of sulphides by microorganisms present in the scum layer of UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 9, p. 1871–1878, 2012.

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.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 928 p.

KARIM, A.; DUBOIS, Kristal; VEIZER, Jan. Carbon and oxygen dynamics in the Laurentian Great Lakes: Implications for the CO₂ flux from terrestrial aquatic systems to the atmosphere. **Chemical Geology**, v. 281, n. 1–2, p. 133–141, 2012.

KEHL, O. *et al.* Analysis of design approaches for stabilization ponds under different boundary conditions — **A comparison**. v. 35, p. 1117–1128, 2009.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; *et al.* Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011.

KONATÉ, Y.; MAIGA, A.H.; BASSET, D.; *et al.* Parasite removal by waste stabilisation pond in Burkina Faso, accumulation and inactivation in sludge. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 101–106, 2013.

LETTINGA, Gatze. Towards feasible and sustainable environmental protection for all. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 11, n. 1, p. 116–124, 2008.

LÉO, L. F. R. **Investigação da toxicidade, tratabilidade e formação de subprodutos tóxicos em efluentes clorados de lagoas de estabilização com e sem pós-tratamento**. 2008, 160 p. Tese (Doutorado)- Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Edição Revisada, São Paulo, 2008.

LI, M. et al. On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: From a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, 2018.

MARA, Duncan. Waste Stabilization Ponds: A Highly Appropriate Wastewater Treatment Technology for Mediterranean Countries. *In*: BAZ, Ismail Al; OTTERPOHL, Ralf; WENDLAND, Claudia (Orgs.). **Efficient Management of Wastewater**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008, p. 113–123. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-74492-4_10>. Acesso em: 13 out. 2019.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste Stabilization Ponds**. Design Manual for Mediterranean Europe. The Hague: Regional Office for Europe Copenhagen, p. 1 - 59 1987.

METCALF; EDDY, 2016. Inc. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ed. Porto Alegre, McGraw-Hill Book, 1980p. Tradução: Ivanildo Hespanhol, Jose Carlos Mierzwa. Bookman, 2016.

MOSTEO, R.; ORMAD, M. P.; GOÑI, P.; *et al.* Identification of pathogen bacteria and protozoa in treated urban wastewaters discharged in the Ebro River (Spain): water reuse possibilities. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 3, p. 575–583, 2013.

NOYOLA, Adalberto; MORGAN-SAGASTUME, Juan Manuel; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, Jorge E. Treatment of Biogas Produced in Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odor Control and Energy/Resource Recovery. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 93–114, 2006.

OAKLEY, S. M.; MENDONÇA, L. C.; MENDONÇA, S. R. Sludge removal from primary wastewater stabilization ponds with excessive accumulation: a sustainable method for developing regions. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 2, n. 2, p. 68–78, 2012.

OLUKANNI, D. O.; DUCOSTE, J. J. Optimization of waste stabilization pond design for developing nations using computational fluid dynamics. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1878–1888, 2011.

PARKER, C. D., JONES, H. L. e TAYLOR, W. S. **Purification of Sewage in Lagoons**. *Sewage and Industrial Wastes*, 22: 760-775, 1950.

- RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal**. 2008. 135 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de Reatores anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. V. 12, n. 3, p. 240-246, 2007.
- TANG, Kimberley; BASKARAN, Vikrama; NEMATLI, Mehdi. Bacteria of the sulphur cycle: An overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries. **Biochemical Engineering Journal**, v. 44, n. 1, p. 73–94, 2009.
- SANTOS, S. L.; SIMÕES, J. P. O; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. Design optimization of a simple single family anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, 2016.
- SENGUPTA, Mita E.; THAMSBORG, Stig M.; ANDERSEN, Thorbjørn J.; *et al.* Sedimentation of helminth eggs in water. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4651–4660, 2011.
- SYED, M; SOREANU, G; FALLETTA, P; *et al.* Removal of hydrogen sulfide from gas streams using biological processes - A review. **Canadian Biosystems Engineering**, v. 48, p. 15, 2006.
- SILVA, F. J. A. Número de dispersão em lagoas de maturação. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 27, n. 1, p. 17-25, jun. 2006.
- SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 7, p. 1229–1237, 2012.
- SOUSA, T. A. T. de; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I. N.; *et al.* Post-treatment of municipal sewer in shallow polishing ponds. **African Journal of Biotechnology**, v. 16, n. 11, p. 508–516, 2017.
- SOUZA, Cláudio Leite de. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. 2010. 147 f. Tese (Doutorado) - Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

TANG, K.; BASKARAN, V.; NEMATI, M. Bacteria of the sulphur cycle: An overview of microbiology, biokinetics and their role in petroleum and mining industries. **Biochemical Engineering Journal**, v. 44, n. 1, p. 73–94, 2009.

van HAANDEL, A. C. **Possíveis causas e medidas para remediar e evitar o ressurgimento da cor púrpura nas lagoas do SIDI em Fortaleza-CE**. Parecer técnico. Consultor - Adrianus van Haandel, 22 p. Fevereiro, 2001.

van HAANDEL, A. C. e Catunda, S.Y.C., 2013. **Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: teoria e aplicações**. 1 ed. Campina Grande: epgraf. 2013.

van HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande -PB: Epgraf, 240p, 1994.

van HAANDEL, A. C; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; *et al.* Anaerobic Reactor Design Concepts for the Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21–38, 2006.

van HAANDEL, A.C.;van der LUBBE, J. **Handbook Biological waste water treatment - second edition: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems**. IWA Publishing of Alliance House, London-UK, 2019. 816 p. ISBN: 9781780400006

van HAANDEL, A. C.; van der LUBBE, J. **Anaerobic Sewage Treatment: Optimization of Process and Physical Design of Anaerobic and Complementary Processes**. London: IWA Publishing, 2019. 429 p. ISBN: 9781780409610.

van HAANDEL, Adrianus; SANTOS, Silvânia Lucas dos; CHAVES, Sílvia Raphaele Moraes; *et al.* Influência do projeto do separador de fases no desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuais municipais. **Revista DAE**, v. 63, n. 200, p. 64–75, 2015.

von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOARES, A.M.E.; *et al.* Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modelling. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 237–242, 2002.

von SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. 196 p.

VERBYLA, M. E.; OAKLEY, S. M.; MIHELICIC, J. R. Wastewater Infrastructure for Small Cities in an Urbanizing World: Integrating Protection of Human Health and the Environment with Resource Recovery and Food Security. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 8, p. 3598–3605, 2013.

WATTERS, G. Z. **The Hydraulics of Waste Stabilization Ponds**. 1979, 275 f. Tese (Doutorado) - Utah Water Research Laboratory, College of Engineering, Utah State University. June 1972.