



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

**LAGOAS DE POLIMENTO COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATORES
UASB: REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO**

MATHEUS RODRIGUES LIMA AGUIAR

Campina Grande-PB

2021

MATHEUS RODRIGUES LIMA AGUIAR

**LAGOAS DE POLIMENTO COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATORES
UASB: REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para 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. Dra. Silvânia Lucas dos Santos.

A2821 Aguiar, Matheus Rodrigues Lima.
Lagoas de polimento como pós-tratamento de reatores UASB: remoção de material orgânico / Matheus Rodrigues Lima Aguiar. – Campina Grande, 2021.
50 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2021.
"Orientação: Prof. Dr. Adrianus Cornelius van Haandel, Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos".
Referências.

1. Saneamento Ambiental. 2. Pré-tratamento Anaeróbio. 3. Remoção da DBO. 4. Profundidade da Lagoa. 5. Inóculo. 6. Recursos Hídricos. I. Haandel, Adrianus Cornelius van. II. Santos, Silvânia Lucas dos. III. Título.

CDU 628:502.1(043)

MATHEUS RODRIGUES LIMA AGUIAR

**LAGOAS DE POLIMENTO COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATORES
UASB: REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO**

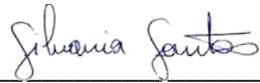
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovado em: 23/08/2021

BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel
(Universidade Federal de Campina Grande)
Orientador



Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos
(Universidade Federal do Rio Grande do Norte)
Coorientadora



Prof. Dra. Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos
(Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará)
Examinadora Externa



Prof. Dr. José Tavares de Sousa
(Universidade Estadual da Paraíba)
Examinador Externo

Campina Grande - PB
2021



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
 POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
 Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

2. **ALUNO: MATHEUS RODRIGUES LIMA AGUIAR / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL - PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR.ª SILVÂNIA LUCAS DOS SANTOS - UFRN - COORIENTADORA, DR.ª ELIVÂNIA VASCONCELOS MORAES DOS SANTOS – IFCE – EXAMINADORA EXTERNA, DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA - UEPB – EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 33/2021). / TITULO DA DISSERTAÇÃO: “LAGOAS DE POLIMENTO COMO PÓS-TRATAMENTO DE REATORES UASB: REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 09:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**

3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O CANDIDATO FOI ARGUIDO ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO "EM EXIGÊNCIA" PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**

4. **CAMPINA GRANDE, 23 DE AGOSTO DE 2021**

5.

6.

7. **DR. ADRIANUS VAN HAANDEL - ORIENTADOR**

8.

9.

10. **DR.ª SILVÂNIA LUCAS DOS SANTOS - COORIENTADORA**

11.

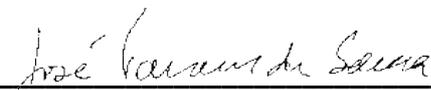
12.

13. **DR.ª ELIVÂNIA VASCONCELOS M. DOS SANTOS - EXAMINADORA EXTERNA**

14.

15.

16.



DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA – EXAMINADOR EXTERNO



Documento assinado eletronicamente por **Matheus Rodrigues Lima Aguiar, Usuário Externo**, em 25/08/2021, às 12:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **1697866** e o código CRC **BD1FCF31**.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus e a Nossa Senhora que me iluminam nas horas de incerteza.

Aos meus familiares, namorada e amigos pelo suporte emocional durante a elaboração da dissertação.

Aos Professores Adrianus e Silvânia pela orientação no desenvolvimento desta dissertação.

Aos membros da banca Profa. Dra. Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos e Prof. Dr. José Tavares de Sousa por todas as contribuições realizadas para o enriquecimento do trabalho.

A pesquisadora Me. Marília Patrício Alves pelas considerações e correções deste trabalho.

Aos amigos e funcionários da EXTRABES pela troca de ideias e ajuda durante todo o mestrado.

A todos que direta ou indiretamente, contribuíram para a realização da pesquisa, bem como meu aperfeiçoamento acadêmico e profissional.

A CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

RESUMO

O regime de bateladas sequenciais em lagoas de polimento apresenta duas vantagens importantes em relação às lagoas de fluxo contínuo: (1) reduz consideravelmente o tempo necessário para o decaimento de organismos patogênicos e (2) possibilita a remoção eficiente dos nutrientes, a exemplo de nitrogênio e fósforo. Entretanto, a aplicabilidade do regime de bateladas sequenciais é limitada pela concentração de material orgânico no afluente da lagoa: se essa concentração é alta, a demanda por oxigênio pode exceder a capacidade de geração na lagoa e o ambiente fica anaeróbio, o que é indesejável, pois a digestão anaeróbia é lenta quando a concentração de material orgânico é baixa. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a remoção do material orgânico residual do efluente pré-tratado anaerobiamente (reator UASB) em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais (LPBS). Além disso, avaliou-se a influência da concentração inicial do material orgânico e da profundidade sobre o desempenho das lagoas. Adicionalmente, testou-se a possibilidade do uso de inóculo de algas para acelerar o tratamento do afluente. A operação das lagoas de polimento permitiu a remoção eficiente da DBO (em média 70%), mas o tempo para alcançar a DBO mínima aumentou com a profundidade. Durante o tratamento, a DBO passou por um mínimo e depois aumentou, presumivelmente devido à produção de algas. Em todos os casos, quando a DBO do afluente da lagoa aumentou, a concentração mínima do efluente também aumentou. Ao elevar a concentração de material orgânico nas LPBS não se estabeleceu um ambiente anaeróbio nas lagoas e observou-se um aumento da concentração de OD e do pH com o tempo, embora menor para maiores profundidades e altas cargas aplicadas. Quanto a possibilidade do uso de inóculo para acelerar o pós-tratamento em LPBS foi possível acelerar o processo de tratamento com 20% de inóculo na LPBS de 0,2 m, por outro lado, a inoculação não se mostrou vantajosa para a LPBS de 0,4 m.

Palavras-chave: Pré-tratamento anaeróbio; Remoção da DBO; Profundidade da lagoa; Inóculo.

ABSTRACT

The sequential batch regime in polishing ponds has two important advantages in comparison to continuous flow ponds: (1) it greatly reduces the time required for bacterial removal and (2) it opens the possibility of efficiently removing the nutrients nitrogen and phosphorus. However, the applicability of the sequential batch regime is limited by the concentration of organic material of the pond influent: if this concentration is too high, the oxygen demand exceeds the oxygen generation capacity in the pond and the environment will become anaerobic, which is undesirable: the anaerobic digestion leaves a high concentration of residual organic material. In this context, this work aims to evaluate the removal of residual organic material from the effluent of a UASB reactor in polishing ponds, operated in sequential batch mode. In addition, the influence of the initial concentration of organic material and depth on the performance of the ponds was evaluated. Additionally, the use of inoculum was tested to assess the possibility of increasing the treatment capacity. The operation of polishing ponds in sequential batches allowed efficient removal of organic material, BOD (on average 70%), but the time to reach the minimum DBO increased with increasing depth. During the treatment of a batch, the BOD went through a minimum and then increased, presumably due to the production of algae. In all cases, when the organic material concentration applied in the LPBS increased, the concentration of the minimum residual BOD also increased. The elevation of organic material on LPBS did not lead to an anaerobic environment in the ponds. An increase was observed of the dissolved oxygen concentration and pH during the treatment period, although lower for greater depths and higher applied charges. With respect to the use of inoculum to improve the post-treatment in LPBS, it was viable in the LPBS with a depth of 0,2 m and 20% of inoculum. The inoculation did not lead to an increase of the treatment capacity of LPBS with a depth of 0,4 m.

Keywords: Anaerobic Pretreatment; BOD removal efficiency; Pond depth; Inoculum.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas facultativas e de maturação.	12
Figura 2. Fases do processo de crescimento de biomassa em reator de batelada com mudanças de substrato e biomassa em função do tempo.....	14
Figura 3. Reator UASB.	28
Figura 4. Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico.	29
Figura 5. Sequência das atividades desenvolvidas na pesquisa.	31
Figura 6. Procedimento para obtenção do inóculo.	32
Figura 7. Valores médios da DBO nas lagoas de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB em função do tempo.....	34
Figura 8. Valores médios da DQO nas lagoas de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB em função do tempo.....	34
Figura 9. Valores da concentração de OD em função do tempo na lagoa de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB.....	36
Figura 10. Valores de pH nas lagoas de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB.	36
Figura 11. Valores médios da DBO nas lagoas de 0,2 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DBO no afluente.....	37
Figura 12. Valores médios da DBO nas lagoas de 0,4 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DBO no afluente.....	37
Figura 13. Valores médios da DQO nas lagoas de 0,2 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DQO no afluente.....	39
Figura 14. Valores médios da DQO nas lagoas de 0,4 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DQO no afluente.....	39
Figura 15. Valores da concentração de OD em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,2 de profundidade.	39
Figura 16. Valores da concentração do pH em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,2 de profundidade.	39
Figura 17. Valores da concentração de OD em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,4 de profundidade.	40
Figura 18. Valores da concentração do pH em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,4 de profundidade.	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Dinâmica de crescimento e decaimento de bactérias e algas.....	15
Tabela 2. Sistema Australiano x Lagoa de Polimento.....	19
Tabela 3. Comparação dos testes de determinação da concentração de material orgânico: Demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	22
Tabela 4. Padrões de Lançamento em corpos hídricos.....	27
Tabela 5. Características do Reator UASB.....	29
Tabela 6. Metodologia das análises físico-químicas.	33
Tabela 7. Teste de hipóteses com ANOVA de dois fatores para o parâmetro DBO.....	35
Tabela 8. Teste de hipóteses com ANOVA de dois fatores sem repetição para o parâmetro DBO na LPBS de 0,2 m.	37
Tabela 9. Teste de hipóteses com ANOVA de dois fatores sem repetição para o parâmetro DBO na LPBS de 0,4 m.	38
Tabela 10. Valores médios dos parâmetros para a LPBS de 0,2 m com diferentes inóculos..	41
Tabela 11. Valores médios dos parâmetros para a LPBS de 0,4 m com diferentes inóculos..	42
Tabela 12. Remoção dos parâmetros para as porcentagens com maiores taxas de tratamento.	43

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVOS.....	11
2.1 Objetivo geral	11
2.2 Objetivos Específicos	11
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
3.1. Tratamento biológico para remoção de material orgânico	11
3.2. Sistema de lagoas para tratamento de esgoto.....	15
3.3. Lagoas de Polimento como pós-tratamento de Reator UASB.....	18
3.4. Legislação sobre padrões de lançamento.....	25
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
4.1 Local de implantação	28
4.2 Descrição do sistema experimental.....	28
4.3 Coleta dos dados e análises físico-químicas.....	30
4.4 Tratamento estatístico	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 Remoção de material orgânico do efluente de reatores UASB em LPBS	33
5.2 Limite de viabilidade de LPBS	37
5.3 Efeito da inoculação de LPBS com algas	40
6 CONCLUSÕES	44
REFERÊNCIAS	45

1. INTRODUÇÃO

Na prática o tratamento de esgoto geralmente é realizado em sistemas biológicos, sendo que há basicamente três tipos de sistemas com maior aplicação: (1) sistemas aeróbios, tendo o lodo ativado como seu maior representante; (2) sistemas anaeróbios, no qual predomina o reator UASB; e (3) sistemas mistos com processos aeróbios e anaeróbios ocorrendo como em lagoas de estabilização (MARA, 2004; JORDÃO e PESSOA, 2017; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019). Sistemas de lodo ativado produzem uma boa qualidade do efluente, mas têm grandes desvantagens como o custo de construção e operação e a dificuldade operacional que requer pessoal especializado. Por essas razões, o lodo ativado não é indicado para cidades pequenas ou médias (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019). Sistemas anaeróbios como o reator UASB são simples de construir e operar, têm baixo custo, mas a qualidade do efluente geralmente não é compatível com as normas impostas pelas autoridades sanitárias (KHAN *et al.*, 2011; ROSA *et al.*, 2018). Os reatores UASB produzem um efluente bem clarificado e com boa redução de matéria orgânica como apresentado por Moharram *et al.* (2016) e Santos *et al.* (2018).

As lagoas de estabilização (LE) são amplamente usadas para o tratamento de esgoto de cidades de pequeno e médio porte, especialmente em regiões de clima tropical. A Resolução 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 2011 especifica como limite para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do efluente um valor de 120 mg/L, sendo que as amostras podem ser filtradas antes do teste para eliminar o efeito da presença de algas.

No Brasil, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) (2020), 1291 das 3668 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) utilizam lagoas de estabilização como sistema de tratamento. O tipo mais comum é o sistema australiano (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação) que possui vantagens, mas pode gerar alguns problemas: (1) produção lenta de oxigênio dissolvido, portanto, as áreas devem ser grandes ($3 \text{ m}^2/\text{EH}$, MARA, 1976) devido ao tempo de detenção alto (30 dias, MARA, 1976); (2) ainda contém todos os nutrientes presentes (nitrogênio e fósforo) fato que pode ocasionar eutrofização dos corpos hídricos (EDOKPAYI *et al.*, 2021); (3) as lagoas anaeróbias podem causar um problema ambiental devido ao desprendimento do biogás (metano) produzido à atmosfera e também gera maus odores para a região onde a lagoa se encontra instalada, contribuindo para a impopularidade das lagoas junto à população (VAN HAANDEL e SANTOS, 2021a). Segundo a ANA (2017), apenas 131 ETEs remove nutrientes em seu processo de tratamento.

Van Haandel e Santos (2021a) propuseram um sistema de tratamento que é uma combinação de um pré-tratamento anaeróbio em um reator UASB e tratamento complementar em uma lagoa de polimento (LP). Tais modificações trazem importantes benefícios: (1) é possível operar o sistema UASB-LP com uma área muito menor; (2) a remoção de nutrientes nitrogênio e fósforo se torna factível e (3) o biogás produzido é capturado e pode ser queimado devido ao uso do Reator UASB, evitando o impacto negativo sobre o meio ambiente e a geração de maus odores.

As LP podem ser operadas em dois regimes hidrodinâmicos diferentes: lagoas de polimento de bateladas sequenciais (LPBS) e lagoas de polimento de fluxo contínuo (LPFC). Albuquerque *et al.* (2021) mostraram que as LPBS têm importantes vantagens sobre as LPFC: (1) a remoção de nutrientes é mais eficiente e (2) o tempo de detenção nas LPBS é mais curto, o que significa uma área da lagoa menor.

O efluente do reator UASB tem quatro principais constituintes indesejáveis cujas concentrações devem ser corrigidas no pós-tratamento da LPBS: as concentrações de: (1) material orgânico, (2) patógenos, (3) nitrogênio e (4) fósforo demandam tempos de detenção distintos (VAN HAANDEL e SANTOS, 2021a). No presente trabalho compara-se o tempo de detenção para remoção de material orgânico com o tempo de detenção dos outros componentes a serem removidos.

Nas LPBS há uma grande demanda por oxigênio no início da batelada para oxidar o material orgânico. Por outro lado, a taxa de produção de oxigênio inicialmente é baixa porque a população de algas ainda não está desenvolvida. A combinação de uma demanda alta de oxigênio para oxidação e uma taxa baixa de produção de oxigênio pode tornar anaeróbio o ambiente em uma LPBS. Um ambiente anaeróbio na lagoa de polimento é indesejável porque a taxa de remoção de material orgânico é muito menor que em um ambiente aeróbio. Por esta razão é importante uma pesquisa que correlacione a concentração de oxigênio dissolvido em uma LPBS no início da batelada com a concentração de material orgânico quando se descarrega a batelada na LPBS. Este é outro objetivo da investigação experimental que se apresenta nesta dissertação.

Um terceiro aspecto da operação de LPBS é avaliar a possibilidade de reduzir o tempo de detenção necessária para remover o material orgânico mediante a introdução de um inóculo no início da batelada. Este inóculo se compõe de algas de uma batelada anterior e que se mistura com a nova batelada a ser tratada.

Este trabalho faz parte do Projeto de Pesquisa: Lagoas de Estabilização: Reengenharia de um sistema obsoleto, que teve como resultado a publicação de uma edição especial na Revista DAE em março de 2021 sobre o sistema UASB seguido de Lagoas de Polimento. A operação das Lagoas de Polimento em bateladas sequenciais é nova e as referências utilizadas são de trabalhos recentes (PONTES et al., 2017; ALBUQUERQUE *et al.*, 2021; BATISTA *et al.*, 2021; VAN HAANDEL e SANTOS, 2021a, 2021b).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a remoção de material orgânico em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar a remoção do material orgânico residual do efluente do reator UASB em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais.
- Estabelecer o limite máximo da concentração de material orgânico nas condições de operação das lagoas de bateladas sequenciais.
- Verificar a viabilidade de se usar inóculo de algas para acelerar o pós-tratamento na lagoa.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Tratamento biológico para remoção de material orgânico

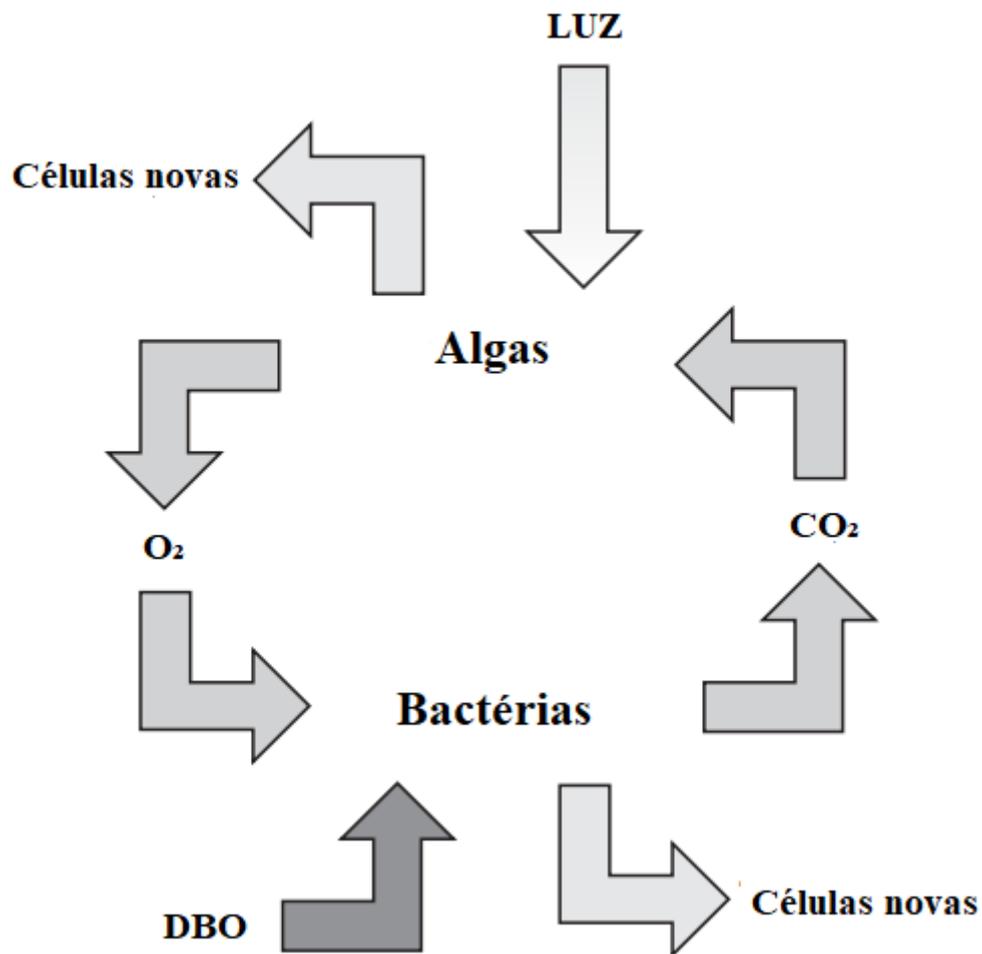
No esgoto doméstico há a presença de constituintes orgânicos, sendo os principais: carboidratos, compostos orgânicos voláteis, gordura, óleos, graxas, poluentes prioritários, proteínas, surfactantes e outros (decorrentes da decomposição natural de materiais orgânicos) (METCALF e EDDY, 2016).

Devido sua composição, quando o esgoto rico em material orgânico é depositado nos corpos hídricos sem tratamento adequado pode levar a uma série de problemas: (1) depleção do oxigênio contido nos rios e estuários, por isso o despejo deve ocorrer na proporção da capacidade de assimilação do curso d'água; (2) Os parâmetros cor e turbidez são alterados e causam uma aparência indesejável, exigindo o emprego de técnicas mais sofisticadas para o tratamento d'água; (3) Óleo e matérias flutuantes também causam problemas estéticos e

interferem na decomposição biológica; (4) Material em suspensão formam bancos de sedimentos nos rios e nas canalizações de esgotos (JORDÃO e PESSOA, 2017).

Esses inconvenientes reforçam a necessidade da remoção do material orgânico do esgoto bruto doméstico e é possível realizá-la envolvendo o mutualismo entre bactérias e algas que ocorre, por exemplo, em lagoas facultativas e de maturação, conforme esquema apresentado na Figura 1, descrito por Mara (2004). As algas por meio da fotossíntese produzem oxigênio, permitindo o desenvolvimento das bactérias que por consequência consomem a DBO e reduzem esse parâmetro no efluente tratado.

Figura 1. Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas facultativas e de maturação.



Fonte: Mara (2004).

O tratamento biológico é um processo que ocorre de forma “natural” sendo realizado por bactérias e algas em processos aeróbios e anaeróbios, se apresentando como mais confiável e econômico e podendo ser empregado para remover a maioria dos compostos orgânicos presentes no esgoto doméstico. Basicamente, as substâncias são convertidas em: (1) gases que possam escapar para a atmosfera; e (2) tecido celular biológico que pode ser removido por

sedimentação ou por qualquer outro processo de separação (METCALF e EDDY, 2016; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

Os processos de tratamento biológico utilizados para o tratamento de esgoto podem ser divididos em: processos com crescimento suspenso e com crescimento aderido (ou biofilme). No tratamento com crescimento suspenso, os microrganismos permanecem dispersos na massa líquida, a exemplo das lagoas aeróbias. Em processos de crescimento aderido, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou de nutrientes estão aderidos em um meio inerte e a remoção da matéria orgânica e dos nutrientes ocorre devido à passagem do esgoto pelo material aderido, também chamado de biofilme, o exemplo mais comum desse tipo de tratamento é o filtro biológico (METCALF e EDDY, 2016).

Outro exemplo de processo com crescimento suspenso são as lagoas de polimento, sistema em que as algas são os organismos predominantes, sendo essas responsáveis pela produção de oxigênio, por meio da fotossíntese, durante o dia. Durante o período noturno, a fotossíntese para e há demanda de oxigênio para a respiração das algas e para oxidação da matéria orgânica. Quando observado o grande crescimento de algas, verifica-se que não há depleção de oxigênio durante o período noturno: devido à alta taxa de fotossíntese e a produção diária de oxigênio supera o consumo. Esse fator é determinante para a manutenção do ambiente aeróbio na lagoa de polimento. As partículas sólidas do material orgânico e as algas sedimentam e se decompõem anaerobiamente na camada de lodo no fundo da lagoa.

As bactérias que usam o material orgânico o metabolizam para duas finalidades. A primeira como fonte material, para o processo de anabolismo, quando uma parte do material orgânico na água residuária se transforma em massa celular. A segunda como fonte de energia, no processo denominado catabolismo, quando o material orgânico é transformado em produtos estabilizados e energia. Os processos de anabolismo e catabolismo ocorrem simultaneamente, sendo que parte da energia catabólica é usada pelas bactérias para a realização do anabolismo. Portanto, anabolismo e catabolismo são interdependentes: catabolismo fornece a energia necessária para o anabolismo, e anabolismo é necessária para o crescimento, para que a massa bacteriana se mantenha, mesmo havendo perdas devido a predadores e decaimento (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

Em um reator operado em bateladas, o crescimento bacteriano segue pelas seguintes fases, apresentadas por Metcalf e Eddy (2016):

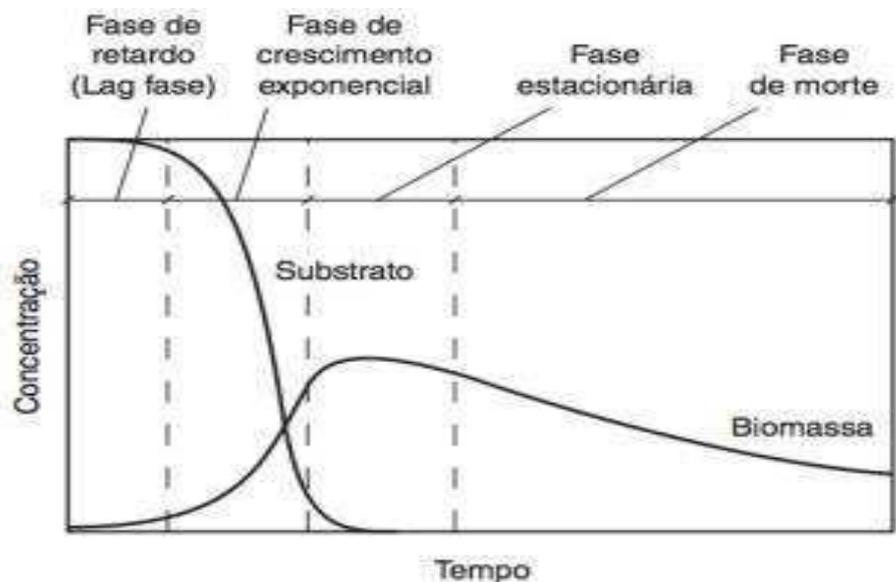
(1) Fase de retardo (Fase Lag), o ambiente apresenta nutrientes e substrato em excesso e as bactérias necessitam de um tempo para se adaptar ao novo ambiente (pH, temperatura e salinidade) antes que a divisão celular e a produção de biomassa ocorram de maneira significativa. Em lagoas com produção de oxigênio fotossintético a fase de retardo pode incluir a fase inicial da batelada quando a produção ainda é insuficiente para a demanda de oxigênio;

(2) Fase de crescimento exponencial, as células das bactérias se multiplicam nas taxas de crescimento máximo, visto que a limitação do ambiente foi superada, a quantidade de biomassa cresce exponencialmente;

(3) Fase estacionária, o crescimento bacteriano deixa de crescer exponencialmente e se apresenta de maneira constante;

(4) Fase de morte, o substrato foi consumido e o crescimento é inviabilizado e a mudança de concentração de biomassa é devido à morte de células. A Figura 2 resume as fases de crescimento bacteriano.

Figura 2. Fases do processo de crescimento de biomassa em reator de batelada com mudanças de substrato e biomassa em função do tempo.



Fonte: Metcalf e Eddy (2016).

Observa-se que em lagoas de polimento em regime de bateladas sequenciais as quatro fases se desenvolvem tanto para algas como para bactérias, embora a duração de cada fase dependa das condições operacionais na lagoa. Na Tabela 1 pode-se observar a razão de crescimento e decaimento de algas e bactérias nas diferentes fases durante o metabolismo de uma batelada.

Tabela 1. Dinâmica de crescimento e decaimento de bactérias e algas.

Organismo	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
Bactérias	Falta de OD	Abundância de MO	Equilíbrio entre fotossíntese e oxidação de MO	Decaimento por falta de MO
Algas	Adaptação	Crescimento exponencial de algas	pH elevado reduz a taxa de crescimento de algas	pH muito elevado causa morte das algas

Para o acompanhamento da remoção de material orgânico, os testes padrão da demanda química de oxigênio (DQO) e a DBO para determinar experimentalmente a concentração do material orgânico são realizados. Os testes simulam o que ocorre dentro da lagoa de polimento e consistem no consumo do material orgânico presente na amostra por um oxidante e a concentração de material orgânico é determinada a partir do consumo desse oxidante. As diferenças entre os testes de DBO e DQO estão na composição do material orgânico, no oxidante utilizado e nas condições operacionais de cada teste (METCALF e EDDY, 2016; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

3.2. Sistema de lagoas para tratamento de esgoto

As primeiras lagoas para tratamento de esgotos surgiram de forma acidental nas cidades de Santa Rosa na Califórnia (USA, 1924) e de Fesseden em Dakota do Norte (USA, 1928) (JORDÃO e PESSOA, 2017).

Segundo Mara (2004), lagoas de estabilização são grandes reservatórios construídos e cercados por diques de terra nos quais o esgoto bruto é tratado por processos inteiramente naturais envolvendo algas e bactérias.

De forma mais simplificada, Mara e Pearson (1987) indicaram que existem três tipos principais de LE que são comumente utilizadas: lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação. Por outro lado, de forma mais abrangente, Jordão e Pessoa (2017) classificaram as LE como:

- Anaeróbias: uma lagoa relativamente pequena operando em ambiente anaeróbio onde predominam processos de fermentação anaeróbia;

- Facultativas: nas quais ocorrem, simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética; uma camada anaeróbia de atividade bêntonica no fundo da lagoa é sobreposta por uma zona aeróbia de atividade biológica, próxima à superfície. A divisão entre as camadas anaeróbia e aeróbia, a oxipausa, se desloca verticalmente subindo de dia e descendo a noite. As lagoas facultativas são chamadas primárias, quando recebem esgoto bruto, e secundárias quando recebem o efluente de outra lagoa, em geral anaeróbia;

- Estritamente aeróbias: nas quais a fotossíntese predomina sobre a oxidação, de forma que todo o meio permanece em condições aeróbias;

- De maturação: tem como objetivo principal remover micro organismos patogênicos, (bactérias, vírus, cistos de protozoários) e ovos de helmintos, mas há também a redução de sólidos suspensos por floculação e sedimentação e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO);

- De polimento: têm como objetivo principal o refinamento de outro processo biológico, com destaque para o reator UASB, objetivando remoção adicional de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos;

- Aeradas: nas quais se introduz o oxigênio no meio líquido através de um sistema mecânico de aeração; as lagoas aeradas podem ser estritamente aeradas ou aeradas facultativas. As lagoas aeradas de mistura completa devem ser seguidas de uma lagoa de sedimentação; e

- Com macrófitas: usadas como polimento final de um tratamento por lagoas, com objetivo de reduzir nutrientes, sólidos em suspensão e a DBO remanescente. Várias experiências práticas indicam também a redução de metais.

Empiricamente, Parker *et al.* (1950) estabeleceu que a melhor configuração para remoção do material orgânico em lagoas era reunir as lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação e operá-las em série. Assim se estabeleceu o sistema Australiano. Nesses sistemas o efluente gerado tende a ter elevada concentração de material orgânico devido à presença das algas (CAVALCANTI, 2009).

O critério básico de projetos de sistemas australianos é que na lagoa facultativa deve existir um equilíbrio entre a geração de oxigênio pelas algas e o consumo de oxigênio para oxidação de material orgânico. Como a geração de oxigênio pelas algas é lenta, o tempo para estabelecer o equilíbrio entre produção e consumo de oxigênio é longo e conseqüentemente o TDH do afluente nas lagoas facultativas é em média 30 dias e a área requerida para tratamento per capita é de 3 m²/EH, ambos valores considerados altos (MARA, 1976).

Inicialmente o único objetivo do sistema australiano era a remoção de material orgânico, mas Marais e Shaw (1961) mostraram que essa configuração de lagoas podiam ser usadas simultaneamente para melhorar a qualidade higiênica pela sedimentação de ovos de helmintos e pelo decaimento espontâneo dos microrganismos nas lagoas. Marais (1974) mostrou que o processo de decaimento pode ser modelado como uma reação de primeira ordem. O trabalho também explica que a eficiência da redução de DBO está ligada ao tempo de detenção hidráulica (TDH). Marais (1974) mostrou que para o decaimento ser mais eficiente, era conveniente subdividir a lagoa de maturação em várias partes operadas em série.

Desde então o modelamento do sistema australiano tem sido trabalhado para se desenvolver no sentido de realizar ajustes para que os objetivos do tratamento envolvam a remoção de nutrientes (PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; PICOT *et al.*, 2009; DIAS *et al.*, 2014), além da remoção de material orgânico e patógenos. A questão principal para que a remoção de nutrientes eficiente ocorra é o aumento do pH na lagoa (YANEZ, 1993; VAN HAANDEL e SANTOS, 2021) o que não acontece de forma tão acelerada em um sistema Lagoas Anaeróbias + Lagoas Facultativas (PICOT *et al.*, 2009), devido ao equilíbrio entre a produção e consumo de oxigênio e o conseqüente equilíbrio entre consumo e produção de dióxido de carbono. Assim, o sistema australiano produz normalmente um efluente ainda com a presença de nutrientes, a exemplo de nitrogênio e fósforo.

Como vantagens os sistemas australianos apresentam custos de operação e manutenção baixos e um funcionamento simples, além de ser um sistema bem atrativo para regiões de clima tropical com alta incidência solar que facilita a produção de oxigênio por meio da atividade fotossintética e implica na oxidação da matéria orgânica pelas bactérias presentes na lagoa. O tratamento resulta em remoção considerável de material orgânico, de sólidos em suspensão e de patógenos (MBURU *et al.*, 2013; VERBYLA e MIHELICIC, 2015; ALVES *et al.*, 2020). Devidos às suas vantagens, o sistema australiano se mostra bastante relevante dentre os sistemas de tratamento de esgoto doméstico.

No entanto, é preciso evoluir para reduzir o TDH, a área requerida e a presença de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (N e P), que ainda são altos no efluente de sistemas australianos. A presença de nutrientes em corpos hídricos ocasiona a eutrofização, ou seja, o crescimento exagerado de organismos, principalmente algas. A alta presença de nutrientes também pode gerar riscos de florações por cianobactérias que podem ocasionar problemas a saúde humana e ao meio ambiente devido às toxinas liberadas por esses organismos (LIMA, 2016). Além disso, esse processo altera as propriedades físicas da água e deixa odor e sabor fora das características adequadas e com uma coloração verde intensa (SANTOS, 2020).

Outra desvantagem é que por mais simples que sejam a operação e manutenção de lagoas, na prática se vê frequentemente que as lagoas não alcançam a eficiência máxima devido ao mau gerenciamento do sistema, como o monitoramento e a manutenção irregular, a sobrecarga do sistema e o acúmulo de lodo. Edokpayi *et al.* (2021) expuseram problemas em lagoas em série como: animais pastando na área da ETE, cercas danificadas, os aterros das lagoas com rachaduras e danos, crescimento de plantas não desejadas dentro e fora das lagoas, lagoas transbordando e o canal de entrada do afluente com materiais bloqueando a entrada.

Outros problemas são a possível presença de insetos vetores de doenças e o odor gerado pelo sistema em parte do ano (dias mais nublados e frios), assim, as ETEs tendem a não ser desejadas próximas de áreas residenciais e acabam em áreas bem afastadas dos pontos de coleta de esgoto, ocasionando um emissário com extensão longa e altos custos (BRANDT *et al.*, 2017).

Outro aspecto negativo de é a produção de gás metano nas lagoas anaeróbias, que escapa para a atmosfera e dessa maneira contribui para o aquecimento global. O gás metano tem um efeito entre 21 a 25 vezes mais poluente que o dióxido de carbono com relação ao efeito estufa (COSTA *et al.*, 2018; FORSTER *et al.*, 2007).

3.3.Lagoas de Polimento como pós-tratamento de Reator UASB

O pré-tratamento anaeróbio eficiente (por exemplo, em um reator UASB) transforma a composição da água residuária e permite a operação de uma lagoa de pós-tratamento que não é possível quando se trata esgoto bruto da água residuária. Por esta razão, lagoas para pós-tratamento depois da digestão anaeróbia são denominadas lagoas de polimento. Pode-se observar na Tabela 2 as diferenças entre o sistema australiano convencional e as lagoas de polimento. Destaca-se o fato da ausência de uma lagoa anaeróbia (sendo substituído por reatores UASB) para o tratamento com Lagoas de Polimento resultando em uma diminuição

importante da área do sistema de tratamento, reduzindo-se assim a perda de água por evaporação, evitando um aumento da salinidade no efluente final.

Os Reatores UASB tendem a ser a melhor opção para realizar o pré-tratamento anaeróbio, pois garante a estabilização mais eficiente da matéria orgânica e produz um efluente clarificado, suprimindo os problemas apresentados pela LA, principalmente a redução de odores (DIAS *et al.*, 2014; MOHARRAM *et al.*, 2016; CHERNICHARO *et al.*, 2018b).

Tabela 2. Sistema Australiano x Lagoa de Polimento.

Parâmetro	Sistema Australiano	Lagoa de polimento
Afluente	Esgoto bruto	Esgoto digerido
Objetivo(s) Principal(is)	Remoção do MO e STS	Remoção de patógenos e (possivelmente) nutrientes
Configuração	Lagoas em série (LA-LF-LM)	Várias lagoas em regime de bateladas sequenciais
Lodo no fundo	Acumulação rápida (250 mg/L)	Acumulação lenta (70 mg/L)
Regime de escoamento desejável	Fluxo contínuo em lagoas de mistura completa	Lagoas em regime de bateladas sequenciais (LPBS)
Tempo de detenção (em climas quentes)	Na faixa de 1 mês	Cerca de 1 semana
Desprendimento de biogás	Libera à atmosfera contribuindo ao efeito estufa e causando maus, às vezes terríveis odores	Biogás é gerado no reator UASB precedente e queimado ou usado para geração de energia; não há problemas de odor
Área de aplicação	Longe de regiões urbanas (odores), requerendo longos emissários de esgoto	Proximidade da população não traz problemas
Remoção de nutrientes	Pouco	Remoção de NH ₃ e P é factível
Sistema de tratamento	Centralizado	Descentralizado

Fonte: Adaptado de Van Haandel e van der Lubbe (2019).

A comparação da Tabela 2 mostra vantagens para o uso de Lagoas de Polimento como: a redução do TDH e da área requerida, possível remoção de nutrientes como N e P, reaproveitamento dos recursos (biogás gerado pelo reator UASB), descentralização do sistema sem problemas de rejeição pela proximidade com a população e redução de custos pela redução da extensão dos emissários.

Cavalcanti (2003) avaliou uma alternativa mais eficiente em relação aos sistemas australianos, em que o reator UASB substitui a combinação lagoa anaeróbia + lagoa facultativa conferindo uma otimização dessa parte inicial do tratamento. Adicionalmente, o pós-tratamento em lagoas de polimento se mostra necessário e foi testado para que o efluente do reator UASB atinja os padrões de lançamento necessários. Após o tratamento nas lagoas de polimento operadas em fluxo contínuo em regime de mistura mínima, foi possível verificar a remoção de material orgânico residual a alta taxa. Portanto, o estudo de Cavalcanti (2003) propôs uma adaptação do sistema australiano substituindo a lagoa anaeróbia + lagoa facultativa pelo reator UASB e a lagoa de maturação por uma lagoa de polimento visando melhor eficiência do sistema.

De forma semelhante, Van Haandel e van der Lubbe (2019) mostraram a possibilidade de superar as desvantagens dos sistemas australianos por meio da adaptação com uma combinação de reator UASB seguido de lagoa de polimento no lugar da combinação convencional (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação), gerando um efluente de boa qualidade.

O pós-tratamento de efluentes de UASB em Lagoas de Polimento tem vários objetivos: redução de material orgânico residual, patógenos e nutrientes. Para cada objetivo existe um tempo de detenção mínimo, sendo que o tempo para redução de material orgânico é o mais curto e de fósforo o mais longo (DOS SANTOS e VAN HAANDEL, 2021).

Quando se aplica um pré-tratamento anaeróbio eficiente, antes de descarregar o esgoto em uma lagoa de polimento, a concentração do material orgânico e dos sólidos em suspensão são drasticamente reduzidas, de modo que a remoção destes dois constituintes, em um sistema de lagoas, será muito mais fácil e, por esta razão, pode ser efetivada em um tempo de detenção hidráulica muito mais curto. Nessas condições, o fator limitante que determina o tempo de detenção mínimo (e, portanto, o volume e a área de um sistema de lagoas) normalmente será a remoção de organismos patogênicos ou de nutrientes e não a estabilização da matéria orgânica.

Nas Lagoas de Polimento, quando ocorre o crescimento de algas a geração de oxigênio nas lagoas é acompanhada por um aumento do parâmetro DQO devido ao aumento da presença de algas no afluente que está sendo tratado (DIAS *et al.*, 2014; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019). No entanto, quando se compara o aumento da concentração de oxigênio dissolvido (OD) nas lagoas com o aumento da DQO pode-se notar que uma relação estequiométrica constante pode não se evidenciar, mas isto se deve à floculação e sedimentação das algas.

Devido ao pré-tratamento no reator UASB, o afluente da lagoa apresenta uma concentração baixa de material orgânico e, portanto, será reduzida a geração de CO₂ na lagoa de polimento, resultado da oxidação deste material. Soma-se a isso o fato que nas lagoas de polimento haverá uma maior atividade fotossintetizante e consequente consumo de CO₂, porque o efluente do reator UASB é límpido e permite maior penetração da luz solar. Assim sendo, pode haver uma redução importante da concentração de CO₂, resultando num aumento substancial do pH. Este efeito será mais pronunciado à medida que a lagoa é mais rasa e facilita a penetração da luz solar em toda sua profundidade (VAN HAANDEL e SANTOS, 2021b).

Pela situação em que a DQO cresce à medida que as algas se desenvolvem nas Lagoas de Polimento, o teste de DBO pode representar de maneira mais eficaz o consumo de matéria orgânica nas lagoas. O teste de DBO mede o oxigênio molecular consumido pela amostra, formada pelo material orgânico bioquimicamente degradado em um tempo específico de incubação. O teste usa uma medição indireta da matéria orgânica por meio da mudança de concentração de OD causada por microrganismos. Nesse caso, apesar da execução dos testes de DQO e DBO com frequência rotineira ser dificultosa, é interessante observar o comportamento da Lagoa de Polimento quanto a remoção de DBO e aumento de DQO (APHA *et al.*, 2017; VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

A Tabela 3 apresenta a comparação entre os testes de DBO e DQO, adaptando a Tabela 1.7 do livro de Van Haandel e van der Lubbe (2019) que faz um comparativo entre os testes de DQO e DBO. Pelas diferenças metodológicas das análises de DBO e DQO e pela especificidade do sistema de Lagoas de Polimento, o acompanhamento de ambos parâmetros é necessário para entender a remoção do material orgânico nas lagoas.

Tabela 3. Comparação dos testes de determinação da concentração de material orgânico: Demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Parâmetro	DQO	DBO
Princípio do teste	Oxidação com $\text{Cr}_2\text{O}_7^{=}/\text{H}_2\text{SO}_4$	Oxidação biológica c/O_2
Duração	2 Horas	5 Dias
Precisão	Boa ($\pm 5\%$)	Média ($\pm 15\%$)
Concentração mínima	$\pm 30 \text{ mg.L}^{-1}$	$>\pm 3 \text{ mg.L}^{-1}$
Custo	Médio	Baixo
Impacto ambiental	Sim (Hg,Cr,Ag)	Não
Relação com energia	Direta	Não
Balanco de massa	Sim	Não

Fonte: Adaptada de Van Haandel e van der Lubbe (2019).

Segundo de Godos *et al.* (2016), o pré-tratamento anaeróbio do esgoto doméstico bruto possibilita a criação de um ambiente favorável para cultivo de microalgas no pós-tratamento e assim surge um tratamento secundário de baixo custo com o uso de microalgas em lagoas de polimento. A viabilidade do pós-tratamento desse efluente anaeróbio depende da atividade fotossintética das algas e é diretamente ligada a disponibilidade da luz solar. A região nordeste do Brasil não possui estações do ano bem definidas e está sujeita a forte radiação solar o ano inteiro devido à proximidade da linha do Equador, ou seja, essas condições climáticas viabilizam o sistema proposto e ainda com a possibilidade de redução de TDH.

São comentados a seguir alguns trabalhos envolvendo lagoas de polimento e sistemas semelhantes:

Cavalcanti *et al.* (2001) operaram sistemas de Lagoas de Polimento em fluxo contínuo (Volume – 5 unidades de $6,5 \text{ m}^3$ cada; TDH – Entre 5 e 15 dias) como pós-tratamento de efluente do Reator UASB (Volume – $1,5 \text{ m}^3$) em Campina Grande - PB, obtiveram a conclusão que o sistema melhorou a qualidade do efluente do Reator UASB, reduzindo os seguintes parâmetros: concentrações residuais de sólidos suspensos totais (SST), DBO, DQO e patógenos (ovos de helminto e bactérias termotolerantes) em um TDH bem menor que o necessário nos sistemas australianos.

Kato e Florencio (2001) verificaram o sistema de Lagoas de Polimento em fluxo contínuo (Volume – 3 unidades de 0,86, 1,73 e 2,88 m³, respectivamente; TDH – 20 dias) para pós-tratamento de Reatores UASB na ETE Mangueira, localizada em Recife – PE, a temperatura média identificada durante o experimento foi de 30 °C. Observou-se que o desempenho da lagoa de polimento como pós-tratamento de efluente anaeróbio foi promissor e apresentou remoção significativa de DQO com amostra filtrada, sólidos suspensos e coliformes, para tempo de detenção hidráulica de 20 dias, com operação com lâminas rasas, de 0,3 m, 0,6 m e 1,0 m. No entanto, o pH não atingiu níveis em que fosse possível a remoção de nutrientes e também foi identificado que em TDHs mais curtos (3,5 a 10 dias), os mesmos resultados foram encontrados.

Mascarenhas *et al.* (2004) também pesquisaram o uso de Lagoas de Polimento rasas em fluxo contínuo (Volume – 2 unidades de 12,8 m³ para 0,4 m de profundidade e 2 unidades 19,2 m³ para 0,6 m de profundidade; TDH – 5,4 dias para 0,4 m de profundidade e 8 dias para 0,6 m de profundidade) para pós-tratamento de Reatores UASB (Volume – 9 m³; TDH – 8,3 horas) na ETE Nova Vista, localizada em Itabira – MG. As lagoas promoveram uma importante remoção adicional de DBO, complementando a remoção efetuada pelo reator UASB, a remoção de patógenos (ovos de helminto e bactérias termotolerantes) também foi identificada, assim como a remoção de nitrogênio. A série de lagoas de 0,4 m possibilitou melhores taxas de remoção do que a série de lagoas de 0,6 m. A remoção de fósforo não foi analisada.

Von Sperling *et al.* (2008) analisaram um sistema de tratamento de esgoto predominantemente urbano composto por um Reator UASB (Volume – 14 m³; TDH – Entre 0,3 e 0,5 dia), seguido em regime de fluxo contínuo por 3 lagoas de polimento rasas (Volume – Entre 42 e 123 m³; TDH – Entre 1,4 e 4,1 dias em cada lagoa) e um filtro de rocha (Volume – 20 m³; TDH – Entre 0,7 e 2 dias), localizado em Belo Horizonte – MG que possui temperatura média anual de 22,1 °C. Os autores identificaram que o sistema teve um desempenho excelente quando comparado com outros sistemas mais sofisticados. As médias das concentrações de DBO, DQO, Sólidos Suspensos e Nitrogênio no efluente do sistema obedece boa parte das normas de padrões de lançamento, inclusive as normas Europeias para sistemas de tratamento que possuem algas. Dias *et al.* (2014) consolidaram o trabalho de von Sperling *et al.* (2008) realizando o acompanhamento do sistema por 10 anos e reforçando as conclusões que o primeiro trabalho citado chegou. O grande problema identificado é que o sistema não consegue realizar a remoção de fósforo, pois o nível de pH não chegou ao nível requerido para ocorrer precipitação.

Pontes *et al.* (2017) estudaram o tratamento de efluente de reator UASB (Volume – 0,45 m³; TDH – 8 horas) utilizando lagoas de polimento em dois tipos de alimentação: em fluxo contínuo (Volume – 4 unidades entre 0,79 a 1,14 m³; TDH – Entre 10 e 12 dias) e em bateladas sequenciais (Volume – 3 unidades de 0,79 m³ cada; TDH – Entre 6 e 12 dias), realizando a comparação da eficiência de remoção dos parâmetros de DQO, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Ortofosfato, Sólidos Totais e Suspensos, Clorofila “a” e Coliformes Termotolerantes, além do acompanhamento do pH. O trabalho foi realizado em Campina Grande – PB e observou-se que a configuração de UASB seguido de Lagoas de Polimento com alimentação em bateladas sequenciais se destaca como promissora no tratamento de águas residuárias domésticas, permitindo resultados satisfatórios com um menor tempo de detenção hidráulica.

Villar-Navarro *et al.* (2018) estudaram a possibilidade de remoção de componentes farmacêuticos em esgoto urbano. A ETE “El Torno” é localizada em *Chiclana de la Frontera* (Cadiz, Espanha) e possui uma temperatura ambiente de $18,6 \pm 5,7$ °C. Houve uma análise de alternativas ao sistema convencional de lodo ativado (Reator Biológico Anóxico: Volume – 272 m³; TDH – 0,8 hora; Reator Biológico Aeróbio: Volume – 3192 m³; TDH – 9 horas), as alternativas testadas foram: somente o Reator UASB (Volume – 6 unidades de 20 m³ cada; TDH – 15 horas), somente a Lagoa de alta taxa de algas (Volume – 6 unidades de 9,6 m³ cada; TDH – 144 horas), uma combinação de UASB + Lagoa de alta taxa de algas em fluxo contínuo e outra combinação de Lagoa de alta taxa de algas + Flotação de ar dissolvido (DAF; Volume – 2,3 m³; TDH – 1,15 hora) em fluxo contínuo. Os autores concluíram que os sistemas alternativos que utilizam lagoas de alta taxa de algas são aplicáveis para a remoção de nutrientes e farmacêuticos.

Arashiro *et al.* (2018) avaliaram o potencial de impacto ambiental de uma Lagoa de alta taxa de algas para tratamento de esgoto doméstico e qual sua taxa de recuperação de recursos (produção de biogás e fertilizantes) em pequenas comunidades. O sistema é hipotético baseado na extrapolação de estudos de escala laboratorial e de escala piloto, o dimensionamento do sistema foi realizado para servir uma população de 10000 habitantes com uma vazão de 1950 m³.d⁻¹ e a implantação seria na Catalonia (Barcelona, Espanha) que possui uma temperatura média de 15,5 °C. O trabalho também comparou seus resultados com os impactos causados por um sistema de lodo ativado convencional. A conclusão foi que a implantação de Lagoa de Alta Taxa de Algas no lugar de Sistemas de Lodos Ativados pode aumentar o grau de sustentabilidade e custo-benefício.

Hasan *et al.* (2019b) monitoraram o desempenho de longo prazo de 7 Estações de Tratamento de Esgotos no nordeste da Índia. Essas 7 estações são em escala real e possuem as seguintes características: (1) UASB + Aeração + Lagoa de Polimento – Capacidade: 111 MLD; TDH – UASB – 8 h; Aeração – 10 min; Lagoa de Polimento – 24 horas (2) UASB + Aeração + Lagoa de Polimento – Capacidade: 152 MLD; TDH – UASB – 9,24 h; Aeração – 10 min; Lagoa de Polimento – 24 horas (3) UASB + Lagoa de Polimento – Capacidade: 38 MLD; TDH – UASB – 8 h; Lagoa de Polimento – 24 horas (4) UASB + Reator DHS (*Down-Flow Hanging Sponge*) – Capacidade: 78 MLD; TDH – Entre 8 e 12 horas (5) Reator em Batelada Sequencial (RBS) – Capacidade: 119 MLD; TDH – 6 horas (6) Reator em Batelada Sequencial (RBS) – Capacidade: 20 MLD; TDH – 5 horas (7) Reator de Leito Móvel com Biofilme (MBBR) – Capacidade: 4,5 MLD; TDH – 5 horas. Dentre os modelos de UASB seguido por Lagoa de Polimento em fluxo contínuo, os autores concluíram que esse tipo de sistema não consegue produzir um efluente que atenda aos padrões de lançamento da legislação indiana devido ao TDH curto utilizado e que seria recomendável o aumento do TDH e da área do reator para resultados melhores.

Vassalle *et al.* (2020) estudaram a remoção de micropoluentes em esgoto doméstico bruto realizada por um sistema composto por UASB (Volume – 0,34 m³; TDH – 7 horas) seguido em fluxo contínuo de duas lagoas de alta taxa de algas (Volume – 2 unidades de 0,2 m³ cada; TDH – 8 dias). O estudo foi realizado em Belo Horizonte – MG. A remoção de parâmetros como DQO e nitrogênio foi verificada, além da redução da presença de micropoluentes de origem farmacêutica e hormonal.

3.4. Legislação sobre padrões de lançamento

No Brasil, segundo os Art. 23.º e 24.º da Constituição Federal de 1988, é competência comum da União, dos Estados, dos Municípios e do Distrito Federal proteger o meio ambiente e competência concorrente da União e dos Estados legislar sobre o meio ambiente. Por esse motivo, existem instituições federais, estaduais e municipais que realizam controle e fiscalização das questões ambientais por meio de legislação específica e ações administrativas.

Quanto à questão de qualidade de águas de superfície e os padrões de lançamento de efluentes nessas águas, o CONAMA que faz parte do Ministério do Meio Ambiente (MMA) se destaca como o órgão que emite resoluções que restringem e controlam a qualidade das águas de superfície.

Os órgãos executores que se destacam para fiscalização dos cumprimentos da legislação emitida pelo CONAMA são: o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) a nível federal e a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA) a nível estadual, no caso da Paraíba.

No contexto deste trabalho, as resoluções de interesse são: Resolução CONAMA N° 357 de 2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e em especial, a Resolução CONAMA N° 430 de 2011 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

O art. 21.º, I, d, da Resolução CONAMA N° 430 de 2011, estabelece que o teste de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C) deve apresentar máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. A Resolução não apresenta limitação para o teste de DQO.

Alves *et al.* (2020) analisaram a probabilidade de falha quanto ao atendimento dos padrões de lançamento de 10 sistemas de Lagoa de Estabilização no Rio Grande do Norte e observou-se que os parâmetros de DBO e DQO de amostras não-filtradas têm alta probabilidade de falha aos padrões de lançamento devido ao material particulado atribuído às algas. Chama-se atenção para que os limites normativos levem em consideração fatores socioeconômicos regionais, institucionais e fatores climáticos, pois esses limites criteriosos são decisivos para o controle dos processos de tratamento por meio lagoas.

Nesse contexto, é importante a comparação dos padrões nacionais com padrões internacionais. Hasan *et al.* (2019b) avaliaram o desempenho de ETEs utilizando diferentes tratamentos aeróbios e anaeróbios no norte da Índia quanto ao atendimento dos padrões de lançamento da legislação indiana. Zhang *et al.* (2020) estudaram a seleção de processos para tratamento de águas residuárias sob diferentes padrões de afluente e efluente baseados na avaliação de ciclo de vida. O trabalho mostra os padrões de lançamento utilizados na China e na União Europeia. A Tabela 4 resume esses padrões internacionais encontrados nos trabalhos citados e acrescenta os padrões brasileiros para comparação. Dos 5 diferentes critérios apresentados, China - Classe I-B e China – Classe I-A se referem ao padrão de lançamento de poluentes em corpos hídricos de ETEs municipais da China, a classificação China – Classe JB-A se refere especificamente aos padrões de efluente de Pequim, a União Europeia descreve os

padrões de lançamento da comunidade e a Índia também expressa os padrões do efluente do país.

Tabela 4. Padrões de Lançamento em corpos hídricos.

Local/classe do padrão de lançamento	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	Nitrogênio Total (mgN/L)	NH ₃ -N (mgN/L)	Fosfóro Total (mg/L)
China – Classe I-B	60	20	20	20	8	1
China – Classe I-A	50	10	10	15	5	0,5
China – Classe JB-A	20	4	5	10	1	0,2
União Europeia	125	25	35	10	-	1
Índia	250	30	100	100	50	5
Brasil	**	120 ou 60% de remoção	**	**	20 *	**

Nota*: É uma recomendação, fica a critério da competência local e da situação específica.

Nota**: Legislações estaduais podem limitar o padrão de lançamento de qualquer parâmetro, nessa tabela apresenta-se os limites impostos pela legislação federal.

Fonte: Hasan *et al.* (2019b); Zhang *et al.* (2020).

Ao comparar os valores da Tabela 4 com os padrões normativos brasileiros federais, destacam-se o menor nível de restrição para o parâmetro de DBO, a falta de uma limitação para o parâmetro de DQO e a fixação para os nutrientes (N e P). Observa-se que mesmo ao atender os padrões de lançamento estabelecidos por normas brasileiras, o resultado pode não ser tão satisfatório e a adoção de normas mais rígidas pode ser necessária. Ao avaliar o lançamento, também é importante atentar ao enquadramento e classificação do corpo hídrico juntamente com os dados de vazão de mistura.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de implantação

A presente pesquisa foi desenvolvida na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), no município de Campina Grande – PB. Essa área é utilizada para realização de pesquisas da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

4.2 Descrição do sistema experimental

O afluente do reator UASB foi o esgoto doméstico municipal de Campina Grande, coletado no interceptor leste que passa pela EXTRABES e é proveniente da rede coletora da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). O esgoto doméstico, após ser bombeado, era armazenado em um reservatório com capacidade de 1 m³ e então seguia para o Reator UASB (Figura 3), garantindo a alimentação ininterrupta e constante.

Figura 3. Reator UASB.



Fonte: Autor (2020)

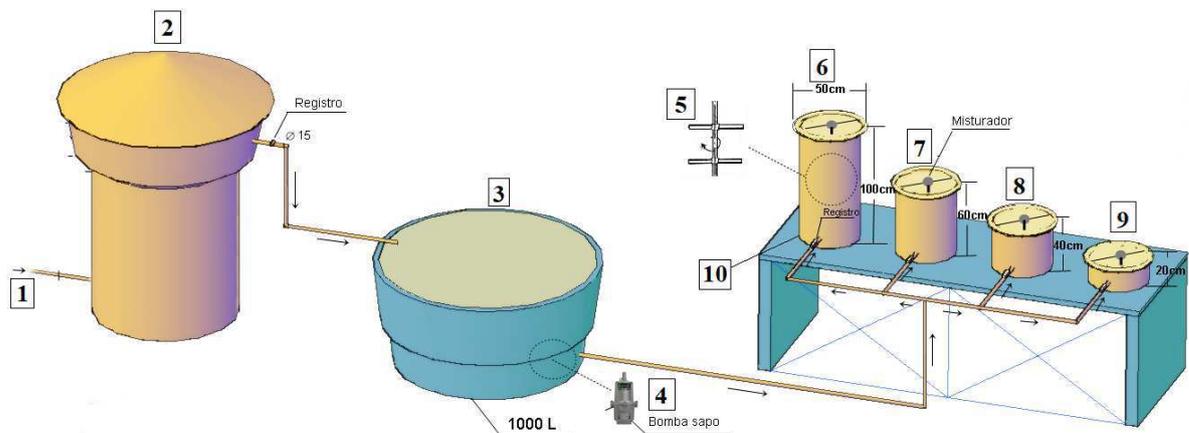
O Reator UASB já estava em funcionamento na estação experimental, encontrando-se, portanto, em estado estacionário, suas características estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Características do Reator UASB.

Parâmetros	Magnitude
Altura do reator (m)	1,7
Volume (m ³)	2,5
Vazão máxima (m ³ .d ⁻¹)	10
Tempo de detenção hidráulica (h)	6

O efluente gerado diariamente no Reator UASB seguia para um reservatório de 1 m³ de capacidade e de lá, por meio de bombeamento (bomba sapo - modelo ECCO 300W ANAUGER) alimentava as Lagoas de Polimento que operavam em regime de Bateladas Sequenciais – LPBS.

O aparato experimental do conjunto de LPBS consistia em quatro lagoas de polimento, com profundidades de 0,2 m, 0,4 m, 0,6 m e 1,0 m, apresentando volumes de 40, 80, 120 e 200 L, respectivamente. O diâmetro das lagoas era de 50 cm. As LPBS possuíam misturadores (paletas de 1 cm de largura, acionadas por um motor com rotação de 10 rpm) que agitavam suavemente a fase líquida para manter um regime de mistura completa e evitar a flotação das algas. O descarte do efluente das LPBS ocorria por gravidade pelo fundo dos tanques. A Figura 4 ilustra o funcionamento do sistema de tratamento.

Figura 4. Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico.

Fonte: Autor (2020)

Legenda:

- 1 – Entrada de esgoto bruto;
- 2 – Reator UASB;
- 3 – Reservatório para armazenamento do efluente do Reator UASB;
- 4 – Bomba sapo;
- 5 – Misturador;
- 6 – Lagoa de Polimento com 1,0 m de profundidade e volume de 200 L;
- 7 - Lagoa de Polimento com 0,6 m de profundidade e volume de 120 L;
- 8 - Lagoa de Polimento com 0,4 m de profundidade e volume de 80 L;
- 9 - Lagoa de Polimento com 0,2 m de profundidade e volume de 40 L;
- 10 - Descarte do efluente pelo fundo das lagoas.

4.3 Coleta dos dados e análises físico-químicas

O monitoramento do sistema foi realizado no período de julho de 2019 a fevereiro de 2020 com temperatura do ar variando de 18°C a 34°C, segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020). A pesquisa experimental foi desenvolvida em três etapas com objetivos distintos, a saber: (1) análise da remoção de material orgânico do efluente de reatores UASB em LPBS; (2) estabelecer o limite de viabilidade de LPBS; e (3) avaliar o efeito da inoculação de LPBS com algas. A Figura 5 apresenta a sequência de atividades realizadas neste trabalho.

Figura 5. Sequência das atividades desenvolvidas na pesquisa.

	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3
Afluente utilizado	Efluente do Reator UASB.	Mistura entre o efluente do Reator UASB e esgoto bruto.	Mistura entre o efluente do Reator UASB e inóculo.
Análises físico-químicas	DBO, DQO, pH, OD e T.	DBO, DQO, pH, OD e T.	DBO, DQO, Amônia, Ortofosfato, pH, OD e T.
Parâmetros operacionais	Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5 dias para as profundidades de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m.	Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 dias para as profundidades de 0,2 e 0,4 m.	Acompanhamento das lagoas de 0,2 e 0,4 m até atingir o pH de 9,5 e então as análises foram realizadas.
Duração	7 bateladas.	2 bateladas.	Até as lagoas atingirem o pH de 9,5 (aproximadamente 7 dias).
Objetivo da etapa	Verificar a remoção de material orgânico das LPBS como pós-tratamento dos Reatores UASB.	Estabelecer o limite máximo de matéria orgânica aplicável em uma LPBS.	Estudar o efeito de inoculação no tratamento de efluente de Reator UASB em LPBS.

Fonte: Autor (2021)

Na primeira etapa, as análises físico-químicas foram realizadas diariamente, pelo período de duração da batelada. O TDH foi definido a partir da observação contínua do decaimento da matéria orgânica no sistema.

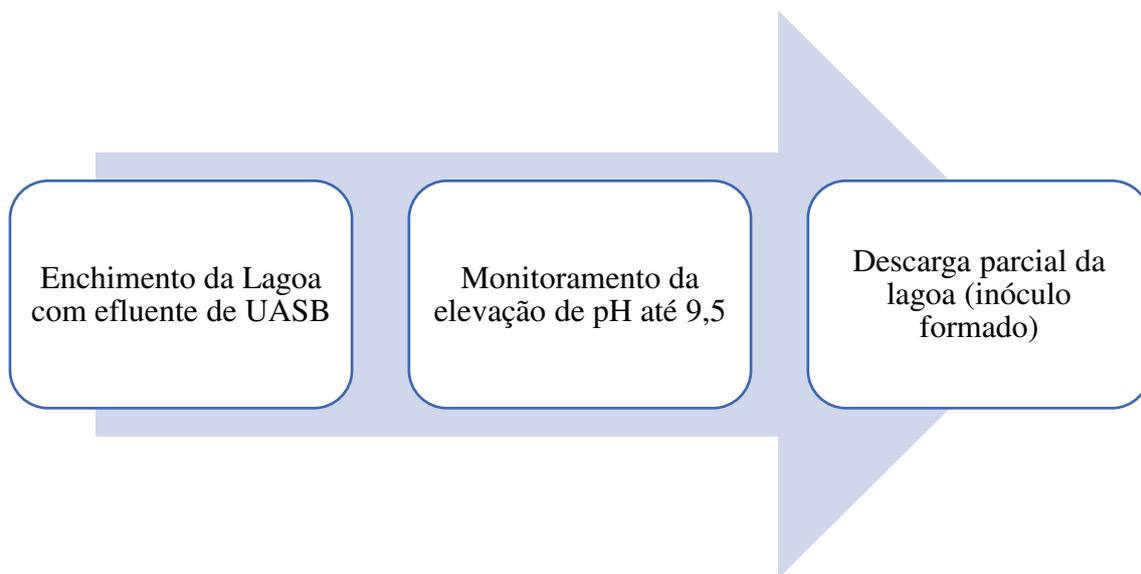
Na segunda etapa, os testes foram realizados com o objetivo de verificar o comportamento da LPBS quando submetida a uma carga orgânica mais elevada no afluente, para possibilitar a digestão aeróbia em paralelo com uma remoção eficiente de material orgânico. Para elevar a carga orgânica, o afluente usado na lagoa foi obtido através da mistura do efluente do reator UASB com o esgoto bruto. As proporções de esgoto bruto utilizadas foram 50%, 80% e 100% (as porcentagens foram definidas por tentativa, o afluente da Lagoa de Polimento com porcentagens mais baixas de esgoto bruto implicavam em um desempenho muito semelhante ao afluente somente com efluente de Reator UASB). As análises físico-químicas foram realizadas diariamente enquanto duraram as bateladas.

A terceira etapa consistiu no uso de inóculo de algas para acelerar o aumento do pH a uma faixa de 9,5, que é considerada ótima para o tratamento de esgoto doméstico indicando

remoção dos nutrientes (N e P) por precipitação como confirmam Puig *et al.* (2010) e Smyth *et al.* (2018) em seus trabalhos.

A produção do inóculo foi realizada em cada lagoa. Na etapa inicial, colocou-se o efluente do Reator UASB e aguardou-se a elevação do pH na LPBS até a faixa de pH 9,5 (valor desejado para remoção de nutrientes). Em seguida, foi realizada a descarga parcial da lagoa. A Figura 6 mostra o procedimento para obtenção do inóculo. Posteriormente a alimentação foi realizada, baseado nas proporções pré-determinadas de mistura, com o efluente de UASB para realização do teste da LPBS com inóculo.

Figura 6. Procedimento para obtenção do inóculo.



As lagoas mais profundas, de 0,6 m e 1,0 m, não alcançaram a faixa desejada de pH com TDH de até 10 dias. Por isso, somente as lagoas mais rasas foram testadas (0,2 e 0,4 m). As porcentagens de inóculo para a profundidade de 0,2 m foram de 20% e 40%. Para a profundidade de 0,4 m foram testadas as porcentagens de inóculo de 40% e 60%. As porcentagens de inóculo foram definidas por tentativas e para cada profundidade tem-se a faixa percentual de inóculo mais adequada de acordo com o crescimento do pH e TDH. Os parâmetros pH, OD e T foram monitorados diariamente até que o pH atingisse a faixa de 9,5 e então foram feitas as análises dos indicadores de DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal e Ortofosfato.

As análises físico-químicas foram realizadas para o esgoto bruto (afluente do Reator UASB), para o efluente do Reator UASB, para as misturas entre esgoto bruto e efluente de Reator UASB e entre inóculo e efluente de Reator UASB, como também para o efluente final das LPBS. As metodologias utilizadas para as análises físico-químicas seguiram os

procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2017), exceto para medição dos parâmetros de pH, OD e T que foram medidos utilizando-se Sonda Multiparamétrica (Hanna, modelo HI 98196). Os parâmetros analisados, suas metodologias e referências são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Metodologia das análises físico-químicas.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DBO (mg.O ₂ .L ⁻¹)	Teste DBO de 5 dias	5210 – B (APHA <i>et al.</i> , 2017)
DQO (mg.O ₂ .L ⁻¹)	Titulométrico refluxação fechada	5220 – C (APHA <i>et al.</i> , 2017)
Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Titulação após destilação	4500-NH ₃ (APHA <i>et al.</i> , 2017)
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	Método Ácido Ascórbico	4500-P (APHA <i>et al.</i> , 2017)
pH; OD (mg.L ⁻¹); T (°C)	Sonda Multiparamétrica	Hanna (modelo HI 98196)

4.4 Tratamento estatístico

O *software* Excel foi utilizado para tabular os dados e aplicar estatística descritiva básica com a criação de gráficos de médias diárias para os parâmetros analisados, conferindo uma melhor apresentação dos dados colhidos.

Adicionalmente, o Excel foi utilizado para realizar Análise de Variância de determinados fatores em parâmetros de interesse com o objetivo de mostrar a relevância dos fatores em relação aos parâmetros estudados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Remoção de material orgânico do efluente de reatores UASB em LPBS

Realizaram-se 7 bateladas com TDH de 5 dias e com esses dados foram construídos gráficos com os valores médios de cada parâmetro obtido diariamente. O TDH de 5 dias foi adotado para estabelecer a remoção máxima. Depois de 5 dias a concentração de material orgânico tendia a aumentar, possivelmente devido ao crescimento de algas.

Nas Figuras 7 e 8 pode-se observar os valores médios da DBO e da DQO em função do tempo durante o tratamento nas LPBS para profundidades de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m. Foram encontrados valores mínimos de DBO de, aproximadamente, 20 mg/L para as quatro profundidades, para a LPBS de 0,2 m tal concentração foi obtida em 2 dias enquanto para as demais profundidades, foi necessário um TDH de 5 dias.

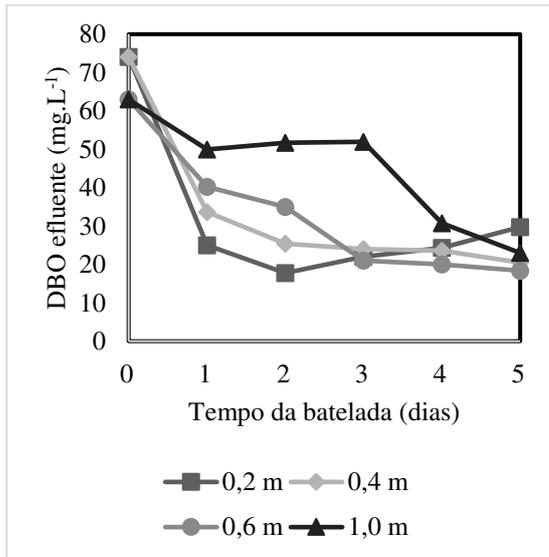


Figura 7. Valores médios da DBO nas lagoas de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB em função do tempo.

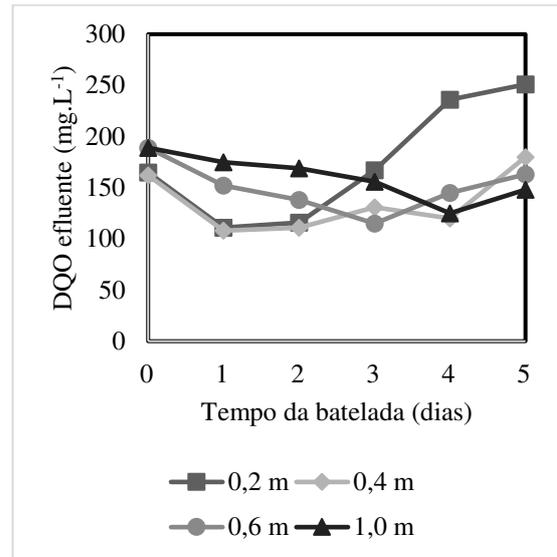


Figura 8. Valores médios da DQO nas lagoas de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB em função do tempo.

Os gráficos da DBO e DQO mostram que tanto os valores da DBO como da DQO diminuem inicialmente, passam por um mínimo e depois voltam a aumentar, chegando inclusive a valores superiores aos valores iniciais no efluente do UASB. Esse comportamento ocorre devido ao desenvolvimento das algas nas LPBS.

Ainda que o tempo de operação das lagoas de 5 dias tenha sido considerado suficiente para determinar a concentração mínima de DBO nos reatores, na prática pode ser que se opere as lagoas por mais tempo para obter resultados satisfatórios para as concentrações residuais de coliformes, nitrogênio e fósforo. Neste caso a concentração final da DQO e da DBO terão valores acima do mínimo.

Cavalcanti *et al.* (2001) obtiveram valores entre 32 e 64 mg/L para DBO e entre 78 e 112 mg/L para DQO quando operaram um sistema constituído por reator UASB seguido de um sistema com 5 lagoas de polimento em fluxo contínuo, com TDH de 5 dias e profundidade de

65 cm. Estes mesmos autores, concluíram ainda que a concentração de algas e a fotossíntese aumentam rapidamente nos 5 primeiros dias de modo que metade da concentração de DBO e DQO se deve a presença das algas.

Hasan *et al.* (2019b) mostraram valores de DBO e DQO na faixa de 39 ± 4 mg/L e 110 ± 4 mg/L, respectivamente, para o efluente de sistemas de tratamento do tipo UASB seguido de lagoas de polimento operadas em regime de fluxo contínuo com 1,5 m de profundidade. O tempo de detenção hidráulica usado foi de 8 horas para o UASB e 24 horas para a Lagoa de Polimento.

Na Tabela 7, pode-se observar o resultado da realização da Análise de Variância – ANOVA para o parâmetro DBO, analisando dois fatores sem repetição: profundidade e TDH. O teste de hipóteses com *p*-valor comprova a relevância do TDH para a variação do parâmetro DBO, enquanto a profundidade teve como resultado a rejeição da hipótese nula de que a profundidade influencia no parâmetro DBO. No entanto, podemos atribuir essa ocorrência ao fato de que o parâmetro atinge um mínimo do parâmetro DBO mais rapidamente nas profundidades menores e volta a crescer se aproximando dos valores encontrados nas profundidades maiores.

Tabela 7. Teste de hipóteses com ANOVA de dois fatores para o parâmetro DBO.

Fator analisado	<i>p</i>-valor calculado	<i>p</i>-valor definido	Conclusão
TDH	$3,6 \times 10^{-5}$	0,05	Com um nível de confiança de 95%, podemos afirmar que o TDH é um fator estatisticamente relevante para a variação do parâmetro DBO.
Profundidade	0,08	0,05	Com um nível de confiança de 95%, não podemos afirmar que a profundidade é um fator estatisticamente relevante para a variação do parâmetro DBO.

Para cada profundidade testada, existe um TDH ótimo para atingir o mínimo de DBO. Para 0,2 m, o TDH ideal seria de 2 dias implicando em uma remoção de 76% de DBO em relação ao efluente do Reator UASB. Para 0,4; 0,6 e 1,0 m, o TDH ideal seria de 5 dias

implicando em uma remoção de 72, 71 e 63% de DBO em relação ao efluente do Reator UASB, respectivamente.

As Figuras 9 e 10 expõem as médias da concentração de OD e do pH para as mesmas condições, observa-se a alta evolução dos dois parâmetros na lagoa de 0,2 metro. Esse aumento da concentração dos parâmetros ocorre devido à presença de algas e à atividade fotossintética desenvolvida.

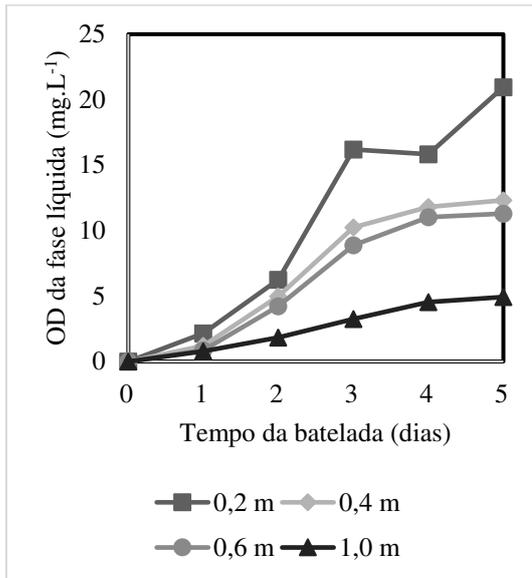


Figura 9. Valores da concentração de OD em função do tempo na lagoa de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB.

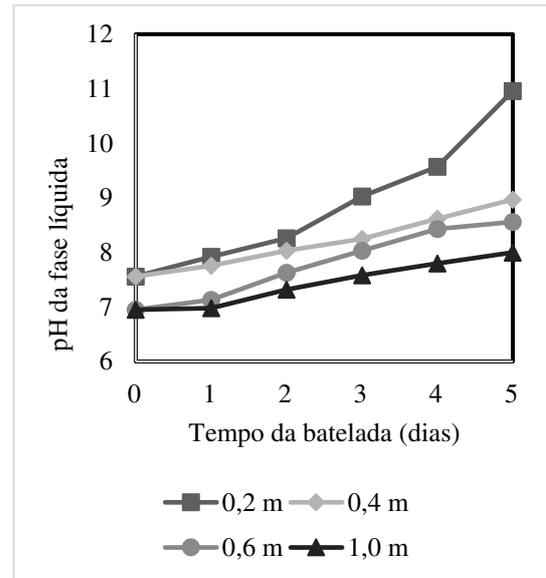


Figura 10. Valores de pH nas lagoas de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m de profundidade tratando efluente do reator UASB.

Pode-se notar que os valores mínimos da DBO (em torno de 20 mg.L⁻¹) atendem ao padrão definido pela Resolução CONAMA N° 430 que estabelece um máximo de 120 mg/L, inclusive o efluente do Reator UASB (70 mg.L⁻¹) também atende esse padrão. A Resolução CONAMA N° 430 também indica que para a determinação da eficiência de remoção de carga poluidora em termos de DBO_{5,20} para sistemas de tratamento com lagoas, a amostra do efluente deverá ser filtrada. No entanto, neste trabalho realizou-se os testes com amostra bruta e obteve resultados bem abaixo do estipulado pela Resolução.

Analisando os padrões de lançamento em corpos hídricos estipulados pelas normas brasileiras e pelas normas internacionais, como exposto na Tabela 3, e comparando com os resultados obtidos por este trabalho, percebe-se que as normas brasileiras são mais brandas tanto para remoção de material orgânico (permite até 30 vezes mais o valor do parâmetro DBO_{5,20}) quanto para a remoção de nutrientes. Dessa forma, a necessidade de uma discussão sobre a legislação vigente dos padrões de lançamento é evidente.

5.2 Limite de viabilidade de LPBS

Para essa etapa, realizaram-se um total de 2 testes de bateladas sequenciais. Nas Figuras 11 e 12, pode-se observar os valores médios da DBO em função do tempo durante o tratamento nas LPBS para profundidades de 0,2 e 0,4 m. O aumento da carga orgânica a ser tratada pela LPBS implica em uma desaceleração da remoção do material orgânico, de modo que se mostra necessária a presença do reator UASB para reduzir a matéria orgânica inicial e reduzir o TDH. Os valores da DBO indicam que para concentrações da DBO no afluente da lagoa de polimento, a DBO tende a ser maior que aquela da norma brasileira (120 mg.L^{-1}).

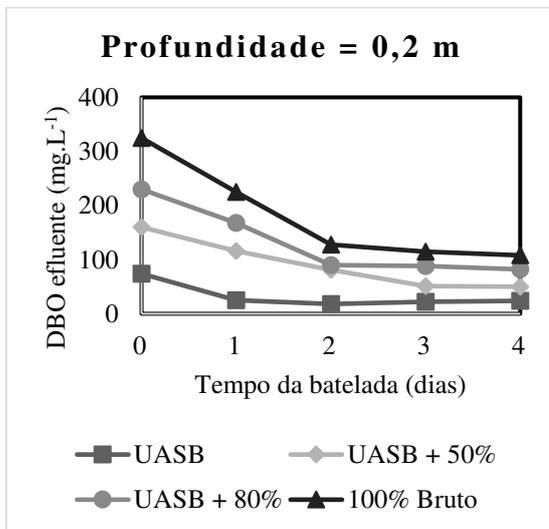


Figura 11. Valores médios da DBO nas lagoas de 0,2 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DBO no afluente.

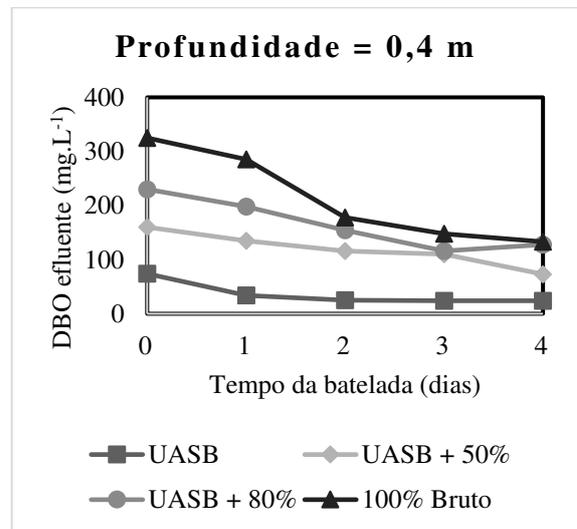


Figura 12. Valores médios da DBO nas lagoas de 0,4 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DBO no afluente.

Na Tabela 8 apresenta-se o resultado da realização da Análise de Variância – ANOVA para o parâmetro DBO da lagoa de 0,2 m, analisando dois fatores sem repetição: porcentagem de esgoto bruto e TDH. O teste de hipóteses com p -valor comprova a relevância da porcentagem de esgoto bruto e do TDH para a variação do parâmetro DBO.

Tabela 8. Teste de hipóteses com ANOVA de dois fatores sem repetição para o parâmetro DBO na LPBS de 0,2 m.

Fator analisado	p -valor calculado	p -valor definido	Conclusão
Porcentagem de esgoto	0,003	0,05	Com um nível de confiança de 95%, podemos afirmar que a porcentagem de esgoto é um fator estatisticamente relevante para a variação do parâmetro DBO na LPBS de 0,2 m.

TDH	0,005	0,05	Com um nível de confiança de 95%, podemos afirmar que o TDH é um fator estatisticamente relevante para a variação do parâmetro DBO na LPBS de 0,2 m.
------------	-------	------	--

Na Tabela 9, tem-se o resultado da realização da Análise de Variância – ANOVA para o parâmetro DBO da lagoa de 0,4 m, analisando dois fatores sem repetição: porcentagem de esgoto bruto e TDH. O teste de hipóteses com *p*-valor comprova a relevância da porcentagem de esgoto bruto para a variação do parâmetro DBO, enquanto o TDH teve como resultado a rejeição da hipótese nula de que o TDH influencia no parâmetro DBO.

Tabela 9. Teste de hipóteses com ANOVA de dois fatores sem repetição para o parâmetro DBO na LPBS de 0,4 m.

Fator analisado	<i>p</i>-valor calculado	<i>p</i>-valor definido	Conclusão
Porcentagem de esgoto	0,003	0,05	Com um nível de confiança de 95%, podemos afirmar que a porcentagem de esgoto é um fator estatisticamente relevante para a variação do parâmetro DBO na LPBS de 0,4 m.
TDH	0,06	0,05	Com um nível de confiança de 95%, não podemos afirmar que o TDH é um fator estatisticamente relevante para a variação do parâmetro DBO na LPBS de 0,4 m.

As Figuras 13 e 14 mostram que há uma tendência de aumento de DQO continua nesse teste. Esse aumento do parâmetro DQO indica o aumento de matéria orgânica na lagoa, provavelmente, pelo surgimento de algas no sistema ocasionando a produção de oxigênio dissolvido. A presença de algas e produção de oxigênio aconteceu mesmo com o teste com esgoto bruto com carga orgânica de DBO próxima de 300 mg/L.

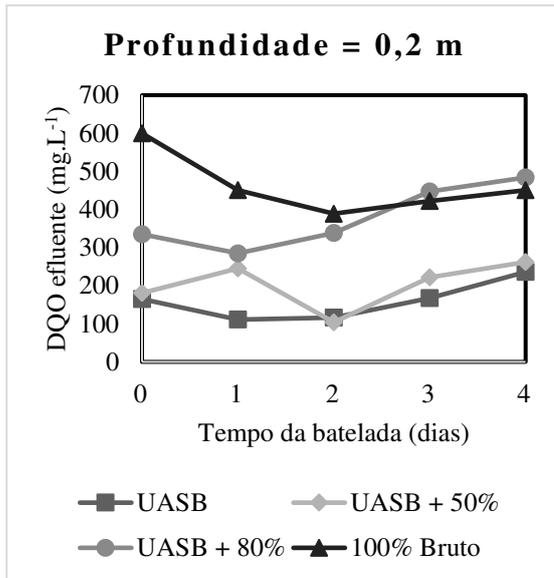


Figura 13. Valores médios da DCO nas lagoas de 0,2 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DCO no afluente.

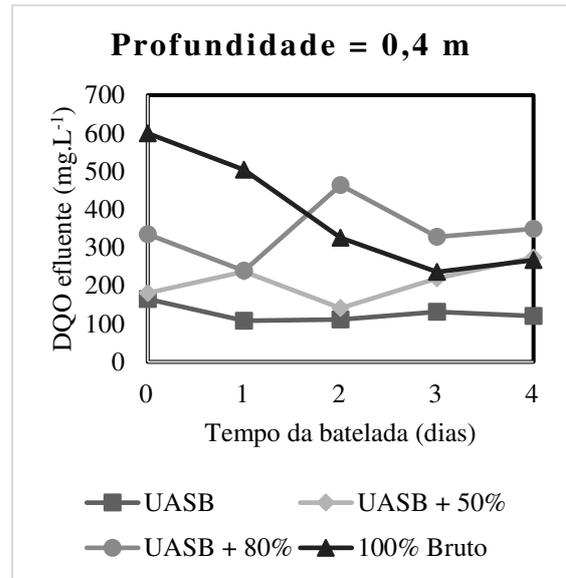


Figura 14. Valores médios da DCO nas lagoas de 0,4 m de profundidade tratando efluente com diferentes valores da DCO no afluente.

As Figuras 15, 16, 17 e 18 apresentam um aumento de OD e pH, no entanto, comparando com o teste simples com efluente de UASB esse crescimento é mais lento e não consegue alcançar um pH de 9,5. Nesse contexto, não é possível a remoção de nutrientes (N e P) por não alcançar a faixa de pH necessária corroborando para a necessidade do UASB antes das LPBS.

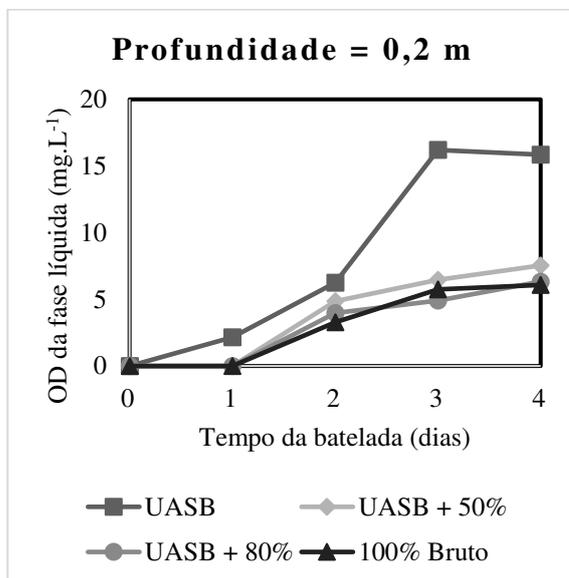


Figura 15. Valores da concentração de OD em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,2 de profundidade.

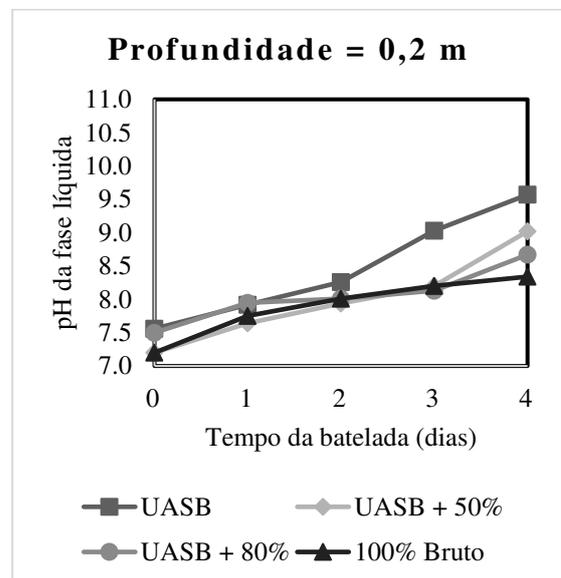


Figura 16. Valores da concentração do pH em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,2 de profundidade.

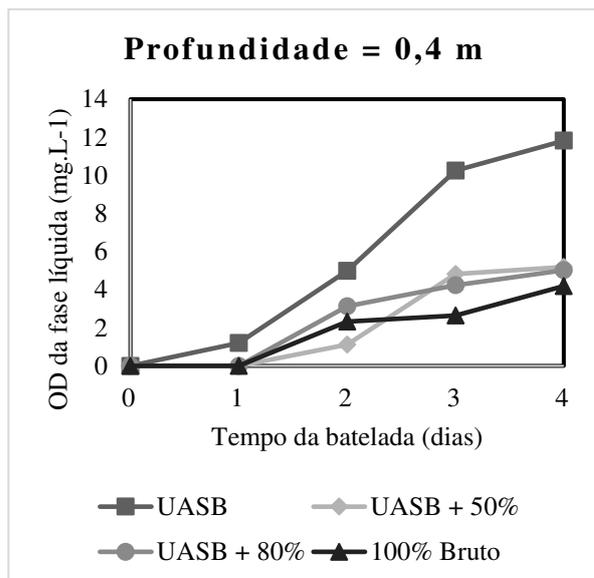


Figura 17. Valores da concentração de OD em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,4 de profundidade.

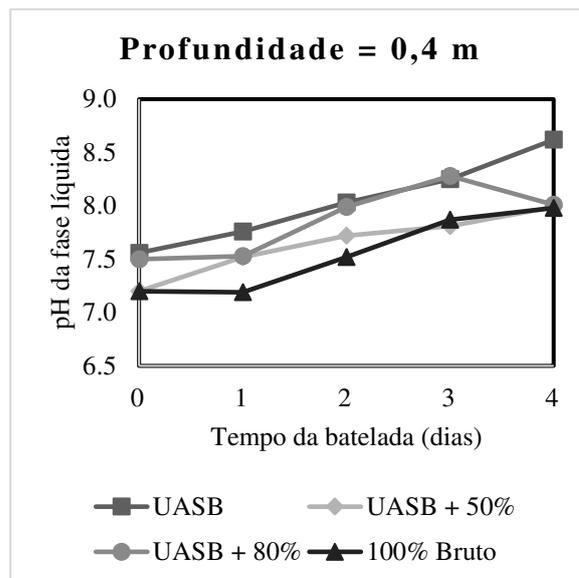


Figura 18. Valores da concentração do pH em função do tempo com diferentes concentrações de material orgânico na lagoa de 0,4 de profundidade.

Os resultados desse estudo são surpreendentes: quando se descarrega esgoto bruto em uma lagoa facultativa de um sistema convencional de lagoas de estabilização, a lagoa facultativa se torna anaeróbia (MARA, 2004). Então era de se esperar que as lagoas em bateladas sequenciais alimentadas com esgoto bruto também ficassem anaeróbias, principalmente porque no início da operação de LPBS a demanda de oxigênio é maior do que em uma LPFC. Todavia, como mostram as Figuras 15 e 17 a concentração de OD (zero inicialmente) aumentou com o tempo em todas as misturas de efluente do UASB com esgoto bruto. A explicação mais provável é que foram pesquisadas somente lagoas com profundidade de 0,2 e 0,4 m, ou seja, menores que a profundidade normal de uma lagoa de maturação que é da ordem de 0,6 a 1,5 m (JORDÃO e PESSOA, 2017; PASSOS, 2017). Naturalmente em lagoas rasas a fotossíntese se desenvolve com maior taxa que em lagoas profundas, onde somente uma parte da lagoa recebe a radiação solar.

5.3 Efeito da inoculação de LPBS com algas

Para o teste de inoculação, foram realizadas duas repetições para testar cada profundidade com três diferentes porcentagens de inóculo, sempre realizando o descarte pelo fundo da LPBS e completando com efluente de UASB.

Quando o pH atingiu 9,5, as análises físico-químicas foram realizadas e os resultados estão apresentados nas Tabelas 10 e 11 com os valores médios dos parâmetros para as profundidades de 0,2 e 0,4 m, respectivamente. As profundidades de 0,6 e 1,0 m não foram

testadas por não atingirem o pH de 9,5 em tempo razoável. Foram acompanhadas por 10 dias e ainda assim não atingiram o valor desejado.

A escolha da porcentagem ótima foi feita com base na maior capacidade de tratamento com a remoção de nutrientes (NH_4 e PO_4) no efluente. O cálculo da capacidade de tratamento foi realizado para escolher a porcentagem ótima de inóculo a ser usado, utilizando a Equação 1:

$$\text{Capacidade de tratamento} = \frac{\text{Volume tratado}}{\text{TDH}} \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que:

Capacidade de tratamento = Representa a capacidade de tratamento de uma LPBS com ou sem inóculo inclusive com remoção de nutrientes, em litros por dia.

Volume tratado = Para o caso de uma LPBS sem inóculo é a capacidade total em litros da lagoa. No caso de uma LPBS com inóculo, ocorre a subtração entre a capacidade total do reservatório e a quantidade de inóculo utilizada e chega-se à capacidade efetivamente tratada em litros.

TDH = Quantidade de dias necessários para que o efluente atinja o patamar de pH igual a 9,5 e consiga uma remoção eficiente dos parâmetros de nutrientes (NH_4 e PO_4).

Para a lagoa de 0,2 m, compara-se as capacidades de tratamento e é evidente que dentre os inóculos testados e o teste sem inóculo, a maior taxa de tratamento é da LPBS com 20% de inóculo com um TDH de 3 dias tratando um volume de 32 L resultando em uma capacidade de tratamento de 10,67 L/d, chega-se à conclusão de que a taxa de 20% de inóculo é a porcentagem ótima de inoculação para LPBS de 0,2 m.

Tabela 10. Valores médios dos parâmetros para a LPBS de 0,2 m com diferentes inóculos.

Parâmetros	Afluente	0%	20%	40%
DBO (mg/L)	75	17	49	43
DQO (mg/L)	222	231	393	267
NH₄ (mg/L)	48	0	0	0
PO₄ (mg/L)	5,79	0,43	0,47	0,40
pH	7,3	11,2	10,20	10,92
OD (mg/L)	0	15,60	11,20	12,40
Volume tratado (L)	-	40	32	24

TDH para atingir pH 9,5 (d)	-	4	3	3
Capacidade de tratamento (L/d)	-	10	10,67	8

De maneira semelhante para a lagoa de 0,4 m, compara-se as capacidades de tratamento dentre os inóculos testados e o teste sem inóculo. A maior capacidade de tratamento encontrada é da LPBS sem uso de inóculo com um TDH de 7 dias tratando um volume de 80 L resultando em uma capacidade de tratamento de 11,42 L/d, chega-se à conclusão de que o uso de inóculo para o caso da LPBS de 0,4 m não é vantajoso.

Tabela 11. Valores médios dos parâmetros para a LPBS de 0,4 m com diferentes inóculos.

Parâmetros	Afluente	0%	40%	60%
DBO (mg/L)	75	13	50	47
DQO (mg/L)	222	221	152	95
NH₄ (mg/L)	48	5,6	3,25	1,57
PO₄ (mg/L)	5,79	2,45	1,47	1,41
pH	7,3	9,53	9,56	9,62
OD	0	6,15	9,22	10,63
Volume tratado (L)	-	80	48	32
TDH para atingir pH 9,5 (d)	-	7	5	5
Capacidade de tratamento (L/d)	-	11,42	9,6	6,4

Com o uso de inóculo, a presença de algas aumenta na lagoa e conseqüentemente os valores dos parâmetros DBO e DQO tendem a subir como se evidencia na lagoa de 0,2 m com inóculo de 20%. No entanto, são obtidas altas porcentagens de remoção de nutrientes (NH₄ e PO₄) como mostra a Tabela 12. Observa-se que se o foco do tratamento for simplesmente a

remoção de matéria orgânica (DBO), o uso de inóculo aliado com um TDH que permita o pH atingir 9,5 prejudica essa remoção e termina aumentando a concentração de DBO e DQO pela presença de algas.

Tabela 12. Remoção dos parâmetros para as porcentagens com maiores taxas de tratamento.

Parâmetros	Afluente	0,2 m (20%)	Remoção (%)	0,4 m (0%)	Remoção (%)
DBO (mg/L)	75	49	35	13	82
DQO (mg/L)	222	393	-	221	0
NH₄ (mg/L)	48	0	100	5,6	88
PO₄ (mg/L)	5,79	0,47	91	2,45	57

Pontes *et al.* (2017) apresentaram porcentagens de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 70% com valores próximos a 10 mg/L, sendo possível a remoção do parâmetro em LPBS de 0,45 m de profundidade. O trabalho apresentou baixa remoção (19%) de PO₄, a remoção ocorre pela assimilação das algas e das cianobactérias, além da precipitação. A remoção não foi maior pelo fato de o pH (8,4) ter ficado abaixo do valor ótimo, $\geq 9,5$.

Hasan *et al.* (2019a) estudaram a aplicação de um Filtro Cerâmico Simples para o melhoramento de Lagoas de Estabilização. Os pesquisadores utilizaram tanques retangulares (0,6 m (Comprimento) \times 0,3 m (Largura) \times 0,26 m (Altura)) alimentados com esgoto sintético e uma cultura de algas, dentro do tanque o Filtro Cerâmico Simples foi posicionado. O sistema foi iluminado artificialmente por lâmpadas fluorescentes durante 12 horas por dia e mantido no escuro nas demais 12 horas. Os autores mostraram uma remoção a partir de 46% de nitrogênio total e entenderam que a amônia é removida/incorporada pelas algas e com o crescimento delas é possível a remoção desse indicador, no entanto, quando as algas morrem a tendência é que o parâmetro amônia volte a subir. De forma semelhante à remoção de amônia, chamaram atenção para a possibilidade de a remoção de fosfato ser impactada pelo fato de as algas morrerem. Por esse motivo, o trabalho conclui que se deve ter atenção às algas para que não venham a morrer e recarregar o efluente com nutrientes e matéria orgânica. Nesse contexto, o trabalho utiliza TDHs curtos de até 7 dias.

O resultado do teste de inóculo neste estudo não foi o esperado, pois não houve um ganho significativo de tempo para o tratamento do afluente. O que pode explicar essa demora

no tratamento são: a condição das algas foi prejudicada porque vinham de um ambiente de pH muito alto e a adição do inóculo diminuiu a concentração de N e P e por esta razão a remoção é mais lenta.

6 CONCLUSÕES

A operação de lagoas de polimento em regime de bateladas sequenciais (LPBS) é factível e apresenta bom desempenho na remoção de material orgânico (DBO e DQO), possibilitando melhoria na qualidade do efluente final.

A DBO_{total} do efluente do reator UASB foi de aproximadamente 70 mg.L^{-1} . Na lagoa de polimento de bateladas sequenciais, usando amostras brutas da fase líquida, este valor reduziu para aproximadamente 20 mg/L depois de um tempo de detenção de 2 a 5 dias para profundidades de 0,2 a 1,0 m. Vale destacar que na investigação experimental, a DBO do efluente final sempre foi menor que o padrão estabelecido pela Resolução CONAMA N° 430 de 2011, mesmo tendo sido utilizadas para os testes amostras do efluente bruto e não efluente filtrado, como permitido pela norma.

Na prática da operação de LPBS pode não ser possível obter o valor mínimo ($< 20 \text{ mg.L}^{-1}$) da concentração de material orgânico, porque, para o tempo de detenção mais longo (> 5 dias), que é necessário para remoção de nutrientes, a DBO e DQO tendem a aumentar devido ao crescimento de algas.

Ao elevar a concentração de material orgânico (situação limite aplicando esgoto bruto com DBO de 325 mg.L^{-1}) nas LPBS não se estabeleceu um ambiente anaeróbio nas lagoas (as lagoas de 0,2 e 0,4 m somente com esgoto bruto desenvolveram OD aproximado de 5 mg.L^{-1} no quarto dia de tratamento), também observou-se um aumento da concentração de OD e do pH com o tempo para as demais cargas aplicadas, sendo menor para maiores profundidades e altas cargas aplicadas.

Ao testar a possibilidade de uso de inóculo para acelerar o pós-tratamento em LPBS foi possível acelerar o processo de tratamento com 20% de inóculo na LPBS de 0,2 m, mas o aumento (7 %) foi tão baixo que não constitui uma vantagem para a aplicação na prática. Para a LPBS de 0,4 m, a inoculação não se mostrou vantajosa em termos de capacidade tratamento, ou seja, a perda de volume tratado com a presença de inóculo de algas não foi compensada pela redução do TDH para remoção dos nutrientes.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas Esgotos Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017. v. 53
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) BRASIL. **Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas**. Brasília: ANA, 2020.
- ALBUQUERQUE, M. da S.; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 25–38, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.017>
- ALVES, M. S.; LIMA, G. R. R.; ARAÚJO, A. L. C.; DA SILVA, F. J. A.; PEREIRA, E. L. Monte Carlo simulation in the evaluation of failure probability in waste stabilization ponds. **Journal of Water Process Engineering**, v. 38, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101658>
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2017.
- ARASHIRO, L. T.; MONTERO, N.; FERRER, I.; ACIÉN, F. G.; GÓMEZ, C.; GARFÍ, M. Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource recovery. **Science of the Total Environment**, v. 622–623, p. 1118–1130, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.051>
- BATISTA, M. M.; LAMBAIS, G. R.; SANTOS, S. L. dos; VAN HAANDEL, A. Decaimento bacteriano em lagoas de polimento tratando efluentes de reator UASB. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 80–90, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.021>
- BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Alternativas para o controle de odores e corrosão em sistemas de coleta e tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 611–623, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017145398>
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Centro Gráfico: [s. n.], 1988. Disponível em: <http://www.stf.jus.br/arquivo/cms/legislacaoConstituicao/anexo/CF.pdf>

BRASIL; CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução N° 357, 18 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, 2005.

BRASIL; CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução N° 430, De 13 De Maio De 2011. **Diário Oficial da União**, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions**. 2003. - Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, [s. l.], 2003. Disponível em: <http://library.wur.nl/WebQuery/wda/1679354>

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

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Polishing ponds for post-treatment of digested sewage part 1: flow-through ponds. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 237–245, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0229>

CHERNICHARO, C. A. de L.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; POSSETTI, G. R. C.; MIKI, M. K.; SOUZA, S. N. de. 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. 90–108, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/dae.2018.043>

COSTA, J. M. F. N.; FREITAS, F. P. de; CANAL, W. D.; MAGALHÃES, M. A. de; CARVALHO, A. M. M. L.; CASTRO, R. V. O. Geração de créditos de carbono na queima de metano na carbonização. **Revista Ciência da Madeira - RCM**, v. 10, n. 1, p. 48–56, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.12953/2177-6830/rcm.v10n1p48-56>

DE GODOS, I.; ARBIB, Z.; LARA, E.; ROGALLA, F. Evaluation of High Rate Algae Ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: Effect of CO₂ addition and modification of dilution rate. **Bioresource Technology**, v. 220, p. 253–261, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.056>

DIAS, D. F. C.; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, V. A. J.; VON SPERLING, M. 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. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.044>

DOS SANTOS, S. L.; VAN HAANDEL, A. Transformation of Waste Stabilization Ponds: Reengineering of an Obsolete Sewage Treatment System. **Water**, v. 13, n. 9, p. 1193, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13091193>

EDOKPAYI, J. N.; ODIYO, J. O.; POPOOLA, O. E.; MSAGATI, T. A. M. Evaluation of contaminants removal by waste stabilization ponds: A case study of Siloam WSPs in Vhembe District, South Africa. **Heliyon**, v. 7, n. 2, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06207>

FORSTER, P. *et al.* **2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.20892/j.issn.2095-3941.2017.0150>

HASAN, M. M.; SAEED, T.; NAKAJIMA, J. Integrated simple ceramic filter and waste stabilization pond for domestic wastewater treatment. **Environmental Technology and Innovation**, v. 14, p. 100319, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100319>

HASAN, M. N.; KHAN, A. A.; AHMAD, S.; LEW, B. Anaerobic and aerobic sewage treatment plants in Northern India: Two years intensive evaluation and perspectives. **Environmental Technology and Innovation**, v. 15, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100396>

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L. Pós-Tratamento De Efluente Anaeróbio Em Lagoa De Polimento. *In: Coletânea de Trabalhos Técnicos. Volume 2.* [S. l.: s. n.]. p. 59–68.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>

LIMA, P. D. F. **ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO, EUTROFIZAÇÃO E DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM AÇUDE DO SEMIÁRIDO CEARENSE DURANTE FORTE DEFICIT HÍDRICO**. 2016. - Universidade Federal do Ceará, [s. l.],

2016.

MARA, D. **Sewage Treatment in Hot Climates**. New York, London: Wiley, 1976.

Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0263-8762\(00\)71959-9](https://doi.org/10.1016/S0263-8762(00)71959-9)

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. London: Earthscan, 2004.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste Stabilization Ponds Design Manual for Mediterranean Europe**. Copenhagen: WHO: Regional Office for Europe, 1987.

MARAI, G. v R. Fecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 100, n. 1, p. 119–139, 1974.

MARAI, G. v R.; SHAW, V. A. A rational theory for the Design of Sewage Stabilization Ponds in Central and South Africa. **Transactions of the South African Institute of Civil Engineers**, v. 3, n. November, p. 205–227, 1961.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 9, n. 1, p. 45–54, 2004.

MBURU, N.; TEBITENDWA, S. M.; VAN BRUGGEN, J. J. A.; ROUSSEAU, D. P. L.; LENS, P. N. L. Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 220–225, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.031>

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S.; ROZAIK, E. H. Anaerobic up flow fluidized bed reactor performance as a primary treatment unit in domestic wastewater treatment.

HBRC Journal, v. 12, n. 1, p. 99–105, 2016. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.hbrcj.2014.09.003>

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia Nitrogen Removal in Facultative Wastewater Stabilization Ponds. **Water Pollution Control Federation**, v. 54, n. 4, p. 344–351, 1982.

PARKER, C. D.; JONES, H. L.; TAYLOR, W. S. Purification of Sewage in Lagoons. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 22, n. 6, p. 760–775, 1950.

PASSOS, R. G. **Estudos E Modelagem Do Comportamento Hidrodinâmico De Lagoas De Polimento**. 2017. - UFMG, [s. l.], 2017.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; OLIJNYK, D. P.; WANG, X.; QIU, J. P.; BRISSAUD, F. Nitrogen removal in wastewater stabilisation ponds. **Desalination and Water Treatment**, v. 4, n. 1–3, p. 103–110, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.363>

PONTES, T. G. de; SOUSA, J. T. de; LEITE, V. D. Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoas de polimento com alimentação em fluxo contínuo e bateladas sequenciais. **Revista AIDIS**, v. 10, n. 1, p. 31–47, 2017.

PUIG, S.; SERRA, M.; COMA, M.; CABRÉ, M.; BALAGUER, M. D.; COLPRIM, J. Effect of pH on nutrient dynamics and electricity production using microbial fuel cells. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 24, p. 9594–9599, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.082>

ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; LOBATO, L. C. S.; SILVA, R. V.; PADILHA, R. F.; BORGES, J. M. Assessing the potential of renewable energy sources (biogas and sludge) in a full-scale UASB-based treatment plant. **Renewable Energy**, v. 124, p. 21–26, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.09.025>

SANTOS, S. L. dos; SIMÕES, J. P. de O.; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. Projeto de otimização de sistemas anaeróbios para tratamento de esgoto em escala unifamiliar. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1213–1225, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018166570>

SANTOS, I. V. **Remoção de fósforo de esgoto doméstico em Lagoas de Polimento tratando efluente de Reator UASB**. 2020. [s. l.], 2020.

SMYTH, K.; VENDRAMELLI, R.; DANKEWICH, D.; YUAN, Q. Seasonal variations in cold climate nutrient removal: A comparison of facultative and aerated lagoons. **Journal of Environmental Management**, v. 214, p. 224–231, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.098>

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. dos. Transformação de lagoas de estabilização : reengenharia de um sistema obsoleto de tratamento de águas residuárias. **Revista DAE**, v. 229, n. 69, p. 6–24, 2021 a.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. dos. Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. **Revista DAE**, v. 69, n. 229, p. 52–69, 2021 b. Disponível em:

<https://doi.org/10.36659/dae.2021.019>

VAN HAANDEL, A.; VAN DER LUBBE, J. **Anaerobic Sewage Treatment: Optimization of Process and Physical Design of Anaerobic and Complementary**. [S. l.]: IWA Publishing, 2019.

VASSALLE, L.; GARCÍA-GALÁN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. de C. F.; FERRER, I.; PASSOS, F.; R MOTA, C. Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? **Chemosphere**, v. 248, 2020. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>

VERBYLA, M. E.; MIHELICIC, J. R. A review of virus removal in wastewater treatment pond systems. **Water Research**, v. 71, n. 860, p. 107–124, 2015. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.031>

VILLAR-NAVARRO, E.; BAENA-NOGUERAS, R. M.; PANIW, M.; PERALES, J. A.; LARA-MARTÍN, P. A. Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes. **Water Research**, v. 139, p. 19–29, 2018. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.072>

VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, C. M.; ANDRADA, J. G. B.; GODINHO, V. M.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; MELO JUNIOR, W. R. Performance evaluation of a simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and coarse rock filter. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 6, p. 1313–1319, 2008. Disponible em: <https://doi.org/10.2166/wst.2008.720>

YANEZ, F. **Lagunas de Estabilización: Teoría, Diseño y mantenimiento**. Monsale: Cuenca, 1993.

ZHANG, Y.; ZHANG, C.; QIU, Y.; LI, B.; PANG, H.; XUE, Y.; LIU, Y.; YUAN, Z.; HUANG, X. Wastewater treatment technology selection under various influent conditions and effluent standards based on life cycle assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 154, 2020. Disponible em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104562>