



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

**CENTRO TECNOLÓGICO**

**MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL**

**MIRIAM PATRICIA LOUREIRO**

**PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA A PARTIR DE BIOMASSA ALGÁCEA  
HIDROLISADA PELAS VIAS TÉRMICA E QUÍMICA ALCALINA**

**VITÓRIA – ES**

**2021**

**MIRIAM PATRICIA LOUREIRO**

**PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA A PARTIR DE BIOMASSA ALGÁCEA  
HIDROLISADA PELAS VIAS TÉRMICA E QUÍMICA ALCALINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves

**VITÓRIA**

**2021**

## **MÍRIAM PATRÍCIA LOUREIRO**

### **PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA A PARTIR DE BIOMASSA ALGÁCEA HIDROLISADA PELAS VIAS TÉRMICA E QUÍMICA ALCALINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração em Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Aprovada em 03 de março 2021.

### **COMISSÃO EXAMINADORA**

---

Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves  
Orientador - PPGES / CT / UFES

---

Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos  
Examinadora Interna – PPGES / CT / UFES

---

Prof. D.Sc. Rodrigo Nunes Oss  
Examinador Externo – DEA / CT / UFES

Em conformidade com as normas prescritas na Portaria Normativa Nº. 03/2020 – PRPPG/UFES, a assinatura da examinadora interna (Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos) foi representada neste documento pela respectiva assinatura do presidente da sessão, Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves. Ato contínuo, o Sr. Presidente da banca examinadora atesta que, a defesa foi realizada por meio de videoconferência, ou outro suporte eletrônico a distância equivalente.

---

Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves  
Orientador – PPGES / CT / UFES



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**PROTOCOLO DE ASSINATURA**



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por  
RICARDO FRANCI GONCALVES - SIAPE 1176053  
Departamento de Engenharia Ambiental - DEA/CT  
Em 30/04/2021 às 09:47

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:  
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/181261?tipoArquivo=O>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**PROTOCOLO DE ASSINATURA**



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por  
RODRIGO NUNES OSS - SIAPE 3034684  
Departamento de Engenharia Ambiental - DEA/CT  
Em 30/04/2021 às 11:31

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:  
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/181378?tipoArquivo=O>

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

---

L892p Loureiro, Míriam Patrícia, 1973-  
Precipitação de Estruvita a partir de Biomassa Algácea hidrolisada pelas vias Térmica e Química Alcalina / Míriam Patrícia Loureiro. - 2021.  
84 f. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Biomassa. 2. Alga. 3. Fosfatos. 4. Cristalografia. 5. Cristalização. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

## DEDICATÓRIA

*A meus pais Alarico Loureiro e  
Aleide da Silva Loureiro (in memoriam).  
Vocês foram a minha força!*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus pela vida e pela força a cada dia.

À minha família, pelo apoio e compreensão em todos os momentos em minha vida, pelos ensinamentos e incentivo sempre que tem contribuído para minha realização pessoal e profissional.

Ao meu orientador, Ricardo Franci, por todo apoio, pelos ensinamentos e importantes orientações dadas e confiança em meu trabalho.

Aos meus colegas do mestrado em especial Gisele Gavazza e Gustavo Ferreira (quando tudo começou) e também aos colegas do Projeto Piloto em Araçás, Rodrigo Oss, Larissa Paulino, Janaína Simões, Ludimila Azeredo, Vitor Pombal, e Renata Estevam por toda presteza e apoio intelectual neste trabalho, e ainda pela paciência, ensinamentos e todo incentivo. Sem vocês eu não teria conseguido! Agradeço também à Regiane Roque pelo apoio e incentivo.

À CESAN pela liberação das horas necessárias para cursar o Mestrado e a todos os meus colegas da empresa que acreditaram na minha capacidade e me apoiaram nesta realização, em especial agradeço à Juliane Giacomim, Luiz Cláudio Rodrigues, Juciane Motta, Elza Abreu, Nestor Gorza, Vanuza Cristelo, Flávia Cassoli, Juliana Lozer e ao pessoal do Laboratório de Araçás.

Aos meus amigos de longe e de perto, pelo incentivo e torcida na realização deste sonho.



## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 PROBLEMA.....	16
3 HIPÓTESE.....	16
2 OBJETIVOS .....	17
2.1- OBJETIVO GERAL.....	17
2.2- OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
3.1 - A PROBLEMÁTICA DO SANEAMENTO SUSTENTÁVEL NO MUNDO .....	18
3.2 – SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM POTENCIAL PARA RECUPERAÇÃO DE PRODUTOS (ÁGUA, ENERGIA E NUTRIENTES).....	19
3.3 LAGOAS DE ALTA TAXA (LAT).....	20
3.4 AS MICROALGAS .....	22
3.5- O INTERESSE DA ASSOCIAÇÃO EM SÉRIE DE PROCESSOS ANAERÓBIOS E LAGOAS.....	24
3.6 - A RECUPERAÇÃO DE N E P DO ESGOTO E DA BIOMASSA ALGÁCEA. ....	25
3.7 - ESTRATÉGIAS DE RECUPERAÇÃO DOS NUTRIENTES A PARTIR DE BIOMASSA ALGÁCEA .....	26
3.8 - A ESTRUVITA.....	28
3.9 – PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA NA ÁREA DE SANEAMENTO.....	30
3.10 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA.....	31
3.11 - FATORES DE INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA.....	32
3.12 - ESTUDO DE CASOS DE PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA.....	33
3.13 – DRIFRAÇÃO DE RAIO-X.....	35
4 METODOLOGIA .....	37
4.1 – CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL DA PESQUISA .....	37

4.2 - PRODUÇÃO (COLETA VIA COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO) E CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA ALGÁCEA DAS LATS.....	39
4.3 - TRATAMENTOS HIDROLÍTICOS .....	42
4.4 - ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA .....	43
4.5 - MICROGRAFIA DOS CRISTAIS OBTIDOS NA PRECIPITAÇÃO.....	45
4.6–CRISTALOGRAFIA DOS CRISTAIS PRECIPITADOS .....	45
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1 - PRODUÇÃO (COLETA VIA COAGULAÇÃO) E CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA ALGÁCEA DAS LATS.....	47
5.2 – TRATAMENTOS HIDROLÍTICOS .....	48
5.3 – ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO.....	54
5.4 – MICROGRAFIA DOS CRISTAIS OBTIDOS NA PRECIPITAÇÃO.....	57
5.5 – CRISTALOGRAFIA DOS CRISTAIS PRECIPITADOS .....	62
6 –CONCLUSÃO .....	65
7- RECOMENDAÇÕES .....	66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	67

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Metodologia das análises realizadas no período experimental .....	41
Tabela 2 - Estatística descritiva da caracterização da biomassa algácea .....	47
Tabela 3 - Concentração de NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> da biomassa algácea bruta filtrada e após hidrólises .....	51
Tabela 4 - Concentração de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> das amostras bruta filtrada e pós hidrólises .....	53
Tabela 5 - Comparativo do material precipitado em (g) .....	55
Tabela 6 - Resultados das fases cristalográficas presentes .....	63

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Lagoa da Alta Taxa (LAT) (a), (b) .....	21
Figura 2 - Estrutura do cristal de estruvita: (a) arranjo de grupos iônicos, (b) dimensões do cristal de estruvita ortorrômbica. ....	29
Figura 3 - Difração de raios X por planos de átomos (A-A' e B-B').....	35
Figura 4 - Diagrama esquemático de um difratômetro de raios X.....	37
Figura 5 - Parque Experimental (Reator Anaeróbio (UASB) + LAT) Figura 6 - Reatores UASB 1 e 2.....	37
Figura 7 - Parque Experimental (LATs) Figura 8 - Parque Experimental (LATs).....	38
Figura 9 - ETE ARAÇAS (localização da ETE Piloto) .....	38
Figura 10 - Fluxograma do sistema de tratamento de esgoto da ETE Piloto. ....	39
Figura 11 - (a) Bombona 200L, (b) dosagem de Tanfloc® SL e (c) drenagem do sobrenadante.....	40
Figura 12 - Filtração do lodo .....	41
Figura 13 Processo hidrolítico alcalino no Teste de Jarro .....	42
Figura 14 - Processo hidrolítico térmico a 70°C(a), 80°C(b) e 90°C(c) .....	43
Figura 15 - Ensaio de precipitação .....	44
Figura 16 - Amostra após adição de MgO no Cone Imhoff .....	44
Figura 17 - Difratograma de referência – estruvita.....	46
Figura 18 - Difratômetro modelo XRD-6000.....	46
Figura 19 - Análises de comparação de DQO das amostras bruta e após hidrólises filtradas. ....	50
Figura 20 - Análises de comparação de NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> da biomassa algácea bruta e após hidrólises filtradas. ....	51
Figura 21- Análises de comparação de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> e PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> das amostras bruta e após hidrólises filtradas .....	52
Figura 22 - Análises de comparação de SDT das amostras bruta e pós hidrólises filtradas.....	53
Figura 23 - Sedimentos obtidos no cone Imhoff (a), (b).....	54
Figura 24 - Regressões lineares entre a massa de cristais precipitadas e a concentração de P solúvel nas amostras de biomassa algácea hidrolisadas térmica e quimicamente .....	55
Figura 25 - Regressões lineares entre a massa de cristais precipitadas e a concentração de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> solubilizada nas amostras de biomassa algácea hidrolisadas térmica e quimicamente .....	56
Figura 26 - Cristais da amostra 70°C relação molar 1:1 de Mg para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (a),(b) .	57

Figura 27 - Cristais da amostra 70°C relação molar 1,4:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(c),(d) .....	57
Figura 28 - Cristais da amostra 80°C relação molar 1,4:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(e).57	
Figura 29 - Cristais da amostra 90°C relação molar 1:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(f), (g) .....	58
Figura 30 - Cristais da amostra 90°C relação molar 1,4:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(h), (i).....	58
Figura 31 - Cristais da amostra pH 10,00 relação molar 1,4:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(j), (l).....	58
Figura 32 - Cristais da amostra pH 11,00 relação molar 1:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(m), (n).....	59
Figura 33 - Cristais da amostra pH 11,00 relação molar 1,4:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(o), (p).....	59
Figura 34 - Cristais da amostra pH 12,00 relação molar 1:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(q), (r), (s) .....	59
Figura 35 - Cristais da amostra pH 12,00 relação molar 1,4:1 de MgO para P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .(t), (u).....	60
Figura 36 - Micrografia do cristal trapezoidal típico da estruvita.....	61
Figura 37 - Micrografia óptica do cristal da estruvita (a) e (b).....	61
Figura 38 - Difratoograma da amostra de pH 11,00 proporção molar 1:1 MgO/P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .....	64
Figura 39 - Difratoograma da amostra de 90°C proporção molar 1,4:1 MgO/P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .64	

## LISTA DE ABREVIATURAS e SÍMBOLOS

APHA – American Public Health Association  
AWWA - American Water Works Association  
CESAN – Companhia Espírito Santense de Saneamento  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
DQOf - Demanda Química de Oxigênio filtrada  
ETE – Estação de tratamento de esgoto  
rpm – rotação por minuto  
ST - Sólidos totais  
UASB – Upflow anaerobic sludge blanket  
SV- Sólidos Voláteis  
SSV- Sólidos suspensos voláteis  
SST- Sólidos Suspensos Totais  
Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>(OH) - Hidroxiapatita  
Mg<sup>2+</sup> – Ion magnésio  
MgO – Óxido de magnésio  
N – Nitrogênio  
N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>– Nitrogênio amoniacal  
NTK – Nitrogênio Kjeldahl  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – Ion fósforo relativo ao fosfato  
PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>- Ion fosfato  
Ca<sup>2+</sup> – íon cálcio

## RESUMO

A recuperação e a reciclagem agrícola de nutrientes (N e P) presentes no esgoto sanitário é uma alternativa interessante para diminuir impactos ambientais e reduzir utilização de fertilizantes químicos na agricultura. O presente estudo teve por objetivo estudar a precipitação de estruvita (ou fosfato de amônio e magnésio hexahidratado) a partir de biomassa algácea produzida no tratamento de esgoto e submetida a tratamentos hidrolíticos pela via térmica e pela via química alcalina. Amostras de biomassa algácea foram coletadas em duas lagoas de alta taxa, sendo em seguida submetidas a tratamento hidrolítico para extração do hidrolisado rico em nutrientes Nitrogênio e Fósforo. Na sequência, foram realizados os testes de cristalização da estruvita com adição de MgO e a posterior separação dos cristais formados por sedimentação. As dosagens de MgO foram calculadas pela relação molar de Mg com as concentrações de fósforo total encontrados nas amostras após hidrólise. A biomassa algácea apresentou uma concentração média de sólidos totais de  $37,34 \pm 5,30$  g/L e DQO de  $16,98 \pm 0,14$  gO<sub>2</sub>/L. Os processos hidrolíticos térmicos se mostraram mais eficientes ao promover a destruição de sólidos voláteis e a solubilização de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. A micrografia dos cristais obtidos pela precipitação após os tratamentos hidrolíticos mostrou que os cristais precipitados se assemelham aos cristais de estruvita, exceto para a amostra hidrolisada à temperatura de 80°C e relação molar 1,4:1 de Mg para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Também foi possível se observar a precipitação de cristais nas amostras submetidas à 80°C e pH 10,00 e proporção molar 1:1 Mg em relação ao P- PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, embora estes não tenham sido visualizados por microscopia. Portanto, os resultados obtidos comprovam a viabilidade técnica da recuperação de nutrientes N e P da biomassa algácea cultivada com esgoto em estações de tratamento.

Palavras-chave: Esgoto, biomassa algácea, microalgas, recuperação de nutrientes, fósforo, nitrogênio, águas residuárias, efluentes, fertilizantes, estruvita, tratamentos hidrolíticos, magnésio, LAT, UASB.

## ABSTRACT

The recovery of nutrients (N and P) from effluents from sewage treatment plants and their return for application in agricultural areas is an interesting alternative for the reduction of environmental impacts in addition to a reduction in the use of fertilizers. The present study aimed to study the precipitation of struvite (or hexahydrate ammonium and magnesium phosphate) from algae biomass subjected to hydrolytic treatments by thermal and alkaline chemical pathways. Samples of algae biomass were collected from two High Rate Lagoons aiming at the recovery of nutrients (N and P) through struvite precipitation. The precipitation reaction was carried out by adding MgO. MgO dosages were calculated by the molar ratio of Mg to the concentrations of total phosphorus found in the samples after hydrolysis. The algae biomass showed an average concentration of total solids of  $37.34 \pm 5.30$  g/L and COD of  $16.98 \pm 0.14$  gO<sub>2</sub>/L. The thermal hydrolytic processes proved to be more efficient when promoting solubilization of most compounds. The micrograph of the crystals obtained by precipitation after hydrolytic processes showed that the precipitated crystals resemble struvite crystals, except for the sample hydrolyzed at 80 ° C with a molar ratio of 1.4: 1 from Mg to P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. It was also possible to observe precipitate in the samples at 80 ° C and pH 10.00 molar ratio 1: 1 Mg in relation to P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> in the Imhoff cone, although no crystals were seen in the sample under the microscope. This research proved the technical feasibility of recovering N and P nutrients from algae biomass grown with sewage in treatment plants.



## 1 INTRODUÇÃO

Para atender às necessidades de uma população global em rápido crescimento, a produção agrícola e pecuária foi intensificada, resultando em poluição ambiental, mudança climática e declínio da saúde do solo (MUHMOOD, *et. al.*, 2019). Em consequência desse desenvolvimento a necessidade de aumentar a produtividade agrícola para atender a demanda para alimentos, são acompanhados por uma maior necessidade de fertilizantes (NICOLODELLI *et al.*, 2016). Desta forma, o crescimento populacional global requer a intensificação da agricultura, para a qual um suprimento sustentável de fósforo é essencial (KATAKI *et. al.*, 2016b). Em paralelo a este cenário o tratamento de águas residuárias atualmente se concentra na remoção de fósforo e nitrogênio devido ao seu potencial em causar eutrofização em corpos d'água (SENA, *et. al.*, 2021). A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, como fósforo e nitrogênio na água. Uma das consequências da eutrofização é o aumento da quantidade de organismos como algas e plantas aquáticas. O aumento desses organismos reduz quantidade de oxigênio no corpo hídrico gerando a morte de peixes, além de dificultar a entrada de luz na água, dificultando a fotossíntese (INCT ETEs Sustentáveis, 2019).

Segundo Kataki *et al.*, (2016b), uma vez que as reservas naturais de P estão diminuindo, a recuperação deste nutriente de águas residuárias e resíduos é uma perspectiva cada vez mais atrativa, principalmente porque o potencial técnico e econômico da região estará em crescimento. Além de fornecer fósforo para uso agrícola, a precipitação de fósforo a partir de resíduos e de efluentes reduz a carga destes nutrientes antes do descarte (KATAKI *et. al.*, 2016b). Um método de recuperação de fósforo das águas residuárias é através da precipitação de fosfato de amônio e magnésio ( $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), ou estruvita (SENA, *et. al.*, 2021). A cristalização de estruvita a partir de águas residuárias tem atraído muitos interesses, visto que é uma das mais promissoras tecnologias de recuperação simultânea de P e N (HUANG, *et. al.*, 2018).

Nesse contexto, os sistemas de tratamento de águas residuárias à base de microalgas são soluções promissoras para mudar o paradigma do tratamento destas águas quanto à produção de energia e recuperação de recursos (SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2017). Uma vez que as águas residuárias podem fornecer a água e nutrientes para as microalgas, muitos estudos têm sido realizados para cultivá-las em

diferentes tipos dessas águas municipais, agrícolas e industriais (LV *et al.*, 2017; GULDHE *et al.*, 2017; KINNUNEN and RINTALA, 2016 adaptado). Nestes sistemas, as microalgas assimilam nutrientes e produzem oxigênio, que é usado por bactérias para biodegradar a matéria orgânica e melhorar a qualidade dessas águas. As microalgas são capazes de utilizar o nitrogênio e fósforo das águas residuárias junto o CO<sub>2</sub>, para produzir biomassa e oxigênio por meio da fotossíntese na presença de luz solar (SOLÉ-BUNDÓ *et al.*, 2017). Os principais estudos a respeito da produção de microalgas em esgotos sanitários focam tanto na remoção da matéria orgânica remanescente quanto na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), e outros poluentes, assim como no controle das variáveis que otimizem a produção da biomassa de microalgas (LOPES, 2017).

A recuperação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na forma de estruvita obtida a partir da biomassa algácea cultivada em águas residuárias é uma forma interessante de recuperação destes efluentes como recurso utilizável. Contudo, segundo Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2015, a biodegradação da biomassa microalgal é limitada devido à estrutura celular complexa. A aplicação de pré-tratamentos para romper a parede celular representa um alternativa promissora para aumentar a biodegradabilidade de biomassa de microalgas mista composta por espécies de microalgas recalcitrantes (JUÁREZ, *et al.*, 2018). A lise (desintegração) de células de microalgas é essencial antes da biodegradação anaeróbica. Muitas técnicas de desintegração, térmica, microondas, sonicação, alta pressão homogeneização, álcali, hidrólise ácida foram relatados na literatura (GONZALEZ-FERNANDEZ *et al.*, 2015).

Para tanto nesta pesquisa busca-se as condições ideais para a precipitação de estruvita, após a realização de tratamentos hidrolíticos da biomassa algácea coletada no efluente de duas Lagoas de Alta Taxa (LATs) de uma estação de tratamento de esgoto localizada na cidade de Vila Velha-ES. Para essa avaliação, está sendo testado o óxido de magnésio (MgO) em pó(gramas), que é adicionado às amostras hidrolisadas via térmica e química alcalina.

Esta pesquisa é parte integrante de um Projeto mais amplo “Soluções tecnológicas integradas para potencializar a geração de biocombustíveis em estações de tratamento de esgotos que utilizam processos à base de microalgas” (seleção pública MCTI/FINEP/FNDCT – subvenção econômica à inovação – 02/2013)”, o qual

vem sendo desenvolvido numa parceria da CESAN e Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo/UFES UFES- que considera a possibilidade de aproveitamento dos nutrientes presentes nos esgotos sanitários urbanos, redução dos resíduos e efluentes de sistemas de tratamento e melhoria da sua qualidade final, como uma forma sustentável do aproveitamento de águas residuárias.

## **2 PROBLEMA**

Como recuperar nutrientes (nitrogênio e fósforo) a partir da biomassa algácea cultivada em Lagoas de Alta Taxas com efluente anaeróbio de um reator UASB?

## **3 HIPÓTESE**

Recuperar nutrientes (nitrogênio e fósforo) a partir da precipitação de estruvita da biomassa algácea hidrolisada química e termicamente.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1- OBJETIVO GERAL

Estudar a precipitação de estruvita a partir de biomassa algácea submetida a tratamentos hidrolíticos pela via térmica e pela via química alcalina

### 2.2- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Caracterizar físico-quimicamente a biomassa algácea coletada em um sistema de separação sólido-líquido aplicado ao pós-tratamento do efluente de uma lagoa que trata esgoto sanitário;
- ✓ Estudar a solubilização de compostos nitrogenados e fosforados da biomassa algácea através de tratamento hidrolítico químico alcalino e térmico.
- ✓ Avaliar as condições ótimas de precipitação de estruvita a partir da biomassa algácea hidrolisada química e termicamente;
- ✓ Avaliar a presença de estruvita nos cristais precipitados através de cristalografia.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 - A PROBLEMÁTICA DO SANEAMENTO SUSTENTÁVEL NO MUNDO

A OMS define saneamento como o fornecimento de instalações ou serviços que separam as pessoas de urina e fezes. Acesso seguro aos sanitários e ao manejo dos excrementos são metas fundamentais para o saneamento global, e essas metas são importantes para a realização de uma reciclagem eficaz de recursos. A reciclagem de recursos, geralmente chamada de "saneamento sustentável", deve ser economicamente viável, socialmente aceitável, e técnica e institucionalmente adequadas. Deve proteger o meio ambiente e conservar os recursos naturais (ZHOU, *et al.*, 2018).

A conscientização acerca da importância da preservação e adoção de práticas sustentáveis, de forma a não comprometer a disponibilidade futura dos recursos naturais, alertou a sociedade para a necessidade de mudanças nos paradigmas existentes (SOUZA, 2017). Ter um sistema de saneamento confiável é um dos objetivos dos países desenvolvidos e em desenvolvimento. Contudo, este objetivo não pode ser alcançado de forma eficaz sem tratá-lo de forma sustentável (MARZOUK e OTHMAN, 2017). Em todo o globo, 4,2 bilhões de pessoas não têm acesso a saneamento básico. Para as Nações Unidas, a solução requer ambição política para tomar ação e enfrentar a crise global da falta de esgoto tratado (ONU NEWS, 2020).

Fornecer instalações sanitárias, de acordo com Van Welie e Romijn (2018), muitas vezes não tem sido uma solução sustentável por causa da falha em ligá-los à necessária infraestrutura de serviço. O grande desafio de acessar água potável e saneamento é uma preocupação global. A intensidade do desafio depende da localização geográfica, bem como do nível de desenvolvimento socioeconômico do país (PROSKURYAKOVA, *et al.*, 2018). Atualmente, requisitos crescentes para a eficiência de recursos dos sistemas de água e esgoto e sustentabilidade ambiental, demandam mais conhecimento sobre a viabilidade de implantação de tecnologias inovadoras em larga escala, bem como em longo prazo (GARCIA e ALVES, 2019). Resolver problemas de saneamento urbano em países de baixa renda requer

inovações em abordagens como infraestrutura, tecnologia, inclusão social, mecanismos financeiros e custos de recuperação (VAN WELIE e ROMIJN, 2018).

### 3.2 – SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM POTENCIAL PARA RECUPERAÇÃO DE PRODUTOS (ÁGUA, ENERGIA E NUTRIENTES)

O setor de saneamento básico brasileiro deve ampliar sua visão: é necessário pensar no esgoto como fonte de matérias-primas, e não apenas como descarte, de acordo com os modernos preceitos da ecologia industrial e da economia circular. Assim, em vez da simples remoção de nutrientes, deve-se incentivar a sua recuperação, seja pela possibilidade de exaustão das reservas naturais (caso do fósforo e do potássio), seja pela baixa eficiência no seu aproveitamento e pelos impactos ambientais (caso do nitrogênio) (MORITA *et al.*, 2019).

De acordo com SuSanA (2020), para se qualificar como saneamento sustentável (SS), um sistema de saneamento deve ser economicamente viável, socialmente aceitável, técnica e institucionalmente adequado e proteger o meio ambiente e os recursos naturais. Um sistema SS, deve se concentrar no uso dos serviços ecossistêmicos fornecidos por sistemas de tratamento de águas residuárias, como a reciclagem de nutrientes (fósforo, nitrogênio e potássio), matéria orgânica, e água ou a produção de biogás derivado de excretas (energia) (SuSanA, 2020). Além disso, elementos de terras raras e metais valiosos poderiam ser recuperados (VILLARÍN e MEREL, 2020). Para o Saneamento Ecológico (EcoSan), as águas residuárias podem ser transformadas em fertilizantes para o setor (TRIMMER e GUEST, 2018; MAKROPOULOS, *et al.*, 2018; WIELEMAKER, *et al.*, 2018). EcoSan é caracterizado por sistemas de saneamento descentralizados (gestão familiar) ou semi-descentralizados (gestão comunitária) que têm um forte foco na recuperação de nutrientes por meio da coleta de urina e fezes (MCCONVILLE *et al.*, 2017; SKAMBRAKS *et al.*, 2017).

Estudos apontando potenciais agronômicos dos bio sólidos e o nível de poluentes pode encorajar o desenvolvimento de políticas públicas no âmbito do conceito de NEXUS água-energia-alimento (JUNIOR *et al.*, 2021). Nos últimos anos, este conceito, foi promovido como uma ferramenta para se alcançar o desenvolvimento sustentável (GARCIA; YOU, 2017). A reciclagem agrícola de bio sólidos é uma

opção sustentável e parte de uma economia circular (JUNIOR *et al.*, 2021). Desta forma, a aplicação agrícola de bio sólidos originados de águas residuárias domésticas é uma alternativa interessante para atender às necessidades nutricionais das safras, pois o bio sólido tem uma composição rica em nutrientes, como fósforo (P), nitrogênio (N), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) (SHARMA *et al.*, 2017; GHERGHEL *et al.*, 2019). Além do mais, esta aplicação agrícola contribui para a diminuição de custos para a destinação final do resíduo, o que pode aliviar em até 60% as despesas operacionais em estações de tratamento de esgoto (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2015; QIAN *et al.*, 2016). Portanto, ajuda a mitigar os efeitos negativos do descarte inadequado de bio sólidos que poderia, por sua vez, comprometer os benefícios ambientais e sanitários esperados de sistemas de tratamento de águas residuárias (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2019).

### 3.3 LAGOAS DE ALTA TAXA (LAT)

As lagoas de alta taxa (Figuras 1a, 1b), chamadas em inglês de “*High Rate Algae Ponds*” (HRAP) é a maneira mais simples de cultivar biomassa de microalgas e uma alternativa interessante para tratamento de águas residuárias (DE GODOS *et al.*, 2016). Desenvolvidas por William J. Oswald no final da década de 1950 (PICOT *et al.*, 1991), são lagoas com mistura contínua por meio de pás giratórias. As LATs foram recentemente destacadas como um potencial sistema para produção de energia de baixo custo de algas, uma vez que a biomassa de algas é essencialmente um subproduto do processo de tratamento de águas residuárias (MEHRABADI *et al.*, 2016). As LATs são eficientes na remoção de matéria orgânica e nutrientes, e também de uma grande variedade de micropoluentes por fotodegradação, bioadsorção e biodegradação (MATAMOROS *et al.*, 2015; GARCÍA-GALÁN *et al.*, 2018, 2020). A biodegradação é uma forma de remoção importante em LATs, assim microalgas e bactérias heterotróficas podem remover esses compostos intra e extracelularmente, por meio de adsorção na parede celular e biodegradação (XIONG *et al.*, 2018).

Figura 1- Lagoa da Alta Taxa (LAT) (a), (b)



Fonte: Autoria própria

As lagoas de alta taxa foram recentemente consideradas como uma eficiente opção de tratamento de efluentes de reatores UASB, e oferecem múltiplas vantagens sobre os sistemas convencionais de lagoas, incluindo menores custos de construção e operação (em comparação com sistemas de lodo ativado), baixa demanda por eletricidade e potencial para remover nutrientes, micropoluentes e patógenos (BUCHANAN *et al.*, 2018; FALLOWFIELD *et al.*, 2018; VASSALLE *et al.*, 2020a, 2020b; YOUNG *et al.*, 2016). Outra vantagem das LATs é que as emissões de gases de efeito estufa também são reduzidas, tornando-as uma opção para melhorar a sustentabilidade do tratamento de águas residuárias (ACIÉN *et al.*, 2016).

A tecnologia das LATs é uma tecnologia promissora para o tratamento de águas residuárias em locais com espaço e radiação solar suficientes. Os processos baseados em algas não requerem aeração e, portanto, tem potencial de consumir menos energia do que os processos de lodo ativado (KOHLHEB *et al.*, 2020). Neste reator, a adição de CO<sub>2</sub> é um importante parâmetro para o controle do pH e, conseqüentemente, influenciará a assimilação dos nutrientes. Outro parâmetro operacional relevante é a profundidade da lagoa, que terá um papel importante na disponibilidade de radiação ao longo da coluna d'água (COUTO *et al.*, 2020). Do ponto de vista do tratamento de efluentes, a profundidade pode ser um dos principais fatores que influenciam a desinfecção, uma vez que afeta diretamente a exposição do volume à radiação solar, influenciando também a atividade fotossintética e no pH do meio (YOUNG *et al.*, 2017). Para isso, profundidades entre 0,15 e 0,45 m, normalmente 0,30 m, são adotadas para garantir a penetração da luz



(SINGH *et al.*, 2015), e um propulsor com pás é usado para melhorar a circulação durante o processo.

### 3.4 AS MICROALGAS

Segundo Li *et al.* e Soares *et al.*, (2019), a pesquisa sobre o tratamento de águas residuárias com base em microalgas aumentou nos últimos anos. Apesar da ideia original de usar microalgas para o tratamento de águas residuárias para remover o excesso de nutrientes do efluente secundário, agora está sendo considerado mais como um recurso de energia.

As microalgas têm sido cada vez mais consideradas uma alternativa promissora para lidar com a crise energética e as mudanças climáticas globais (SUN *et al.*, 2018). São consideradas hoje uma solução atrativa para remoção de contaminação de águas residuárias. Esses microrganismos assimilam nitrogênio e fósforo e produzem oxigênio que é usado por bactérias simbióticas no consumo da matéria orgânica, resultando em efluentes de alta qualidade com baixos níveis de contaminação. Este bioprocessos é impulsionado pela fotossíntese das algas (DE GODOS *et al.*, 2016). As microalgas são, portanto, normalmente cultivadas sob condições fototróficas, usando fotossíntese para capturar energia luminosa e fixação de carbono inorgânico na forma de CO<sub>2</sub> (SIQUEIRA, 2017). As características de crescimento e composição de microalgas sob as condições fototróficas dependem de variáveis de cultivo, como fontes de carbono e quantidade de nutrientes, intensidade de irradiação, nível de temperatura e valores de pH. Outras variáveis operacionais são tensão de cisalhamento, condições de inoculo e o tipo de reator (SINGH *et al.*, 2015; MARTÍNEZ, 2016).

A coexistência de bactérias aeróbias e microalgas - que são nativas do tipo de água residuária - apresenta uma sinergia que favorece o crescimento da biomassa. Enquanto as bactérias usam o oxigênio produzido por microalgas, as microalgas usam dióxido de carbono produzido pelas bactérias, aumentando a produtividade da biomassa microalgas-bactérias (PEREIRA *et al.*, 2018).

As microalgas podem produzir substâncias ricas em energia, como lipídios para a produção de biodiesel, gases caloríficos (hidrogênio, metano, monóxido de carbono) pela fotólise da água, gaseificação biológica ou termoquímica (SOARES *et al.*,

2019). O uso destes microrganismos para produção de energia é uma alternativa que aumenta eficiência e reduz os custos da estação de tratamento de águas residuárias. Cerca de 7% do total a energia produzida no mundo é consumida nessas estações (LONGO *et al.*, 2016; WAKEEL *et al.*, 2016). Certos tipos de microalgas foram reconhecidas como fontes comercialmente promissoras para aplicações nutraceuticas, ou seja, saudáveis suplementação de alimentos (LEVASSEUR *et al.*, 2020), e farmacêuticas devido a seu rápido crescimento sob uma variedade de condições ambientais (YAO *et al.*, 2015).

As microalgas possuem diâmetro de célula variando entre 1-100  $\mu\text{m}$  (ABU-GHOSH *et al.*, 2021). Suas células contêm uma vasta gama de compostos químicos referidos como metabólitos secundários. Esses metabólitos são biossintetizados por diferentes e complicadas vias dentro das células, e sua produção e acumulação são afetadas por muitos fatores, como condições ambientais bióticas e abióticas (ANDRADE *et al.*, 2021). Metabólitos secundários de algas podem ser de alto valor ou podem ser usados como matéria-prima verde para muitos produtos importantes (TANG *et al.*, 2020).

A estrutura unicelular das microalgas, que permite que elas convertam facilmente a energia solar em energia química (conversão bioquímica), está sendo aproveitada comercialmente para a obtenção de biomassa de microalgas e, conseqüentemente, de produtos de aplicação comercial (JANKOSWA *et al.*, 2017). As microalgas também oferecem o potencial de recuperar nutrientes de águas residuárias, para posteriormente, serem aplicados como fertilizante sustentável. Durante a última década, esta alternativa foi descrita por diversos autores, considerando o fato de que as microalgas contêm grandes quantidades de proteínas ricas em aminoácidos essenciais, bem como fitormônios que estimulam crescimento da planta (COPPENS *et al.*, 2016; GARCÍA-GONZALEZ e SOMMERFELD, 2016; JÄGER *et al.*, 2010; UYSAL *et al.*, 2015). Além disso, as microalgas ajudam a reduzir o efeito estufa e aquecimento global devido à assimilação do  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono no processo de cultivo, que reduz a liberação do excesso para o meio ambiente (TANG *et al.*, 2020).

Aproximadamente 7.000 toneladas de biomassa de algas secas são produzidas em todo o mundo anualmente e o mercado global de biomassa de algas vale entre US \$ 3,8 a 5,4 bilhões (BRASIL *et al.*, 2017). Em 2017, o mercado global de produtos à

base de microalgas foi estimado em 32,60 bilhões de dólares e está projetada para atingir aproximadamente 53,43 bilhões de dólares em 2026 (RAHMAN, 2020).

### 3.5- O INTERESSE DA ASSOCIAÇÃO EM SÉRIE DE PROCESSOS ANAERÓBIOS E LAGOAS.

Comparados aos métodos convencionais de tratamento aeróbio, o conceito anaeróbio surge como alternativa para o tratamento de efluentes com baixa carga orgânica até efluentes com carga extremamente elevada (METCALF e EDDY, 2016).

Efluentes domésticos, agrícolas e industriais podem conter altas concentrações de nutrientes que, se descarregados em corpos d'água sem devido tratamento, levam à eutrofização. A eutrofização é um sério problema ambiental que pode causar impactos negativos, como redução biodiversidade, substituição de espécies dominantes, aumento da toxicidade da água e turbidez (CAI *et al.*, 2013).

Geralmente os efluentes de reatores anaeróbios exigem um pós-tratamento, como um meio para enquadrar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental visando à proteção dos corpos hídricos receptores (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2009). Esse estágio de polimento visa garantir a qualidade do efluente em termos de matéria orgânica e nutrientes, posto os danos ambientais causados pela descarga destes poluentes remanescentes nos mananciais de água receptores (CHERNICHARO *et al.*, 2015).

Esses efluentes, no entanto, podem ser usados como fonte de nutrientes de baixo custo para o cultivo de microalgas (COUTO *et al.*, 2020). A integração do tratamento de efluentes e a produção de biomassa de algas possibilita o aproveitamento dos nutrientes e não apenas a redução de sua descarga em corpos d'água (CHEN *et al.*, 2015). O efluente do tratamento anaeróbio, por exemplo, tem características promissoras para o cultivo de microalgas, como baixa turbidez, que permite a passagem de luz, carga orgânica e nitrogênio predominantemente na forma de amônio, melhor assimilado por microalgas (PEREIRA *et al.*, 2018).

A tecnologia dos reatores UASB permite essencialmente a remoção de matéria orgânica carbonosa em suspensão ou dissolvida do esgoto. Contudo, um pós-tratamento do efluente do reator UASB é geralmente necessário para melhorar a qualidade do efluente (VASSALLE *et al.* 2020b). Avaliando o tratamento de efluente

de um UASB por uma LAT, Vassalle *et al.* (2020a) obtiveram uma eficiência de remoções de 65% de DQO e 61% de  $\text{N-NH}_4^+$ . Além disso, os autores mencionaram que a co-digestão da biomassa de algas no reator UASB aumentou o rendimento de metano em 25%. E as LATs podem ter um desempenho eficiente na remoção de alguns micropoluentes.

O sistema de tratamento de águas residuárias UASB-LAT estudado por Espinosa *et al.* (2021), mostrou um tratamento eficiente de efluentes em termos de redução de sólidos, matéria orgânica, e indicadores microbianos *E. coli*, colifagos somáticos e colifagos F-específicos.

### 3.6 - A RECUPERAÇÃO DE N E P DO ESGOTO E DA BIOMASSA ALGÁCEA.

Uma mudança de paradigma está ocorrendo no universo de tratamento de efluentes, alterando a ênfase no tratamento, para o foco na recuperação dos diversos recursos contidos nas águas residuárias, como água, nutrientes e biomassa (PUYOL *et al.*, 2017). As estações de tratamento de águas residuárias urbanas não são mais consideradas como sistemas de remoção de poluição, mas como plantas de recuperação de recursos (VAN DER HOEK *et al.*, 2016).

Como o fósforo (P) e o nitrogênio (N) nas águas residuárias existem principalmente como fosfato solúvel e amônia, é difícil remover esses nutrientes poluentes por simples degradação biológica e separação sólido-líquido (LI *et al.*, 2018). Para a recuperação de nutrientes (nitrogênio e fósforo), diversas técnicas têm sido desenvolvidas nas últimas cinco décadas, incluindo a absorção biológica, adsorção física e precipitação química (TRAN *et al.*, 2014; GÜIZA *et al.*, 2015). Organismos vivos, como micróbios e plantas, podem ser usados para recuperar nitrogênio e fósforo como elementos essenciais, através de mecanismos de absorção. No entanto, este processo é altamente dependente do crescimento de esses organismos vivos, que muitas vezes são influenciados por flutuações sazonais (CAI *et al.*, 2013; PÉREZ *et al.*, 2015). De acordo com Muhmood *et al.*, (2019), para processos de adsorção, compostos de nitrogênio e fósforo nas águas residuárias podem ser adsorvidos na superfície de adsorventes que são feitos de materiais porosos com uma grande área superficial. Esta técnica é muitas vezes a última etapa no processo de tratamento de águas residuárias e é adequada para águas

com baixo teor de poluentes. Comparado com processos de absorção biológica e adsorção física, a precipitação química pode ser mais eficaz, devido à sua alta eficiência de recuperação (MUHMOOD *et al.*, 2019).

As microalgas, no entanto, podem efetivamente assimilar fósforo e nitrogênio, bem como outros macros e micronutrientes, permitindo que esses nutrientes sejam recuperados em valiosos produtos que podem ser usados para fechar os ciclos de nutrientes (por exemplo, fertilizantes, bioplásticos, corantes e produtos químicos) (FERNANDES *et al.*, 2017). O cultivo de microalgas usando águas residuárias pode ser uma abordagem adequada para apoiar a sustentabilidade em larga escala da produção de biomassa. Suas características atraentes incluem a reciclagem de recursos como nutrientes e água, reduzindo as emissões de carbono e coletando biomassa disponível (CHU *et al.*, 2015).

### 3.7 - ESTRATÉGIAS DE RECUPERAÇÃO DOS NUTRIENTES A PARTIR DE BIOMASSA ALGÁCEA

As microalgas são consideradas estratégicos recursos para o futuro e sua aplicação é significativa em muitos setores, uma vez que sua biomassa pode ser convertida em vários produtos de alto valor, incluindo nutracêuticos, corantes, suplementos alimentares, carvão, biocrude, eletricidade, calor, combustível para transporte e Bio-óleo (MATHIMANI *et al.*, 2019). Além disso, várias espécies de microalgas fotoautotróficas podem sintetizar carboidratos, empregando dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) para fotossíntese na presença de luz (FERNÁNDEZ *et al.*, 2012) ou em um heterotrófico/mixotrófico modo (SILVA *et al.*, 2016), e têm atraído interesse como fonte renovável de energia.

No entanto, a maioria das células de microalgas tem uma estrutura de parede celular complexa com resistentes compostos que impedem a etapa de hidrólise do processo de digestão anaeróbia. Para superar esse problema, as técnicas de pré-tratamento foram têm sido aplicadas para romper as paredes celulares, aumentando a biodegradabilidade e/ou biodisponibilidade de matéria orgânica, retida dentro da estrutura da célula (PASSOS *et al.*, 2014).

Segundo Paiva (2019) vários métodos para romper a parede celular podem ser utilizados, os quais podem ou não utilizar a ação mecânica. O congelamento, o uso

de solvente orgânico, choque osmótico e reações ácidas, básicas e enzimáticas são exemplos de ações não mecânicas. O ultrassom pode ser utilizado para romper células de microalgas suspensas em pequenas quantidades de biomassa, mas este não é aplicável em grandes escalas. O tratamento com álcalis é outro método efetivo de ruptura da parede celular, mas geralmente não é adequado para produtos sensíveis como proteínas. No entanto, a ruptura alcalina pode ser utilizada para isolar ácidos graxos livres (PAIVA, 2019).

Os métodos de pré-tratamento aplicados para melhorar a solubilização e biodegradabilidade de biomassas são: mecânico (moagem, trituração, homogeneização, ultrassônico, maceração, cisalhamento líquido); térmico (hidrotermal, secagem, tratamento por vapor); químico (Ácido ou hidrólise alcalina, ozonização, peróxido de hidrogênio); biológico (Enzimática); elétrico (eletro-Fenton); irradiação (raios gama, por feixe de elétrons, microondas); e combinação de tratamentos (por exemplo, termoquímico). Esses métodos de pré-tratamento destinam-se a ruptura da parede celular, reduzir o tamanho de partículas e do material estrutural, e para hidrolisar polímeros biomoleculares (BOHUTSKYI *et al.*, 2014).

Para os pré-tratamentos térmicos, quando se é aplicada temperatura amena, elas irão afetar as ligações fracas de hidrogênio, enquanto para romper a celulose ou hemicelulose, há necessidade de temperaturas mais elevadas. Já os pré-tratamentos químicos solubilizam componentes orgânicos favorecendo a degradação microbiana (MENDEZ *et al.*, 2013). Os pré-tratamentos térmicos apesar de resultar em elevadas taxas de produção de biogás, possuem alto gasto energético quando comparado aos tratamentos químicos (LIN *et al.*, 2009).

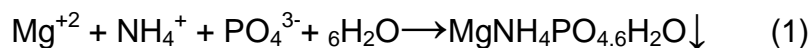
A abordagem proposta de cultivo de algas em efluente primário para colher estruvita via liquefação hidrotérmica (HTL) da biomassa, estudada por Karbakhshravari *et al.*, (2020), mostrou-se ser um caminho viável para a recuperação de nitrogênio e fósforo nas águas residuárias, em vez de dissipá-los nos sistemas de tratamento de águas residuárias atuais. O processo de HTL foi selecionado com o objetivo específico de recuperação de biocombustíveis líquidos de águas residuárias. A eficiência energética do processo HTL tem se mostrado melhor do que o de outros processos de conversão de biomassa disponíveis, como pirólise rápida e gaseificação (CHENG *et al.*, 2019). Com as eficiências de extração de fósforo

demonstradas, de produtos derivados do HTL (biochar) excedendo 90% (usando NaOH 0,2 M a 90 ° C e tempo de espera de 4 horas), as estimativas mostraram a possibilidade para recuperar mais de 70% de P e 6,0% de N do efluente primário como estruvita de alta qualidade (KARBAKHSHRAVARI *et al.*, 2020).

### 3.8 - A ESTRUVITA

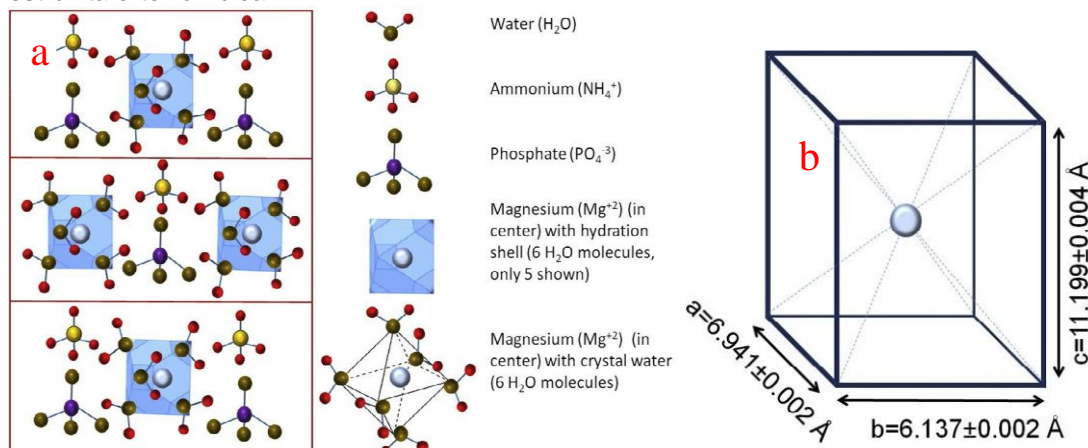
A estruvita ou fosfato de amônio e magnésio hexahidratado ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ), é um pó branco cristalino com um peso específico de 1,7 com baixa solubilidade na água, de cerca de 160 mg/l a 25 °C (produto de solubilidade,  $K_{ps} = 10^{-13,1}$ ). É altamente solúvel em pH ácido e altamente insolúvel em pH alcalino. Sua solubilidade é aprimorada por sais de ácidos fortes e bases fracas (CHIRMULEY, 1994).

A formação da estruvita pode ser representada pela equação da reação geral simplificada da reação química envolvida na precipitação da estruvita (equação 1).



A estrutura cristalina de estruvita por Whitaker e Jeffery (1970) pertence ao grupo espacial ortorrômbico  $Pmn2_1$  com duas moléculas em uma célula unitária. E consiste de  $PO_4^{3-}$  (tetraédrico),  $Mg(6H_2O)^{2+}$  (octaédrico) e  $NH_4^+$  (tetraédrico), grupos que são mantidos juntos por ligações de hidrogênio (Figura 4a). Os cristais de estruvita ortorrômbica (paralelepípedo de forma prismático reto de base regular) exibem dimensões celulares de  $a=6.941 \pm 0.002 \text{ \AA}$ ,  $b=\frac{1}{4} 6,137 \pm 0,002 \text{ \AA}$ ,  $c=\frac{1}{4} 11,199 \pm 0,004 \text{ \AA}$  (WHITAKER e JEFFREY, 1970) (Figura 4b).

Figura 2 - Estrutura do cristal de estruvita: (a) arranjo de grupos iônicos, (b) dimensões do cristal de estruvita ortorrômbica.



Fonte:Whitaker and Jeffery, 1970.

A precipitação de estruvita é afetada pelo pH da solução, a razão estequiométrica de Mg<sub>2</sub><sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e pela presença de íons interferentes, como Ca<sub>2</sub><sup>+</sup> (MUHMOOD *et al.*, 2018). O valor de pH ideal para precipitação de estruvita está entre 8,0 e 10 (MUHMOOD *et al.*, 2018).

Segundo Tansel *et al.*, (2018) a estruvita se forma em sistemas aquosos com altas concentrações de amônio e fosfato. No entanto, as condições que resultam na sua formação são altamente dependentes das composições iônicas, temperatura, pH e características específicas dos íons. A estequiometria de formação é geralmente 1:1:1 (Mg:NH<sub>4</sub>:PO<sub>4</sub>), no entanto, a concentração de Mg<sub>2</sub><sup>+</sup> deve exceder a concentração de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> para a remoção eficiente de P da solução (MUHMOOD *et al.*, 2018). Os íons primários envolvidos na sua formação têm interações complexas e podem formar cristais diferentes dependendo dos níveis iônicos, pH e temperatura (TANSEL, *et al.* 2018). A estruvita e compostos semelhantes (com substituição de cátions monovalentes de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ou cátions divalentes de Mg<sub>2</sub><sup>+</sup>), bem como outros cristais, podem também formar-se simultaneamente resultando, durante o crescimento do cristal, em alterações na morfologia deste cristal (TANSEL, *et al.* 2018).

A morfologia dos cristais de estruvita tem sido relatada como variação dependente dos parâmetros de crescimento (por exemplo, temperatura, concentrações de íons e proporções, pH e tempo de residência). A formação dos cristais com morfologias diferentes foram descritos como tipo prismático, tipo piramidal, tipo estrela, plaqueta retangular, plaqueta alongada, agulha, formato de X ou tampa de caixa e tipo dendrítico (PRYWER *et al.*, 2012).



### 3.9 – PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA NA ÁREA DE SANEAMENTO

Segundo Morita *et al.*, (2019) o tratamento de esgoto está sendo visto como uma unidade de recuperação de recursos (água, energia e nutrientes) em vez de uma unidade de final de tubo. Portanto, as tecnologias de recuperação devem ser priorizadas em relação às de remoção. A estruvita é um cristal que pode ser produzido a partir do esgoto doméstico e tem maior eficiência agrícola do que os fertilizantes convencionais (MORITA *et al.*, 2019).

As águas residuárias municipais e os resíduos agrícolas (bovino, suíno, estrume de aves e urina) são as fontes de recuperação de estruvita mais utilizadas e representam o estoque mais acessível e abundante. No entanto, essas fontes muitas vezes precisam de pré-tratamentos devido à presença de íons interferentes limitantes (ZHANG *et al.*, 2010; SHEN *et al.*, 2011).

A estruvita é bem conhecida como uma substância eficaz e ambientalmente amigável devido às suas características como fertilizante de liberação lenta que podem reduzir escoamento superficial de nutrientes (EVERAERT, *et al.*, 2016). No entanto, a estruvita também pode ser vista como um incômodo, segundo Hostert *et al.* (2020), porque é frequentemente encontrada em fluxos alcalinos de estações de tratamento de águas residuárias onde o crescimento da mesma pode obstruir tubos e causar danos. Cristais de estruvita tendem a formar rígidas incrustações nas superfícies dos equipamentos de estações de tratamento de águas residuárias, especialmente em áreas de alta turbulência. Alta turbulência induz queda de pressão e, concomitantemente, elimina CO<sub>2</sub> da água. Como consequência, o pH da água aumenta favorecendo a precipitação de estruvita (KORCHEF *et al.*, 2011; SAIDOU *et al.*, 2009a, 2009b). A deposição de incrustações de estruvita é responsável por reduções na eficiência do tratamento de águas residuárias (KATAKI *et al.*, 2016b). Entender como controlar o crescimento de estruvita é benéfico não só para a recuperação de fósforo, mas também para evitar a precipitação em áreas indesejadas (HOSTERT, *et al.*, 2020).

Atualmente, a cristalização de estruvita de águas residuárias atraiu muitos interesses, pois é uma das tecnologias de recuperação simultânea de fósforo e nitrogênio mais promissoras (HUANG, *et al.*, 2018).

### 3.10 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

Converter o fósforo obtido de resíduos, em produtos valiosos é uma abordagem sustentável (KATAKI *et al.*, 2016a), onde a cristalização de estruvita tem sido considerada uma técnica promissora, por causa das vantagens de recuperar o fósforo na forma de fertilizante de liberação lenta de alta qualidade (KATAKI *et al.*, 2016a; RAHMAN *et al.*, 2014; TAO *et al.*, 2016). Desta forma, comparada com fertilizantes químicos tradicionais, a estruvita pode igualar aos da produção agrícola, mas tem menos efeitos negativos no escoamento a jusante dos corpos d'água (LIU *et al.*, 2011; DALECHA *et al.*, 2012). No entanto, o uso de estruvita como fertilizante ainda representa um desafio devido ao fraco desenvolvimento do mercado, altos custos operacionais e aos pequenos tamanhos dos cristais (MUHMOOD *et al.*, 2019). E também metais perigosos (Pb, Cu, Zn e etc.) existentes em efluentes de resíduos ricos em P foram encontrados, sendo simultaneamente removidos nos sólidos das águas residuárias durante a precipitação de estruvita (MUHMOOD *et al.*, 2018; TADDEO *et al.*, 2018; UYSAL *et al.*, 2010). A extensa existência desses metais em produtos de estruvita pode levar poluição ao solo durante suas aplicações (LU *et al.*, 2020). Foi relatado por Li *et al.* (2019), Rahman *et al.* (2014) e Xu *et al.* (2012), que o metal pesado contido em algumas estruvitas recuperadas excede mesmo os limites legais (150 mg/kg na China) para fertilizantes.

A precipitação de estruvita tem sido amplamente aceita como um processo promissor e viável para a remoção do nitrogênio amoniacal total por causa de sua alta taxa de reação e eficaz atuação na separação sólido-líquido (HUANG *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2016).

Segundo Morita *et al.*, (2019), embora a estruvita apresente vantagens, ela ainda não é produzida em larga escala: pois grandes quantidades de magnésio e de álcali são necessárias, o que aumenta os custos operacionais; é difícil obter estruvita com alta pureza do esgoto sanitário ou de águas residuárias industriais e o mercado para a estruvita não está totalmente estabelecido. Além destas, faltam incentivos legais e econômicos para a reciclagem do fósforo visando a segurança alimentar no futuro (HAO *et al.*, 2013; DESMIDT *et al.*, 2015; HUANG *et al.*, 2015; KATAKI *et al.*, 2016a; 2016b).

### 3.11 - FATORES DE INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

A estruvita é um composto cristalino, formado com concentrações molares iguais de magnésio, amônio e fosfato, combinado com seis moléculas de água (MUHMOOD *et al.*, 2019). Seu peso molecular é 245,43 g/mol, e sua solubilidade varia de pouco solúvel a facilmente solúvel em condições alcalinas e ácidas, respectivamente (CHIRMULEY, 1994). O processo de cristalização ocorre em uma ampla gama de condições alcalinas (MUHMOOD *et al.*, 2019). A composição química da estruvita contém cerca de 13%, 6% e 10% de P, N e Mg, respectivamente (UENO and FUJII 2001).

O desenvolvimento de cristais de estruvita ocorre em duas fases: nascimento ou nucleação e crescimento dos cristais. Fatores como o estado inicial do composto do cristal, o equilíbrio termodinâmico sólido-líquido, a transferência de massa entre as fases sólida e líquida, e a reação cinética controla o processo de formação da estruvita (JONES, 2002; OHLINGER *et al.*, 1999). A nucleação começa com a formação de um cristal embrião da combinação de íons em solução (MULLIN, 1992). Dependendo no nível de supersaturação, um dos vários mecanismos (nucleação primária homogênea, nucleação primária heterogênea, nucleação secundária de superfície, etc.) pode permitir a nucleação da estruvita (MUHMOOD *et al.*, 2019). A nucleação primária homogênea requer o mais alto grau de supersaturação, com a aparição de núcleos na solução supersaturada. Nucleação primária heterogênea requer um menor grau de supersaturação e a nucleação ocorre em uma superfície estranha, como partículas de poeira ou partes do cristizador. Nucleação secundária de superfície (verdadeira nucleação) requer partículas suspensas da mesma espécie que o sólido sendo cristalizado. Os novos núcleos de superfície são então destacados por choque de partículas ou forças de cisalhamento de fluido (REGY *et al.*, 2001).

Após a nucleação, o crescimento do cristal de estruvita começa e os embriões crescem perceptíveis. A transferência de massa e métodos de agitação controlam a taxa de crescimento dos cristais de estruvita. Vários parâmetros como pH da solução, supersaturação, mistura e concentrações de íons estranhos influenciam esses mecanismos (LE CORRE *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2009).

### 3.12 - ESTUDO DE CASOS DE PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

Franco *et al.* (2020) avaliaram o emprego de sal marinho produzido por destilação solar como fonte de magnésio durante a precipitação de estruvita em termos de eficiência de recuperação de fósforo, qualidade da estruvita produzida, e inativação de microrganismos patogênicos. Concluindo que a adição de sal marinho real produzido por meio de um processo simples de destilação solar é capaz de obter altas eficiências de remoção de fosfato de urina humana real estocada, produzindo estruvita de boa qualidade que pode agir como biofertilizantes a base de P ou ser encaminhada para subseqüentemente processamento.

A avaliação da produção de estruvita a partir da urina humana através de precipitação induzida por íons de magnésio para uso como fertilizante alternativo na agricultura foi estudado por Memelli, (2019).E foi verificado que a precipitação de estruvita apresentou uma alta remoção de fósforo nos primeiros 20 minutos após a agitação com adição de magnésio, na faixa de pH de 8 a 10, confirmando que a urina humana é uma matriz rica em nutrientes (nitrogênio e fósforo) para a produção de estruvita e aplicação na agricultura. A viabilidade financeira de três compostos de magnésio para produção de estruvita:  $MgCl_2$ ,  $MgO$  e salmoura de água do mar, foi avaliada, concluindo que a salmoura marinha constitui uma alternativa de baixo custo, R\$ 14 kg/estruvita, como fonte de magnésio para produção de estruvita com considerável teor de pureza (60%) a partir da urina humana.

A recuperação efetiva de fósforo a partir de sobrenadante bruto do processo de digestão anaeróbia de lodo de esgoto foi avaliada por Xavier *et al.* (2014). A precipitação de estruvita foi obtida através da adição de  $Mg(OH)_2$  ou  $MgCl_2$  como fontes de magnésio, em uma razão equimolar e em condição de excesso com relação ao fosfato. Trabalharam com valores de pH iguais a 8,00, 9,00 e 10,00 em condições de rápida agitação, 300 rpm. Como resultados, remoções de 90,6% de fosfatos e 29% de amônia foram obtidas.

A precipitação de estruvita foi avaliada por Kabdasli, Tünay e Özcan (2009 apud Castro, 2014) sob duas situações, a partir de efluentes brutos de abatedouros e como etapa de refino pós-tratamento biológico do mesmo efluente. E verificaram que reações de precipitação, ocorrendo em valores de pH numa faixa de 9,00 - 9,50 promoveram uma redução na concentração de nitrogênio, para valores na faixa de 20 a 30 mg./L, independente das concentrações iniciais. Segundo os autores, a

aplicação da precipitação de estruvita, tanto em etapa de pré quanto de pós-tratamento, resultou em efluentes de qualidades semelhantes, proporcionando benefício adicional à etapa biológica, demonstrando ser um processo viável na obtenção de um lodo com potencial destinação e aplicação na indústria de fertilizantes.

Castro (2014) avaliou fontes alternativas de reagentes na precipitação de estruvita, para efluentes líquidos, com o objetivo de tornar o processo economicamente viável. Assim, utilizando somente farinha de osso como fonte reagente alternativa, obteve-se uma remoção média de 82,1% de  $\text{N-NH}_4^+$  e 84,0% de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , respectivamente. E, avaliando o emprego simultâneo de farinha de osso e a suspensão de  $\text{Mg(OH)}_2$ , a remoção de nutrientes atingiu valores médios de 62,1% de  $\text{N-NH}_4^+$  e 62,4% de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , respectivamente.

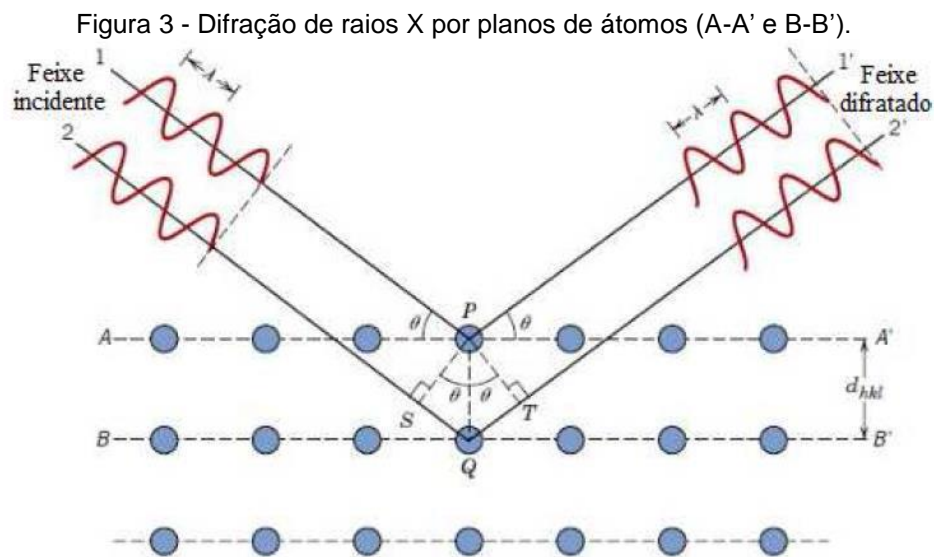
Rebouças et. al., (2008) concluíram que a recuperação de fósforo e nitrogênio através da precipitação de estruvita em águas amarelas é uma alternativa interessante sob o ponto de vista sanitário e ambiental. E a prática permite a obtenção e conseqüentemente, a utilização da estruvita na agricultura como um fertilizante natural de lenta liberação. De acordo com esse estudo a remoção máxima encontrada para o P foi utilizando uma dosagem de 0,3g/L de MgO e 0,15g/L de MgO. Alcançando assim, uma remoção de 98% e 99% do fósforo, respectivamente, em água amarelas. Quanto ao nitrogênio, a precipitação da estruvita não foi suficiente para a remoção de altas concentrações em virtude do excesso de amônia. Assim, para um melhor rendimento afirmaram ser necessário a utilização de materiais como zeólitas ou carvão ativado, em conjunto com o MgO, capazes de adsorver o excesso de amônia.

Schilling (2008) concluiu que a remoção de nitrogênio amoniacal em lixiviado de aterro sanitário antigo por precipitação da estruvita é possível com remoções acima de 90%, usando um excesso estequiométrico de 200% de magnésio, 75% de excesso estequiométrico de fosfato, pH de precipitação igual a 9 (diminuição da solubilidade da estruvita), após a remoção de alcalinidade carbonácea. A variação da temperatura de 25 para 35°C não apresentou influência na remoção de nitrogênio amoniacal. A definição da velocidade de mistura que suprima o efeito da difusão das espécies reagentes na precipitação da estruvita. A velocidade de agitação

encontrada foi de 250 rpm. O residual de fosfato inorgânico (ortofosfato) encontrado foi 19,5 mg/L utilizando um excesso estequiométrico de 75%.

### 3.13 – DRIFRAÇÃO DE RAIOS-X

Os raios X contêm altas energias e comprimentos de onda curtos. Uma parte do feixe se dispersa em todas as direções pelos elétrons que estão ligados a cada átomo ou íon que se localiza na direção do feixe. Isto ocorre no momento em que um feixe de raios X incide sobre o material sólido (CALLISTER e RETHWISCH, 2013).



Fonte: CALLISTER e RETHWISCH, 2013.

A Figura 5 apresenta a ocorrência da condição de difração. Tomando como base os dois planos de átomos paralelos A – A' e B – B', considera-se que eles estão separados por um espaçamento interplanar  $d_{hkl}$  e neles contêm os mesmos índices de Miller,  $h$ ,  $k$  e  $l$ . Existem dois raios neste feixe, nomeados como 1 e 2 e são espalhados pelos átomos P e Q. Quando a diferença entre as dimensões das trajetórias 1-P-1'e 2-Q-2' ( $ST + QT$ ) forem iguais a um número inteiro ( $n$ ) de comprimento de onda, ocorrerá interferência dos raios dispersos 1' e 2', devido a um ângulo  $\theta$  em relação aos planos. A equação abaixo representa a lei de Bragg (CALLISTER e RETHWISCH, 2013):

$$n\lambda = 2d_{hkl}\sin\theta$$

Equação (2)

onde:

$n$  = ordem da reflexão;

$\lambda$  = comprimento de onda;

$d_{hkl}$  = distância interplanar;

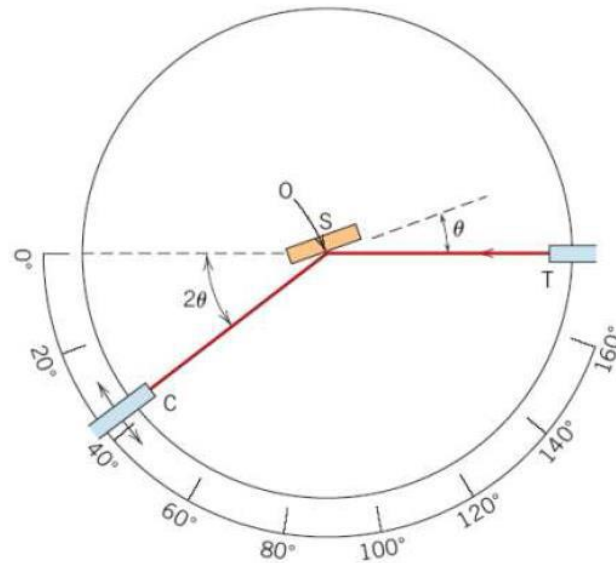
$\theta$  = ângulo de incidência.

### 3.13.1 Técnica de difração

A principal aplicação desta técnica é na determinação da estrutura cristalina da substância, na qual se utiliza de uma amostra com partículas finas e orientadas aleatoriamente. Estas partículas são expostas a uma radiação X monocromática. As partículas são chamadas de cristal e possuem inúmeras orientações aleatórias que fazem com que as partículas fiquem orientadas corretamente de maneira que todos os conjuntos de planos cristalográficos fiquem disponíveis para difração.

A Figura 6 apresenta o diagrama esquemático de um difratômetro. Neste equipamento é possível determinar os ângulos em que ocorre a difração em amostras pulverizadas (CALLISTER e RETHWISCH, 2013).

Figura 4 - Diagrama esquemático de um difratômetro de raios X.



Fonte: CALLISTER e RETHWISCH, 2013.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 – CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL DA PESQUISA

Os experimentos foram realizados na ETE Piloto instalada no Parque Experimental (figura 5), localizado em uma Estação de Tratamento de Esgoto da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), ETE ARAÇAS (Coordenadas Geográficas 20°22'48"S, 40°19'31"W) (Figura 9), situada no bairro Jardim Guaranhuns em Vila Velha/ES.

Figura 5 - Parque Experimental (Reator Anaeróbico (UASB) + LAT) Figura 6 - Reatores UASB 1 e 2



Fonte: Autoria própria



Fonte: Autoria própria



O reator UASB 1 (em operação durante a pesquisa) é constituído de plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV) (Figura 6). O reator possui altura útil de 4,8 m, diâmetro de 1,0 m, volume útil total de 3,78 m<sup>3</sup> (PAULINO, 2020).

As lagoas de alta taxa foram construídas em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), com volume útil total de 13,7 m<sup>3</sup> cada uma (Figuras 7 e 8). E são dotadas de dois canais com comprimento de 10,0 m, largura de 2,4 m e área de 22,8 m<sup>2</sup> (PAULINO, 2020).

Figura 7 - Parque Experimental (LATs)



Fonte: Autoria própria

Figura 8 - Parque Experimental (LATs)



Fonte: Autoria própria

Figura 9 - ETE ARAÇAS (localização da ETE Piloto)

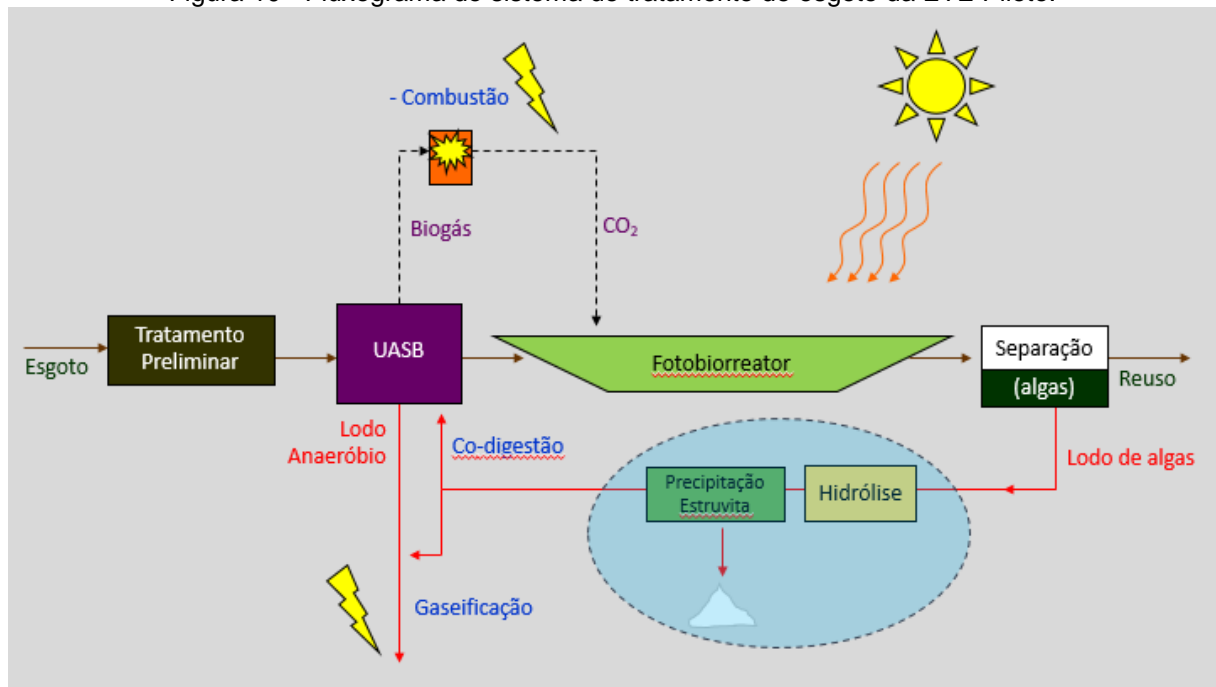


Fonte: Google Maps

O fluxograma da ETE piloto que serviu de base para esta pesquisa é apresentado na figura 10. Neste sistema, pode-se observar a integração do processo de tratamento de esgoto sanitário, produção de biomassa com microalgas, geração de água de reuso, recuperação de nutrientes (precipitação de estruvita), os quais

podem ser utilizados na agricultura, e geração de energia (Oss, 2019). A integração de tratamento de esgoto sanitário por sistema anaeróbio, com pós tratamento em sistemas com microalgas pode se encaixar no conceito NEXUS (Oss, 2019).

Figura 10 - Fluxograma do sistema de tratamento de esgoto da ETE Piloto.



Fonte: Gonçalves, 2007.

#### 4.2 - PRODUÇÃO (COLETA VIA COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO) E CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA ALGÁCEA DAS LATs.

O processo de coagulação-floculação avaliado por Francisco (2016), foi considerado um dos métodos mais convenientes, com melhor relação custo-benefício, para a recuperação de biomassa de microalgas.

As coletas das amostras para produção da biomassa algácea nesta pesquisa foram feitas diariamente nas Lagoas de Alta Taxa da ETE Piloto pelo período de dezembro de 2020 a janeiro de 2021. Para as coletas foi utilizado um sistema com uma bomba submersa da Sarlo Better SB1000A e duas bombonas de 200L como reservatórios (Figura 11a), tanques floculadores e flotores/decantadores (Figura 11b). Como coagulante foi utilizado o Tanfloc® SL da TANAC com dosagem de 50 mg/L e agitação por 4 minutos por meio de bomba submersível Grundfos KPC 300<sup>a</sup>. Esse produto foi utilizado por ser um floculante orgânico e natural. Polímeros naturais

possuem baixo custo, são abundantes na natureza, são altamente biodegradável, apresentam baixa toxicidade e geralmente, têm um grande número de cargas de superfície, o que aumenta a eficiência da coagulação (FRANCISCO, 2016). De acordo com Gutiérrez *et al.* (2015), o tanino modificado Tanfloc® proporcionou eficiência acima de 90% na recuperação de biomassa de microalgas em efluente de reator anaeróbico, para dosagem de 50 mg/L. Francisco (2016) obteve recuperação da biomassa superior a 80% com Tanfloc® em concentrações superiores a 80mg/L, concluindo que o produto é eficiente na recuperação da biomassa algácea em concentrações menores que 80mg/L, utilizando pH na faixa neutra e ácida. Nas bombonas ocorreu a separação sólido-líquido e o sobrenadante foi drenado (Figura 11c), obtendo-se o lodo algáceo à concentração de sólidos próxima de 0,1% de sólidos totais (ST).

Figura 11 - (a) Bombona 200L, (b) dosagem de Tanfloc® SL e (c) drenagem do sobrenadante.



Fonte: Autoria própria

Para aumentar a concentração de lodo algáceo para 3-4% de ST foi utilizada a técnica de filtração através de tecido tipo voal (Figura12). Com base nos estudos de Lamberti (2017), sobre solubilização de matéria orgânica e nutrientes do lodo algáceo de uma lagoa de estabilização, os processos hidrolíticos não atingiram resultados esperados, mostrando baixa solubilidade da matéria orgânica (DQOs) em relação à biomassa bruta (DQOt) ao analisar a biomassa algácea a 0,1% de ST. Desta forma, foi feito o adensamento da biomassa através de filtração em tecido também nesta pesquisa.

Figura 12 - Filtração do lodo



Fonte: Autoria própria

Para conservação da biomassa algácea obtida após o adensamento, as amostras foram mantidas sob refrigeração (4°C) até o momento de realização das análises laboratoriais iniciais de caracterização e início das hidrólises térmicas e alcalinas.

As análises físico-químicas foram realizadas no container laboratório localizado no Parque Experimental e no laboratório da Divisão de Controle de Qualidade da CESAN na ETE ARAÇAS. As análises realizadas para caracterização das amostras brutas de biomassa algácea concentrada seguiram a metodologia proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) (Tabela 1).

Tabela 1 - Metodologia das análises realizadas no período experimental

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Referência</b>
Determinação de pH	Eletrométrico 4500- H B+	APHA, 2012
Demanda Química de Oxigênio	Colorimétrico 5220D	APHA, 2012
Sólidos Totais	Gravimétrico 2540B; 2540E	APHA, 2012
Sólidos Voláteis	Gravimétrico 2540B; 2540E	APHA, 2012
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico 2540B; 2540D	APHA, 2012
Sólidos Suspensos Voláteis	Gravimétrico 2540B; 2540D; 2540E	APHA, 2012
Nitrogênio Total Kjeldahl	Titulométrico 4500-Norg B	APHA, 2012
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico 4500-NH3B; C	APHA, 2012
Fósforo Total	Colorimétrico 4500-P; E	APHA, 2012
Ortofosfato	Colorimétrico	APHA, 2012

Fonte: Autoria própria



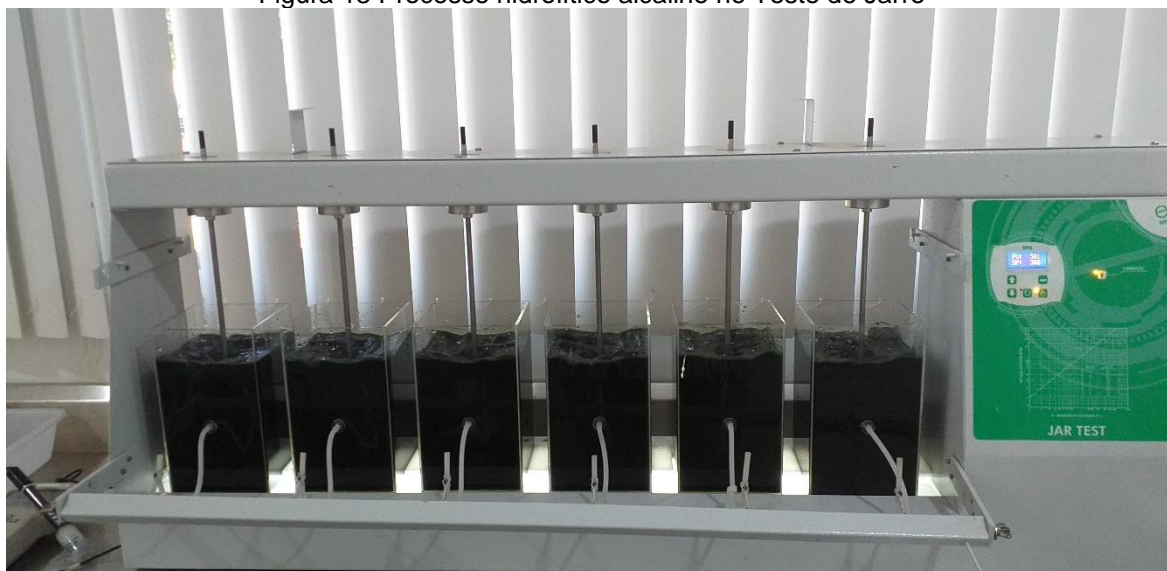
A caracterização da biomassa algácea foi realizada com amostra bruta sem filtração e com filtração em membrana microfiltro fibra de vidro GF-1 47mm M. Nagel® para fins de comparação dos parâmetros de NTK,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , DQO, ST, SST, SSV e SV.

#### 4.3 - TRATAMENTOS HIDROLÍTICOS

Os tratamentos hidrolíticos foram realizados conforme metodologia proposta por Lamberti (2017).

A hidrólise alcalina foi realizada com adição de NaOH (1M) para ajuste em pH 10,00, 11,00 e 12,00 em duplicata. Para manter os pH nos respectivos valores foi dosada a solução de NaOH 6N a cada 30min por um período de 4 horas. Esses primeiros ensaios foram feitos no Teste de Jarro Ethik 218-2 para que ocorressem quase simultaneamente, tendo vista que o equipamento dispõe de 6 jarros de 2000mL. Para o teste foi utilizado um volume de amostra de 2000mL em cada jarro (Figura 13).

Figura 13 Processo hidrolítico alcalino no Teste de Jarro

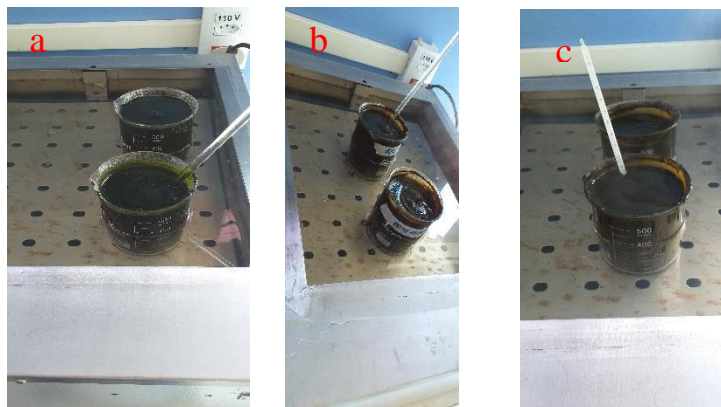


Fonte: Autoria própria

No ensaio da hidrólise térmica também foi utilizado um volume de 2000mL da amostra, distribuído em beckers de 500mL (Figura 14 a, b, c). Estes beckers foram aquecidos em banho-maria no equipamento Nova Ética 316/9, à temperatura de 70°C, 80°C e 90°C em duplicata, por um período de 4 horas com homogeneização

das amostras a cada 20 minutos. As amostras de 70°C, 80°C e 90°C apresentaram pH 6,87, 6,69 e 6,78 após hidrólise).

Figura 14 - Processo hidrolítico térmico a 70°C(a), 80°C(b) e 90°C(c)



Fonte: Autoria própria

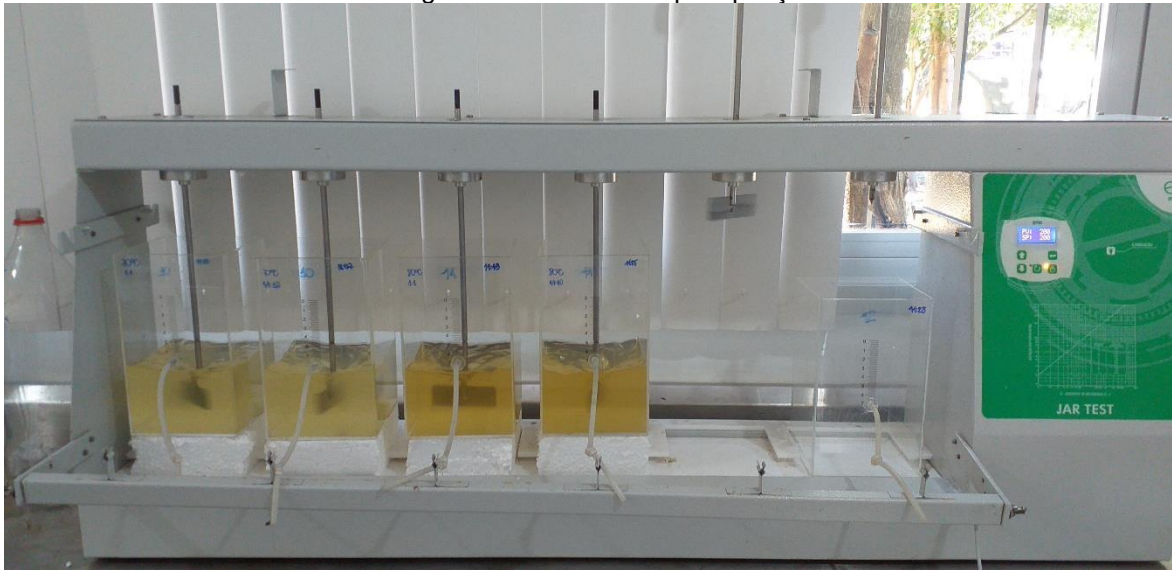
Após os tratamentos hidrolíticos alcalino e térmico as amostras foram centrifugadas e filtradas para realização das análises de caracterização após hidrólises. As amostras foram preservadas em pH < 2,00 com ácido sulfúrico concentrado e mantidas sob refrigeração a 4°C até a realização das análises de caracterização. Foram realizadas as análises de NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, DQO, ST, SST, SSV e SV. As análises realizadas das amostras hidrolisadas seguiram a metodologia proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) (Tabela 1).

#### 4.4 - ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

Com base na metodologia adaptada dos trabalhos de Memelli, (2019) e Zhang *et al*, (2012), especificamente nesta pesquisa, foi adicionado MgO às amostras hidrolisadas térmica e quimicamente, com o objetivo de precipitar a estruvita.

Os ensaios de precipitação foram feitos no equipamento Teste de Jarro Ethik 218-2 (Figura 15) sob agitação por 30 minutos em 200 rpm. Antes da adição do MgO foi feito o ajuste do pH para 9,00 em todas amostras, para se assegurar a formação e precipitação da estruvita. As doses de MgO (em gramas) foram adicionadas com base na relação molar de MgO para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 1:1 e 1,4:1.

Figura 15 - Ensaio de precipitação



Fonte: Autoria própria

Após a adição de MgO as amostras foram deixadas em repouso por 1 hora em cones de Imhoff, após o que verificou-se a formação de flocos e sedimentos (figura 16).

Figura 16 - Amostra após adição de MgO no Cone Imhoff



Fonte: Autoria própria

Os sedimentos obtidos no cone Imhoff foram filtrados e secos naturalmente. Para fins comparativos, o material sedimentado foi submetido a uma avaliação quantitativa de seus pesos obtidos em balança analítica (Tabela 5).

#### 4.5 - MICROGRAFIA DOS CRISTAIS OBTIDOS NA PRECIPITAÇÃO

Os cristais obtidos nos ensaios de precipitação foram visualizados no microscópio óptico Opticam 0400S.

A análise estatística descritiva básica dos resultados foi realizada utilizando-se o software Microsoft Excel 14.0 para obtenção dos parâmetros: média, desvio padrão, e coeficiente de variação (Tabela 2). Também foram elaborados gráficos com Microsoft Excel 14.0.

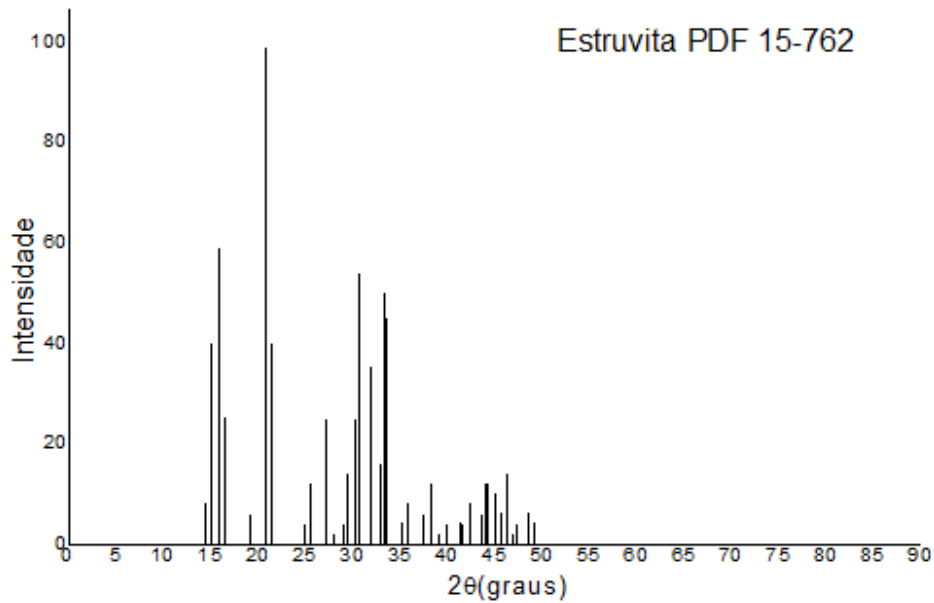
#### 4.6–CRISTALOGRAFIA DOS CRISTAIS PRECIPITADOS

Os cristais são substâncias sólidas de ordenamento atômico, de forma espacial, cujo ordenamento é regulado por sistemas cristalinos. Podem assumir diferentes formatos, como cúbico, tetragonal, ortorrômbico, monoclinico, hexagonal, romboédrico e triclinico.

Para a avaliação neste estudo, foi utilizado o método de difração de raios X do pó para a identificação e caracterização das amostras de precipitados obtidos nos processos hidrolíticos térmico a 90°C (proporção molar MgO:P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 1,4:1) e químico alcalino a pH 11,00 (proporção molar MgO:P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 1:1). Essas amostras apresentaram maior quantidade de material em massa. Esse método foi utilizado com o objetivo de avaliar as fases presentes em cada amostra e comparar o difratograma de raios X com a base de dados cristalográfica. Antes da realização de cada difração, as amostras foram maceradas. Os difratogramas foram comparados ao da estruvita padrão (Figura 17), que apresenta estrutura ortorrômbica, de acordo com a ficha padrão PDF 15-0762. Para a análise de DRX foi utilizado o equipamento difratômetro Shimatzu, modelo XRD-6000 (Figura 18).



Figura 17 - Difratoograma de referência – estruvita



Fonte: Banco de dados do Laboratório de Materiais Carbonosos e Cerâmicos – UFES

As análises foram realizadas no Laboratório de Materiais Carbonosos e Cerâmicos (LMC) da UFES. Para cada difratograma, foi realizado o cálculo da área sob cada pico usando a função gaussiana. O uso de gaussiana se justifica, pois elas se ajustam bem aos picos em todo intervalo do espectro de raios X ( $2\theta = 5^\circ$  a  $90^\circ$ ), com um passo de  $0,02^\circ$ , com radiação Cu-K $\alpha$  e com o comprimento de onda do cobre ( $\lambda=1,5418\text{\AA}$ ). A voltagem do tubo foi de 40 kv e a corrente de 30 mA. Foi admitido que a área de uma fase dividida pela área total do espectro representa a proporção da fase presente na cerâmica. Assim, foi comparado o ângulo característico de cada pico com as respectivas fichas cristalográficas (PASSOS, 2001).

Figura 18 - Difratorômetro modelo XRD-6000



Fonte: Autoria própria

## 5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 - PRODUÇÃO (COLETA VIA COAGULAÇÃO) E CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA ALGÁCEA DAS LATs.

A biomassa algácea adensada apresentou um teor de sólidos de 3,73%, ou seja, uma concentração de sólidos totais de aproximadamente 37,3g/L. Conforme análises feitas e resultados apresentados essa biomassa é composta principalmente de material orgânico, com sólidos voláteis totais representando 62,8% dos sólidos totais (Tabela 2).

Tabela 2 - Estatística descritiva da caracterização da biomassa algácea

Parâmetro	Und	Média	DP	CV
ST	%	3,73	0,5	14,2
SF	%	1,30	1,3	15,3
SV	%	2,30	0,6	25,0
SV/ST	%	62,80		
SST	%	2,74	0,06	
SSV	%	2,47	0,12	
SSV/SST	%	90,20		
DQO	g/L	16,98	0,14	0,8
DQOf	mg/L	591,00	24,0	4,1
NTK	mg/L	560,00	39,6	7,1
N-NH <sub>3</sub>	mg/L	378,00	19,8	5,2
P-PO <sub>4</sub>	mg/L	71,70	9,1	12,7
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/L	2,60	0,3	11,8

Fonte: Autoria própria

Amostras de biomassa algácea caracterizadas por Lamberti, (2017), Ferreira, (2017), Assis (2017), Boechat (2019) e Barroso, *et. al.*, (2020) apresentaram uma composição de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais de 92,3%, 92,3%, 73%, 60% e 71,8%, respectivamente. O crescimento de biomassa está diretamente relacionado à concentração de sólidos das LATs. A redução dessa concentração provavelmente é devido à remoção de matéria orgânica particulada por

microrganismos de metabolismo heterotrófico (bactérias e também microalgas) (LOPES, 2017). Por outro lado, a assimilação de nutrientes dissolvidos resultante do crescimento da biomassa, faz com que as concentrações de sólidos suspensos se elevem (COUTO, 2016).

A DQO média dessa biomassa algácea foi de  $16,98 \pm 0,14$  g/L. A relação DQO/SSV exclusivamente do material particulado foi de 0,7 mg/mg, isto é, sem se considerar a concentração na fase líquida da biomassa algácea.

A concentração média de NTK foi de 560 mg/L, o que corresponde à uma relação NTK/SV=2%. Esse percentual representa a porção de NTK associada exclusivamente aos sólidos orgânicos.

A concentração média de Fósforo total foi de 71,7 mg/L o que corresponde à uma relação de  $P-PO_4^{3-}/SV=0,3\%$  no material particulado da biomassa algácea.

A concentração de ST indica um adensamento muito eficiente por ocasião da coleta da biomassa algácea. Oss (2019) e Lopes (2017) estudaram as mesmas LATs deste estudo e detectaram SST médio de  $89 \pm 11$  mg/L e  $167 \pm 70$  mg/L,  $82 \pm 15$  mg/L e  $159 \pm 38$  mg/L para um TDH de 6 e 3 dias e  $H_{\text{útil}}$  diferentes, no efluente das mesmas.

## 5.2 – TRATAMENTOS HIDROLÍTICOS

A solubilização de DQO da biomassa algácea foi maior do que a solubilização de N e de P em todos os testes hidrolíticos (térmicos e alcalinos), conforme apresentado na tabela 4. De acordo com Lambert (2017), os processos hidrolíticos podem ser otimizado através do tempo de reação, mudança de temperatura ou pressão estabelecida, além de alterações na razão massa/volume de forma a minimizar a produção de compostos recalcitrantes e maximizar o ataque bacteriano à parede celular algácea. Ainda segundo Lambert (2017), o principal objetivo destes processos como um todo é promover a ruptura da parede celular, reduzindo o tamanho do material particulado e a cristalinidade do material estrutural de forma a hidrolisar os polímeros, aumentando assim a solubilização e biodegradabilidade da biomassa.

Tabela 4 - Concentração de DQO das amostras bruta filtrada e após hidrólises

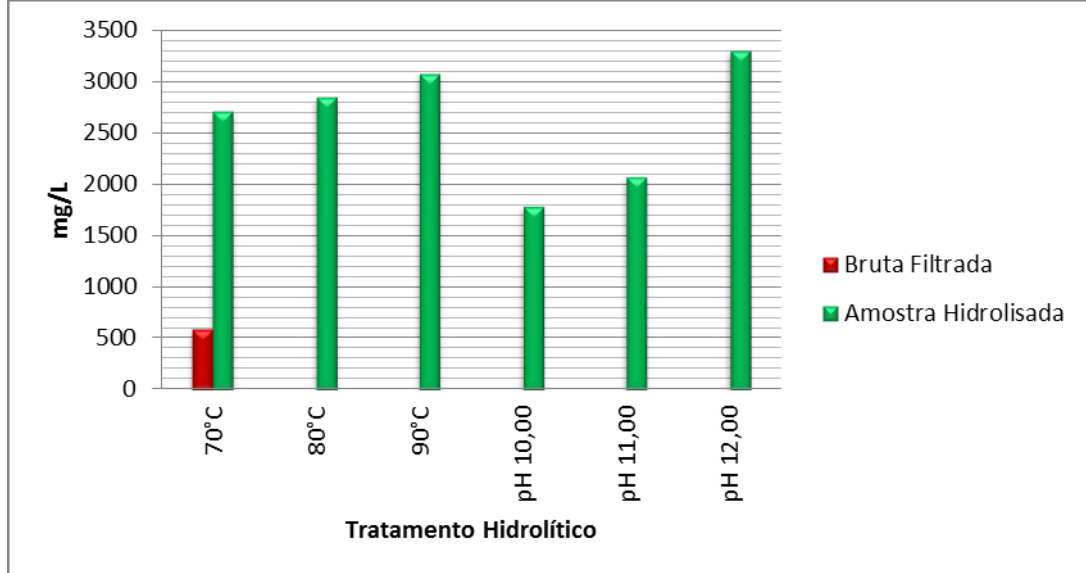
Amostra	DQO	
	Média (mg/L)	DP (%)
<b>Bruta Filtrada</b>	591	24
<b>70°C</b>	2706	325
<b>80°C</b>	2846	226
<b>90°C</b>	3076	156
<b>pH 10,00</b>	1786	150
<b>pH 11,00</b>	2071	35
<b>pH 12,00</b>	3296	280

Fonte: Autoria própria.

A hidrólise térmica mostrou ser mais efetiva nas 3 temperaturas quando comparada à hidrólise alcalina, apesar de que o pH 12,00 tenha apresentado o maior resultado na concentração de DQO após hidrólise dentre todos os testes,  $3296 \pm 280$  mg/L. Para RODRIGUEZ *et al.*, (2015), a hidrólise alcalina solubiliza os polímeros favorecendo sua degradação e é mais eficiente na remoção de lignina. Os processos hidrolíticos químicos lançam mão de ácidos fortes, álcalis ou oxidantes, sendo estes caracterizados pelo seu baixo custo e pela alta eficiência (MAO *et al.* 2015). A hidrólise à temperatura de 90°C resultou em uma concentração de DQO  $3076 \pm 156$  mg/L. Bohutskyi *et al.*, (2014), observaram um aumento da DQO solúvel (DQOs) de 8% a 20% na biomassa microbiana do lodo ativado sem o pré-tratamento, e de 60 a 70% na DQO total após os pré-tratamentos aplicados para melhorar a solubilização e biodegradabilidade de biomassas. Os autores observaram que o pré-tratamento químico por adição de hidróxido de sódio ou combinado com o pré-tratamento térmico proporcionou o aumento significativo da DQOs da biomassa.

As amostras da hidrólise térmica de 70°C, 80°C e 90°C tiveram um incremento de 458, 482 e 521%, enquanto que as amostras da hidrólise alcalina de pH 10,00, pH 11,00 e 12,00 os incrementos foram de 302, 345 e 558% (Figura 19).

Figura 19 - Análises de comparação de DQO das amostras bruta e após hidrólises filtradas.

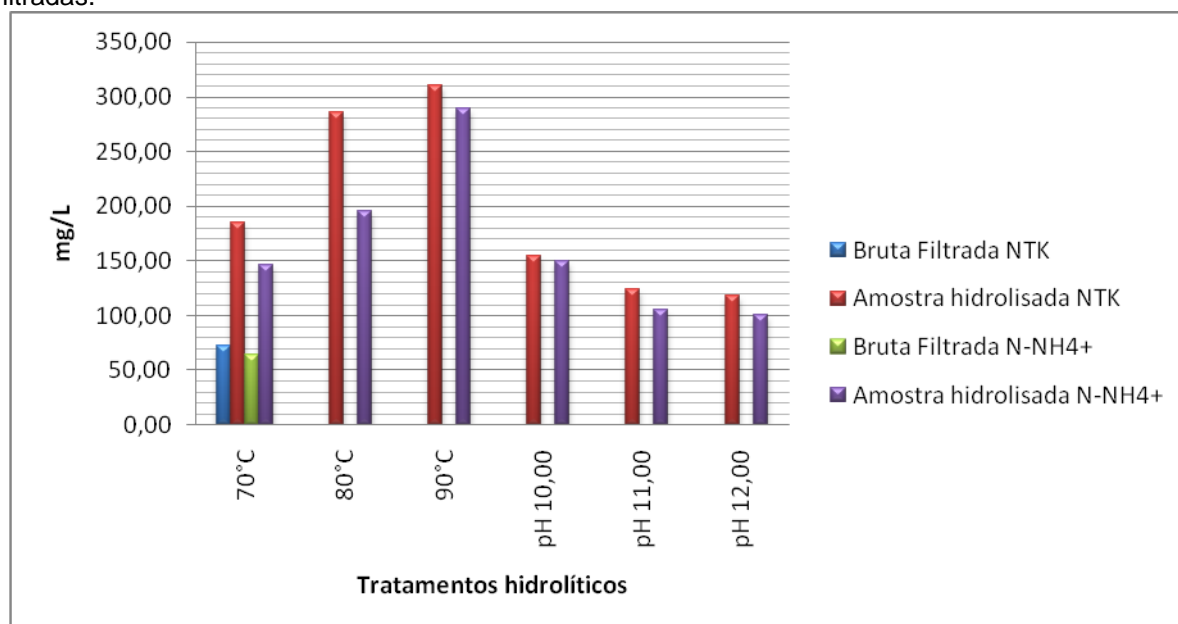


Fonte: Autoria própria

Foi possível observar um aumento na concentração de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  em todas as amostras hidrolisadas em relação à amostra bruta da biomassa algácea filtrada (Figura 20). Nas amostras da hidrólise térmica de 70°C, 80°C e 90°C o aumento foi de 256, 395 e 428% na concentração de NTK. Nas amostras submetidas à hidrólise alcalina com pH 10,00, pH 11,00 e pH 12,00 o aumento foi de 213, 172 e 163% na concentração de NTK, respectivamente.

Em relação à concentração de  $\text{N-NH}_4^+$ , as amostras da hidrólise térmica 70°C, 80°C e 90°C apresentaram um incremento de 229, 306 e 453% da sua concentração e maior solubilização destes compostos em relação à hidrólise alcalina. As amostras da hidrólise alcalina de pH 10,00, pH 11,00 e pH 12,00 tiveram um aumento de concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  de 234, 166 e 158% respectivamente.

Figura 20 - Análises de comparação de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  da biomassa algácea bruta e após hidrólises filtradas.



Fonte: Autoria própria

No tocante à hidrólise térmica, é possível se notar que houve acréscimo na concentração de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  no filtrado com o aumento da temperatura. As amostras hidrolisadas termicamente apresentaram pH quase neutro ao final do teste.

Na hidrólise alcalina não foi possível perceber o mesmo acréscimo com aumento do pH (Tabela 3). De acordo com Von Sperling (2005), em pH próximo à 9,50, cerca de 50% da amônia se encontra na forma de  $\text{NH}_3$  e 50% na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Para valores de pH maiores que 11,00, há a predominância de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), que é passível de remoção por volatilização.

Tabela 3 - Concentração de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  da biomassa algácea bruta filtrada e após hidrólises

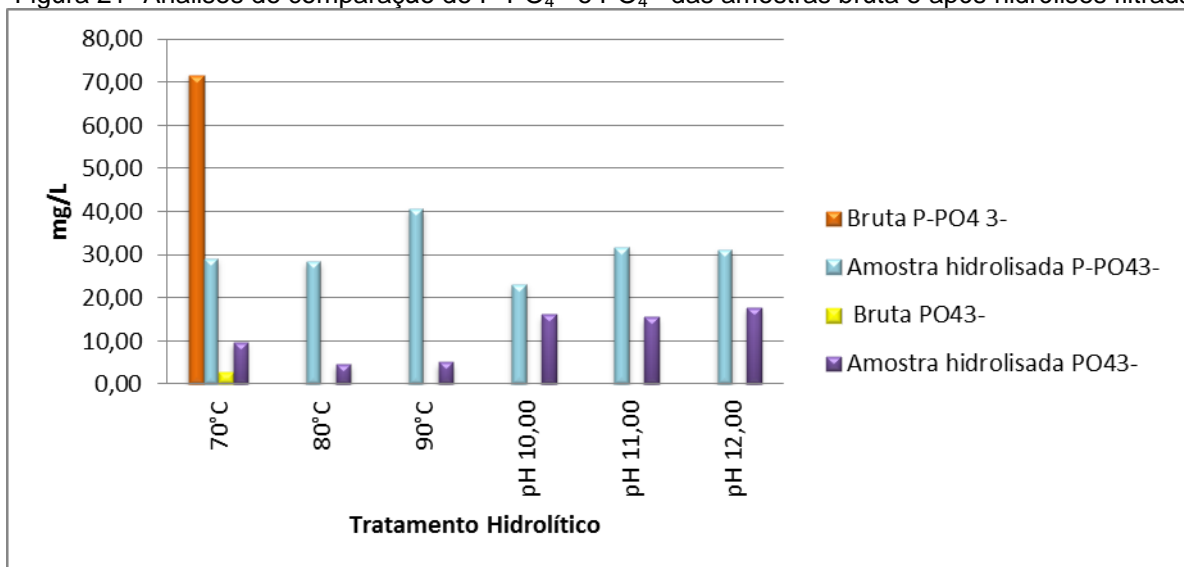
Amostra	NTK		$\text{N-NH}_4^+$	
	Média (mg/L)	DP (%)	Média (mg/L)	DP (%)
<b>Bruta Filtrada</b>	72,52	2,0	63,84	2,4
<b>70°C</b>	185,50	3,0	145,88	2,4
<b>80°C</b>	286,30	6,9	195,65	0,5
<b>90°C</b>	310,10	16,8	289,10	8,9
<b>pH 10,00</b>	154,70	6,9	149,45	5,9
<b>pH 11,00</b>	124,60	13,9	105,70	3,0
<b>pH 12,00</b>	118,30	4,9	100,80	4,9

Fonte: Autoria própria

Pela figura 21 é possível observar um aumento na concentração dos íons  $\text{PO}_4^{3-}$  no líquido filtrado de todas as amostras da biomassa algácea hidrolisada. As amostras da hidrólise térmica 70°C, 80°C e 90°C apresentaram um aumento percentual de 371, 181 e 197% no líquido filtrado. As amostras da hidrólise alcalina pH 10,00, pH 11,00 e pH 12,00 tiveram um aumento percentual de 617, 591 e 678%. O aumento percentual na hidrólise alcalina foi maior em relação à hidrólise térmica, no entanto não houve acréscimo e nem redução proporcional ao aumento do pH. Nos testes de hidrólise térmica houve uma redução da concentração dos íons  $\text{PO}_4^{3-}$  com o aumento da temperatura.

A amostra bruta sem filtração apresentou concentração de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de  $71,66 \pm 9,1 \text{ mg/L}$ . A concentração de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  após a hidrólise térmica aumentou nas amostras de temperatura de 90°C em relação às de temperaturas de 70 e 80°C. Na hidrólise alcalina houve aumento na concentração de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  com o aumento do pH e as maiores concentrações foram para o pH 11,00 e pH 12,00 que apresentaram os valores de  $31,70 \pm 4,8$  e  $31,28 \pm 0,3 \text{ mg/L}$  respectivamente (Tabela 4).

Figura 21- Análises de comparação de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  das amostras bruta e após hidrólises filtradas



Fonte: Autoria própria

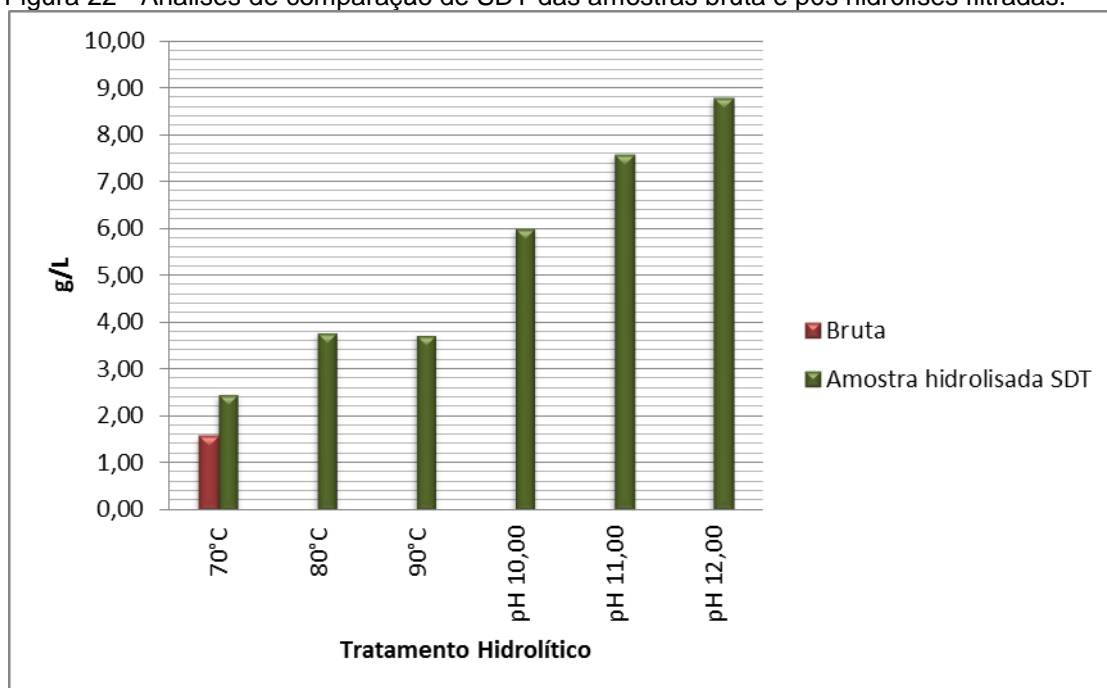
Tabela 4 - Concentração de  $P-PO_4^{3-}$  e  $PO_4^{3-}$  das amostras bruta filtrada e pós hidrólises

Amostra	$P-PO_4^{3-}$		$PO_4^{3-}$	
	Média mg/L	DP (%)	Média (mg/L)	DP (%)
Bruta $P-PO_4^{3-}$	71,7	9,1		
Bruta $PO_4^{3-}$			2,6	0,3
70°C	29,2	1,5	9,7	0,3
80°C	28,5	3,6	4,7	0,4
90°C	40,7	0,3	5,1	0,1
pH 10,00	23,2	5,4	16,2	1,1
pH 11,00	31,7	4,8	15,5	1,0
pH 12,00	31,3	0,3	17,8	4,5

Fonte: Autoria própria

Outra observação nos testes foi o acréscimo de sólidos dissolvidos totais nas amostras da biomassa algácea hidrolisada em relação à amostra bruta, certamente uma consequência da quebra e da redução do tamanho do material particulado (Figura 22). Tais tratamentos provocam a ruptura da parede celular, redução do tamanho de partículas, quebra do material estrutural, e hidrolisam polímeros biomoleculares, o que reduz os sólidos suspensos totais e voláteis (BOHUTSKYI *et al.*, 2014). Observou-se maior incremento nas concentrações de SDT nas amostras submetidas a hidrólise alcalina com relação as amostras da hidrólise térmica.

Figura 22 - Análises de comparação de SDT das amostras bruta e pós hidrólises filtradas.



Fonte: Autoria própria.

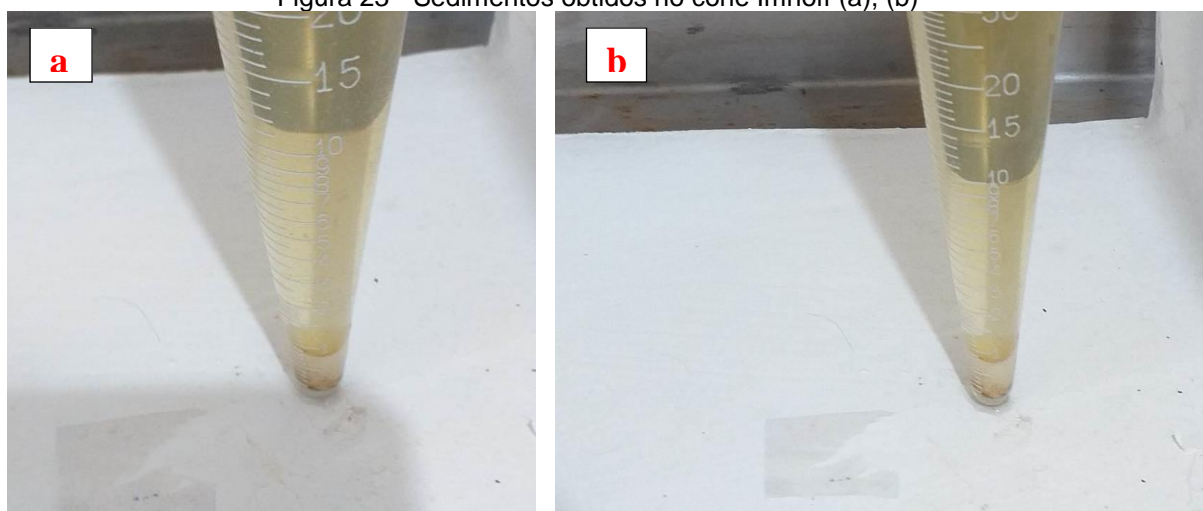


A partir dos resultados obtidos observou-se que os processos térmicos obtiveram melhor solubilização para os compostos NTK e  $\text{N-NH}_4^+$ . O rompimento da parede celular ocasionou a solubilização do conteúdo intracelular, incrementando também a concentração destes compostos nas amostras hidrolisadas. Em relação à hidrólise alcalina, observou-se um aumento das concentrações de SDT das amostras hidrolisadas em decorrência da ruptura da parede celular de algas e bactérias, da quebra de material estrutural da biomassa e também da adição do próprio álcali à suspensão. As concentrações de NTK e  $\text{P-PO}_4^{3-}$  se mostraram elevadas o suficiente para se cotejar a recuperação destes nutrientes através da precipitação de cristais de estruvita.

### 5.3 – ENSAIOS DE PRECIPITAÇÃO

O resultado da cristalização e precipitação dos cristais de estruvita pode ser visualizado nas figuras 23 (a) e (b). A massa de sólidos totais precipitada variou substancialmente entre os ensaios, constituindo os principais parâmetros de influência, o tipo de tratamento hidrolítico e a relação molar  $\text{MgO/P-PO}_4^{3-}$  decorrente da dosagem de Magnésio à amostra de biomassa (tabela 7).

Figura 23 - Sedimentos obtidos no cone Imhoff (a), (b)



Fonte: Autoria própria

Os resultados indicam uma relação direta entre a massa de cristais precipitados e a concentração de P solubilizada nos pré-tratamentos hidrolíticos da biomassa algácea (tabela 5 e figura 24). Observou-se também uma maior eficiência de cristalização das amostras hidrolisadas termicamente que apresentaram inclusive

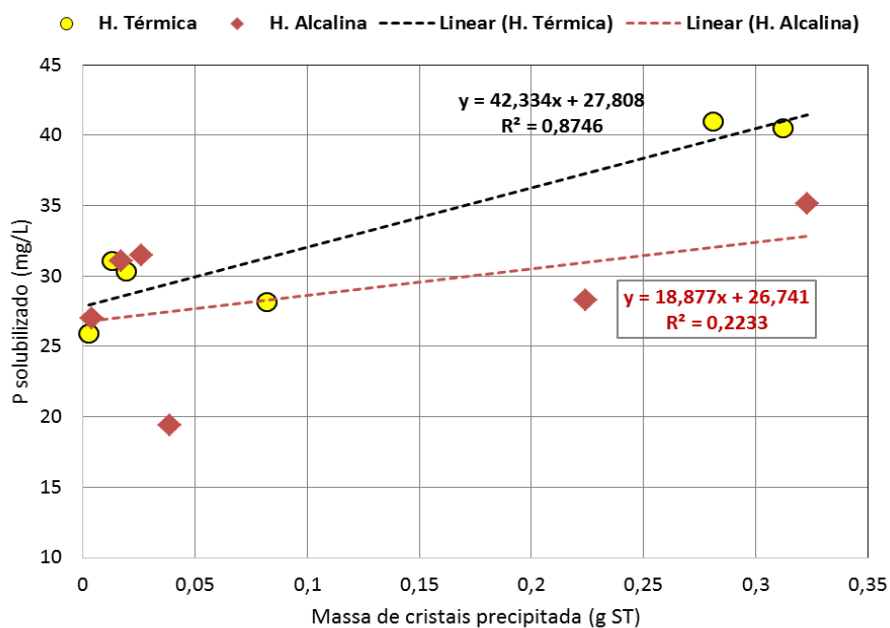
uma relação direta entre a massa de cristais precipitados e a concentração de P nelas solubilizada. Na regressão linear realizada entre estas duas variáveis, o coeficiente de determinação foi de  $R^2 = 0,87$ . Ainda que apontando para uma tendência similar, este ajuste dos dados à curva teórica não foi observado nos testes com as amostras hidrolisadas pela via alcalina, uma vez que a regressão linear apresentou um coeficiente de correlação muito baixo ( $R^2 = 0,22$ ).

Tabela 5 - Comparativo do material precipitado em (g).

Amostra	Proporção molar MgO/P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Massa do precipitado (g)
70 °C	1:1	0,0821
70 °C	1,4:1	0,0194
80 °C	1:1	0,0028
80 °C	1,4:1	0,0132
90 °C	1,4:1	0,312
90 °C	1:1	0,2809
pH 10,00	1,4:1	0,0387
pH 10,00	1:1	0,004
pH 11,00	1:1	0,3228
pH 11,00	1,4:1	0,2242
pH 12,00	1:1	0,0169
pH 12,00	1,4:1	0,026

Fonte: Autoria própria

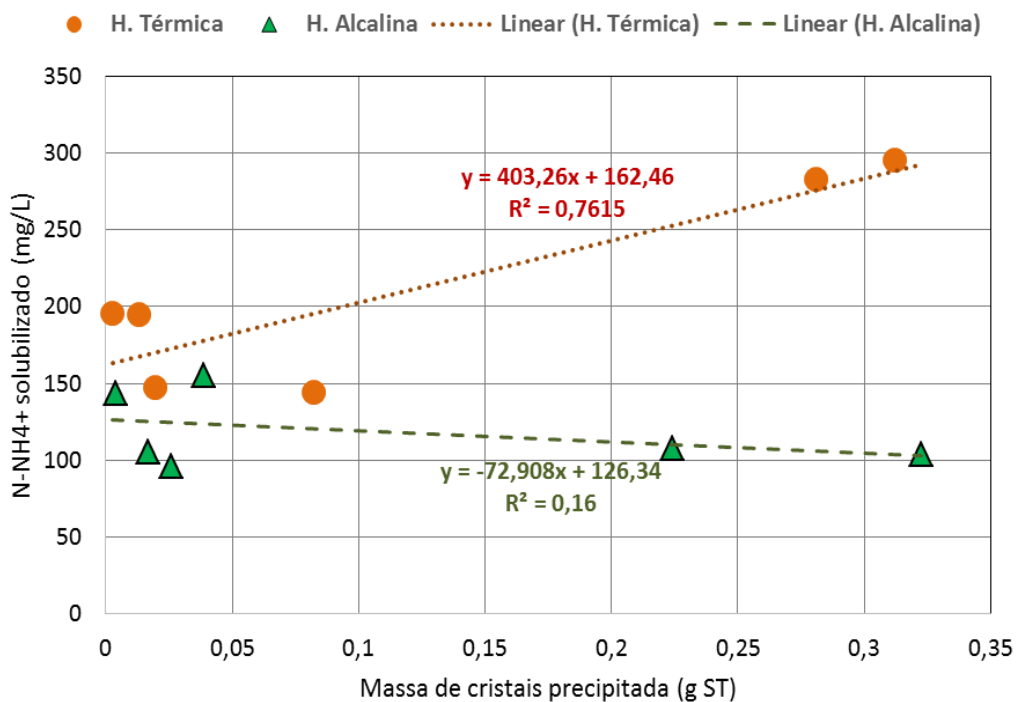
Figura 24 - Regressões lineares entre a massa de cristais precipitadas e a concentração de P solúvel nas amostras de biomassa algácea hidrolisadas térmica e quimicamente



Fonte: Autoria própria.

Por outro lado, duas tendências opostas foram observadas no tocante à relação entre a massa de cristais precipitados e a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  solubilizada nas amostras de biomassa algácea hidrolisadas térmica e quimicamente (figura 25). O aumento da concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  nas amostras hidrolisadas pela via térmica causou um aumento da cristalização, com um coeficiente angular da reta igual a  $403,26\text{mg N-NH}_4^+/\text{g ST}$  precipitado, ou seja, um aumento de  $403,3\text{mg}$  de  $\text{N-NH}_4^+$  por grama de precipitado formado. No caso da hidrólise alcalina, as maiores massas de cristais precipitados ocorreram nas menores concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$ , com um coeficiente angular da reta negativo ( $-72,9\text{ mg N-NH}_4^+/\text{g ST}$  precipitado) ou seja, uma redução de  $72,9\text{mg}$  de  $\text{N-NH}_4^+$  por grama de precipitado formado.

Figura 25 - Regressões lineares entre a massa de cristais precipitadas e a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  solubilizada nas amostras de biomassa algácea hidrolisadas térmica e quimicamente

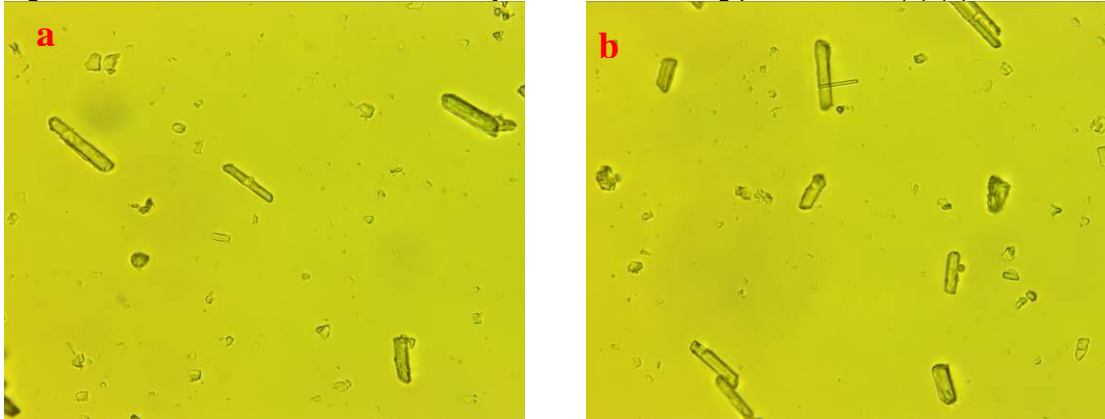


Fonte: Autoria própria.

#### 5.4 – MICROGRAFIA DOS CRISTAIS OBTIDOS NA PRECIPITAÇÃO

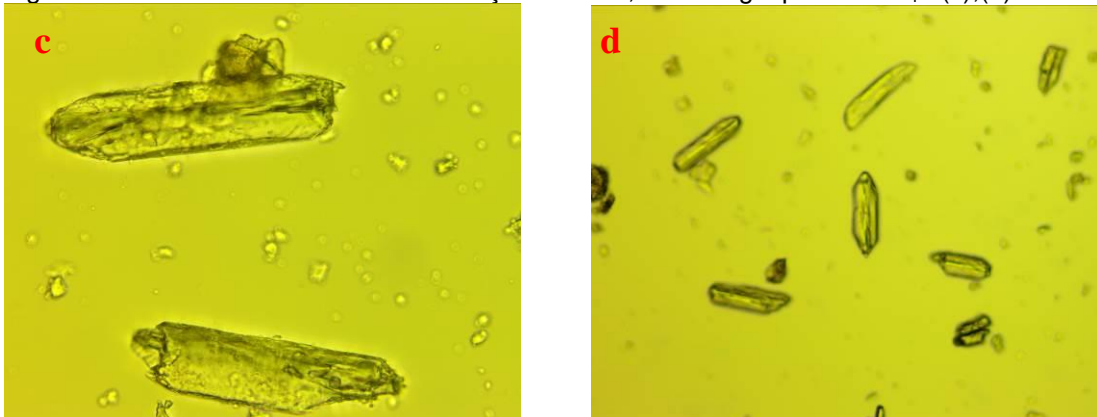
A morfologia dos cristais obtidos nos ensaios de precipitação é apresentada pelas figuras 26 a 35.

Figura 26 - Cristais da amostra 70°C relação molar 1:1 de Mg para  $P-PO_4^{3-}$  (a),(b)



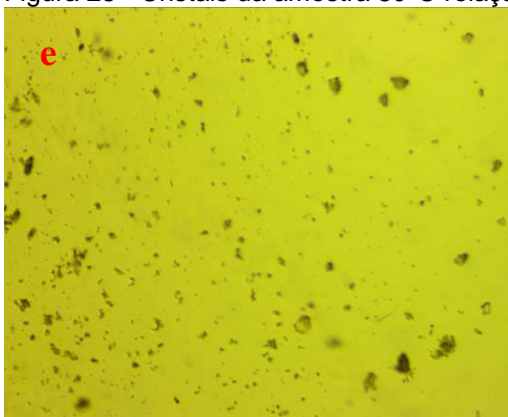
Fonte: Autoria própria

Figura 27 - Cristais da amostra 70°C relação molar 1,4:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$  (c),(d)



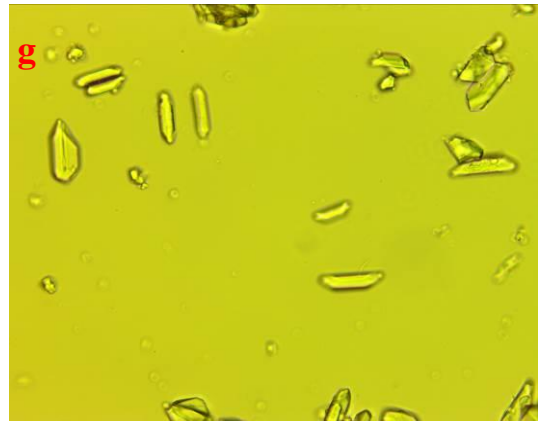
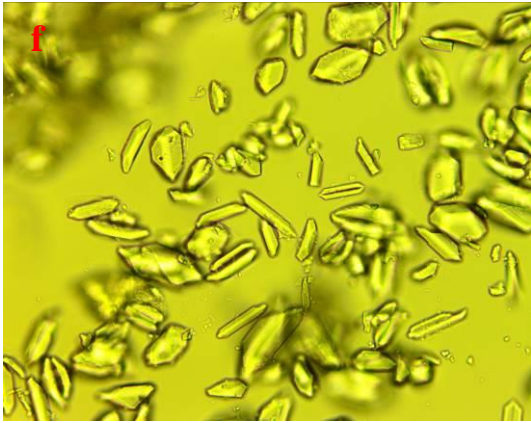
Fonte: Autoria própria

Figura 28 - Cristais da amostra 80°C relação molar 1,4:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$  (e)



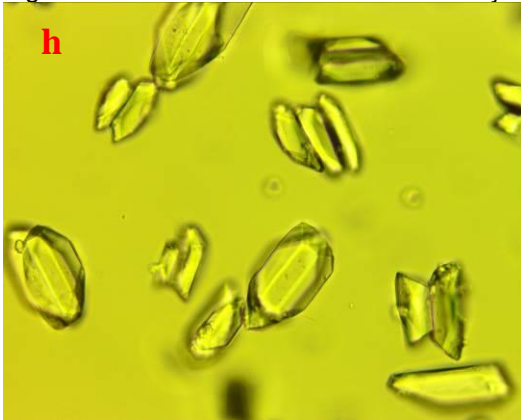
Fonte: Autoria própria

Figura 29 - Cristais da amostra 90°C relação molar 1:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(f), (g)



Fonte: Autoria Própria

Figura 30 - Cristais da amostra 90°C relação molar 1,4:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(h), (i)



Fonte: Autoria própria

Figura 31 - Cristais da amostra pH 10,00 relação molar 1,4:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(j), (l).



Fonte: Autoria Própria



Figura 32 - Cristais da amostra pH 11,00 relação molar 1:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(m), (n).



Fonte: Autoria própria

Figura 33 - Cristais da amostra pH 11,00 relação molar 1,4:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(o), (p).

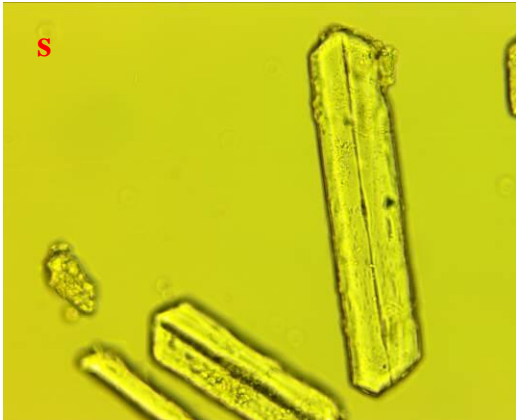


Fonte: Autoria própria

Figura 34 - Cristais da amostra pH 12,00 relação molar 1:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(q), (r), (s).



Fonte: Autoria própria



Fonte: Autoria própria

Figura 35 - Cristais da amostra pH 12,00 relação molar 1,4:1 de MgO para  $P-PO_4^{3-}$ .(t), (u).

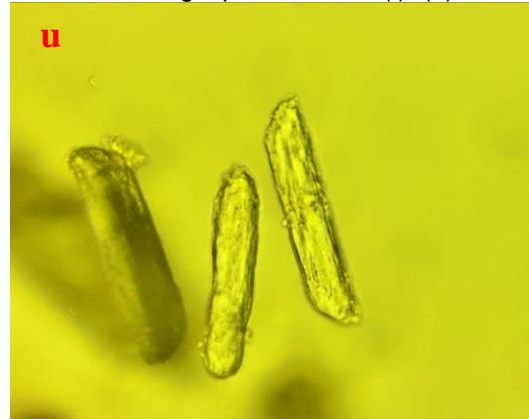
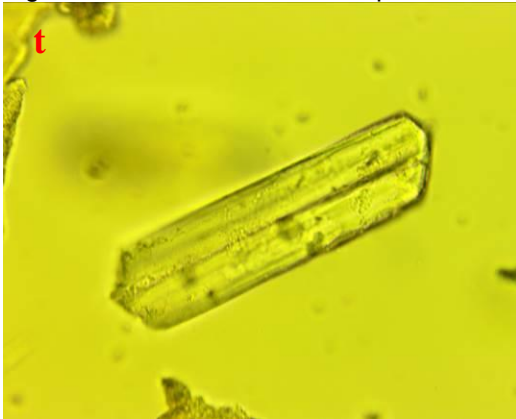
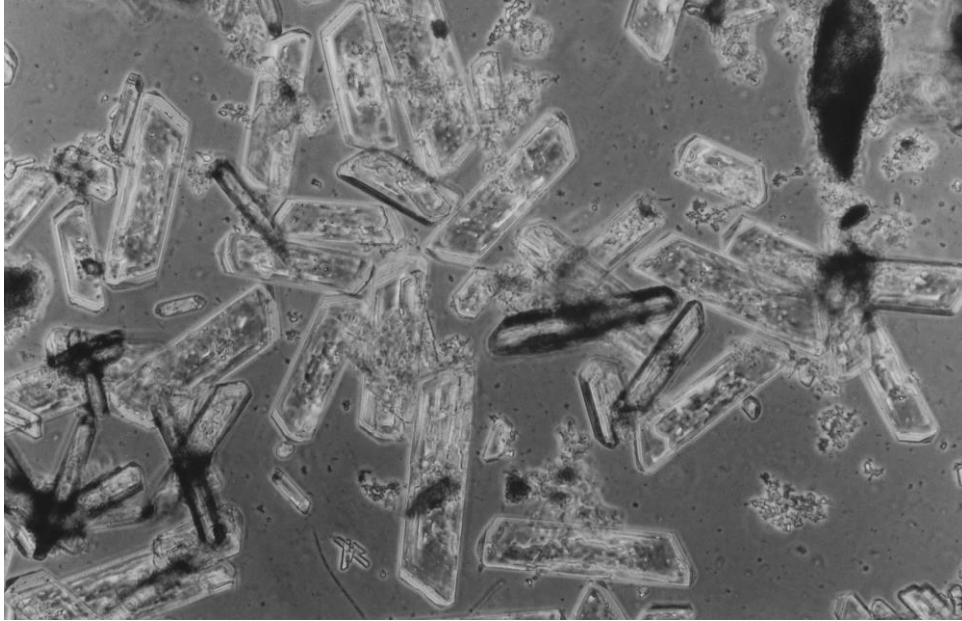


Foto: Autoria própria.

As figuras 26 a 35 mostram as imagens microscópicas dos cristais gerados pela adição de MgO às amostras hidrolisadas química e termicamente com agitação por 30 minutos em 200 rpm. A morfologia dos cristais observados ao microscópio assemelha-se à da forma típica trapezoidal da estruvita (Figura 36) (MUNCH e BARR, 2001).

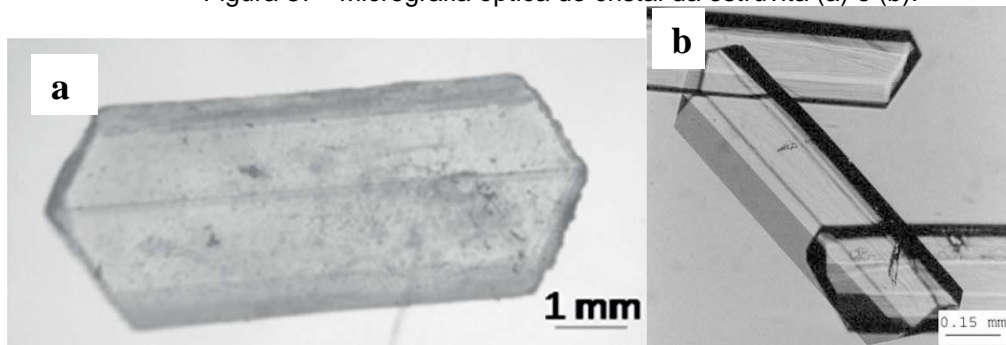
Figura 36 - Micrografia do cristal trapezoidal típico da estruvita.



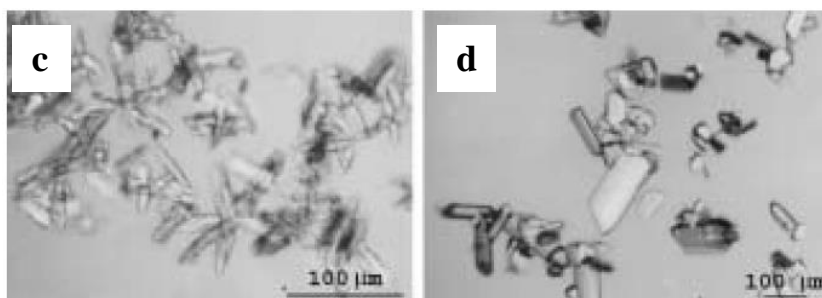
Fonte: Munch e Barr, 2001.

Confrontando as micrografias apresentadas acima, foi possível notar que as estruturas morfológicas das amostras de cristais precipitados obtidas nesta pesquisa são similares às imagens apresentadas nos artigos dos autores Leela *et. al*, 2019, Babić-Ivancić *et al.*, 2004, Kontrec *et. al*, 2005 e Munch e Barr, 2001 (Figura 37 a, b, c, d), o que pôde se confirmar também, conferindo os resultados obtidos nas análises de DRX dos cristais obtidos das amostras de pH 11,00 e T=90°C.

Figura 37 - Micrografia óptica do cristal da estruvita (a) e (b).







Fonte: Leela *et. al*, (2019) (a), Babić-Ivancić *et al.*, (2004) (b), Kontrecet. *al*, 2005 (c) e (d).

## 5.5 – CRISTALOGRAFIA DOS CRISTAIS PRECIPITADOS

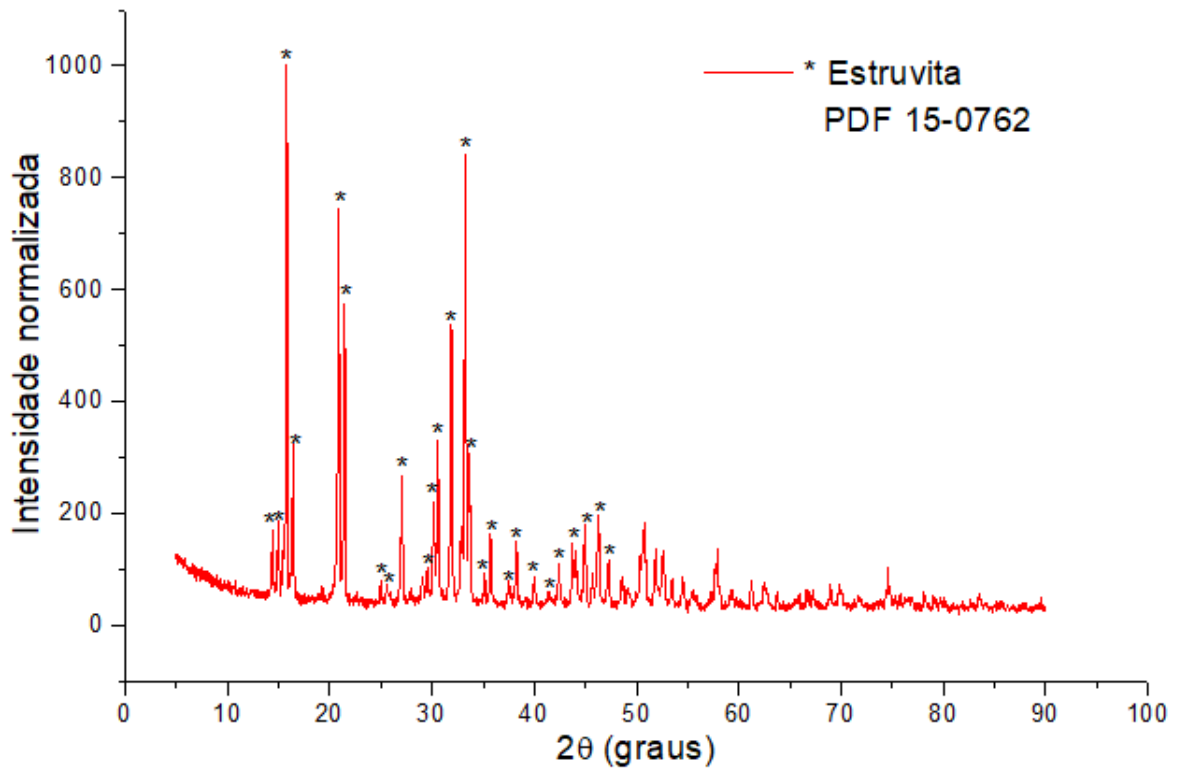
Os resultados após cálculo das fases cristalográficas presentes são apresentados na tabela 6. Estes resultados foram obtidos a partir da análise dos difratogramas das figuras 38 e 39, indicando que a amostra hidrolisada pela via alcalina apresentou maior concentração de estruvita (65,7%) e, logo em seguida, de moscovita (7,8%). A moscovita é um mineral geralmente incolor muito comum nos granitos, do grupo dos filossilicatos. A amostra hidrolisada termicamente ( $T = 90^{\circ}\text{C}$ ) também apresentou a estruvita como sendo o cristal com maior concentração no material precipitado, atingindo 59% da massa total. E assim como a amostra hidrolisada por via química alcalina (pH 11,00) o cristal que foi produzido com a segunda maior concentração no precipitado foi a moscovita (10,2%).

Foram identificados também picos de materiais na análise de DRX que cristalizaram em picos não identificados, perfazendo 14,5% da massa das amostras de hidrólise térmica e 17,5% das amostras de hidrólise alcalina. Estes resultados indicam uma afinidade levemente superior da cristalização pelos íons  $\text{K}^+$  nos testes de hidrólise térmica e pelos íons  $\text{Mg}^{+2}$  nos testes com hidrólise alcalina. Estes compostos foram considerados como impurezas de baixa intensidade que não tiveram interferência na análise (Tabela 6).

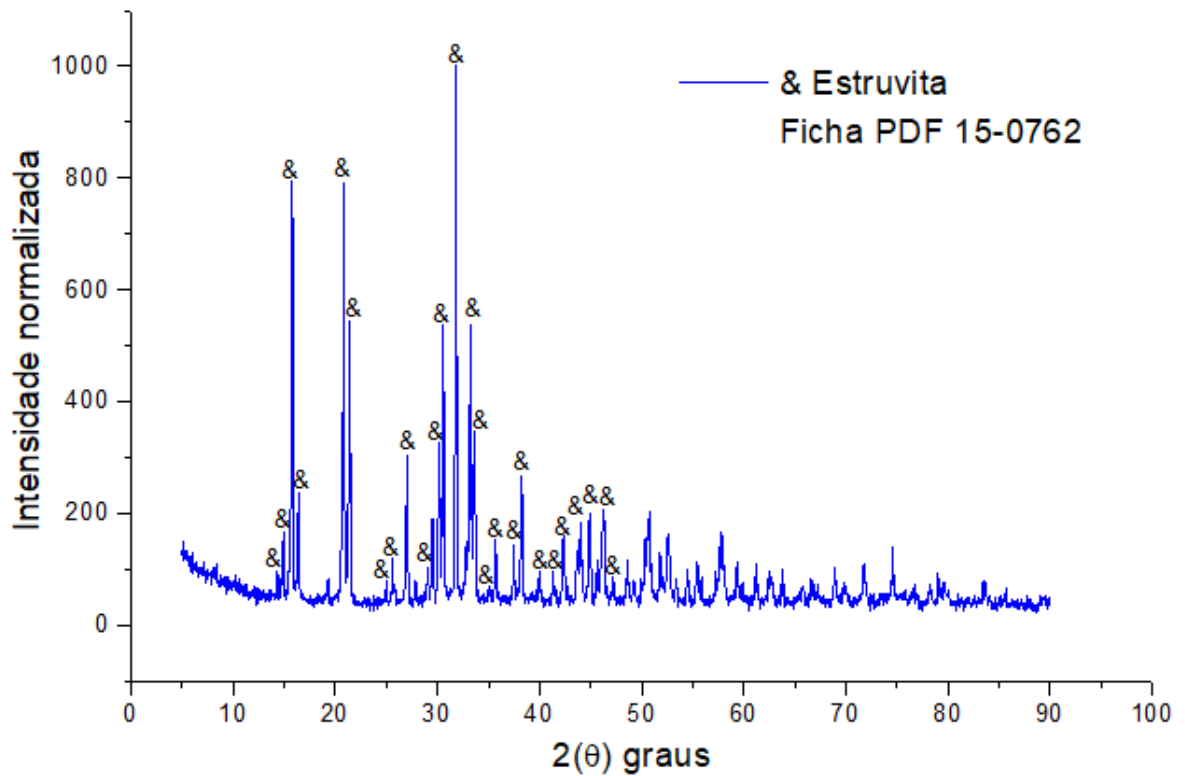
Tabela 6 - Resultados das fases cristalográficas presentes

Descrição	Sistema cristalino	Amostras (Proporção molar MgO:P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	
		pH 11,00 (1:1)	90°C (1,4:1)
PDF 15-0762 <b>(Estruvita)</b> (NH <sub>4</sub> MgPO <sub>4</sub> .6H <sub>2</sub> O) (%)	Ortorrômbico	65,7	59,0
PDF 6-263 <b>(Moscovita)</b> ((KAl <sub>2</sub> (Si <sub>3</sub> Al)O) <sub>10</sub> ((OH,F)) <sub>2</sub> ) (%)	Monoclínico	7,8	10,2
PDF 6-484 <b>(Artinita)</b> (((Mg <sub>2</sub> CO) <sub>3</sub> (OH)) <sub>2</sub> !) <sub>3</sub> H <sub>2</sub> O) (%)	Monoclínico	5,9	6,8
PDF 1-739 <b>(Albita)</b> NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub> (%)	Triclínico	2,6	2,0
PDF 7-239 <b>(Brucita)</b> (Mg(OH)) <sub>2</sub> (%)	Hexagonal	2,3	1,2
PDF 5-490 <b>(Quartzo)</b> (SiO <sub>2</sub> ) (%)	Hexagonal	1,2	3,3
Picos não identificados (%)		14,5	17,5

Fonte: Autoria própria

Figura 38 - Difratoograma da amostra de pH 11,00 proporção molar 1:1 MgO/P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>

Fonte: Autoria própria

Figura 39 - Difratoograma da amostra de 90°C proporção molar 1,4:1 MgO/P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>

Fonte: Autoria própria

Comparando as figuras dos difratogramas dos cristais analisados por DRX é possível constatar a divergência na intensidade dos picos que é percebida também em relação ao difratograma de referência da estruvita (Figura 17), essa divergência tem relação direta com o grau de pureza e parâmetros aplicados para a produção das amostras como temperatura, pH, molaridade, entre outros.

## 6 –CONCLUSÃO

A biomassa algácea coletada a partir de duas LATs que tratam esgoto sanitário apresentou elevados teores de ST, SV, NTK e de  $P-PO_4^{3-}$ .

Os tratamentos hidrolíticos pela via térmica e pela via química alcalina se mostraram satisfatórios para a solubilização de NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $P-PO_4^{3-}$  e  $PO_4^{3-}$ , DQO e SDT e precipitação de estruvita a partir de biomassa algácea. As melhores condições de hidrólise observadas foram para os processos térmicos que apresentaram melhor solubilização para a maioria dos compostos analisados.

Os ensaios de precipitação da biomassa algácea se revelaram favoráveis e apontaram que os melhores processos de solubilização de íons  $P-PO_4^{3-}$  foram também os que apresentaram precipitados de maior peso em massa e percentual de estruvita acima de 50%. Os resultados de DRX revelaram que as amostras hidrolisadas pela via química alcalina e termicamente apresentaram as fases (compostos): Estruvita (ortorrômbica), Moscovita (monoclínica), Artinita (monoclínica), Albita (triclínica), Brucita (hexagonal), Quartzo (hexagonal) e picos não identificados, com predominância de estruvita para a amostra hidrolisada via química alcalina (pH 11,00, proporção 1:1 MgO/ $P-PO_4^{3-}$ ) que apresentou percentual de 65,7% e para amostra hidrolisada termicamente ( $T=90^\circ C$ , proporção 1,4:1 MgO/ $P-PO_4^{3-}$ ) 59%. A amostra hidrolisada  $T=90^\circ C$  apresentou também melhor solubilização dos compostos NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $P-PO_4^{3-}$  e DQO. Contudo, a amostra de pH 11,00 apresentou maior peso em massa de cristais precipitados e maior percentual de estruvita, desta forma para esta pesquisa a amostra hidrolisada termicamente se mostrou mais propensa para viabilizar a recuperação de nutrientes (N e P) através da precipitação de cristais de estruvita.

A morfologia dos cristais variou de acordo com os parâmetros como temperatura, pH, molaridade, entre outros, para cada amostra. Embora tenha se percebido pela micrografia dos cristais a superfície com quinas características e a forma típica trapezoidal da estruvita na maioria das amostras.

A recuperação de fósforo e nitrogênio através da precipitação de estruvita a partir da biomassa algácea cultivada com esgoto sanitário é uma alternativa atraente sob o ponto de vista sanitário e ambiental, que permite como consequência a utilização da estruvita na agricultura.

## **7- RECOMENDAÇÕES**

- Estudar outros processos de coleta e concentração da biomassa algácea, em especial aqueles que não utilizam produtos químicos.
- Estudar processos biológicos para a hidrólise da biomassa algácea.
- Testar fontes alternativas de Mg para a precipitação de estruvita nas hidrólises de microalgas
- Realizar estudo de viabilidade econômica sobre a recuperação de nutrientes através da precipitação de estruvita em ETEs com lagoas de estabilização ou de alta taxa.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU-GHOSH, S.; DUBINSKY, Z.; VERDELHO, V.; ILUZ, D. Unconventional high-value products from microalgae: A review. *Bioresource Technology*, p. 124895, 2021.

ACIÉN, F.G.; GÓMEZ-SERRANO, C.; MORALES-AMARAL, M.M.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J.M.; MOLINA-GRIMA, E. 2016. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 100, 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7>.

APHA (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington, DC.

ANDRADE, D.S.; AMARAL, H.A.; GAVILANES, F.Z.; MORIOKA, L.R.I.; NASSAR, J.M.; DE MELO, .M.; SILVA, H.R.; TELLES, T.S. 2021. Microalgae: Cultivation, Biotechnological, Environmental, and Agricultural Applications. In: *Advances in the Domain of Environmental Biotechnology*. Springer, Singapore, 2021. p. 635-701

ASSIS, T. I. Codigestão anaeróbia de esgoto sanitário e lodo algáceo em reatores anaeróbios do tipo UASB, Dissertação, Programa de Pós- Graduação em Engenharia e Desenvolvimento sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

BABIĆ-IVANČIĆ, V., Kontrec, J., Brečević, L., 2004. Formation and transformation of struvite and newberyite in aqueous solutions under conditions similar to physiological. *Urol. Res.* 32,350–356

BOECHAT, G. P. M. Codigestão anaeróbia de biomassa de microalgas e esgoto sanitário em reator UASB. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória ES, 2019.

BOHUTSKYI, P.; BETENBAUGH, M. J.; BOUWER, E.J. The effects of alternative pretreatment strategies on anaerobic digestion and methane production from different algal strains. *Bioresource technology*, v. 155, p. 366-372, 2014.

BRASIL, B.D.S.A.F.; DE SIQUEIRA, F.G.; SALUM, T.F.C.; ZANETTE, C.M.; SPIER, M.R. 2017. Microalgae and cyanobacteria as enzyme biofactories. *Algal Res.*, 25, pp. 76–89.

BUCHANAN, N. A.; YOUNG, P.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J., 2018. Performance of a high rate algal pond treating septic tank effluent from a community wastewater management scheme in rural South Australia. *Algal Res.* 35, 325–332. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.08.036>.

CAI, T.; PARK, S.Y.; LI, Y. 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 19, 360–369. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>.

CASTRO, S.R. Precipitação de Estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte- MG. 2014

CHEN, G.; ZHAO, L.; QI, Y. 2015. Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: a critical review. *Appl. Energy* 137, 282–291 do. *Appl. Energy* 137, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.10.032>.

CHENG, F.; MALLICK, K.; GEDARA, S. M. H.; JARVIS, J.M.; SCHAUB, T.; JENA, U.; NIRMALAKHANDAN, N.; BREWER, C.E. 2019. Hydrothermal liquefaction of *Galdieria sulphuraria* grown on municipal wastewater. *Bioresour. Technol.* 292, 121884. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2019.121884>.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CHIRMULEY, D.G. 1994. Struvite Precipitation in WWTPs: Causes and Solutions. *Water* (J. Aust. Water Assoc.), pp. 21–23.

CHU, H. Q.; TAN, X. B.; ZHANG, Y. L.; YANG, L. B.; ZHAO, F. C.; GUO, J. Continuous cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* using anaerobic digested starch processing wastewater in the outdoors. *Bioresource technology*, v. 185, p. 40-48, 2015.

COPPENS, J.; GRUNERT, O.; VAN DEN HENDE, S.; VANHOUTTE, I.; BOON, N.; HAESAERT, G.; DE GELDER, L., 2016. The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels. *J. Appl. Phycol.* 4, 2367–2377.

COUTO, E.; CALIJURI, M. L.; ASSEMANY, P. Biomass production in high rate ponds and hydrothermal liquefaction: Wastewater treatment and bioenergy integration. *Science of The Total Environment*, v. 724, p. 138104, 2020.

COLLIVIGNARELLI, M.C.; CASTAGNOLA, F.; SORDI, M.; BERTANZA, G. 2015. Treatment of sewage sludge in a thermophilic membrane reactor (TMR) with alternate aeration cycles. *J. Environ. Manag.* 162, 132 e 138. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.031>.

COLLIVIGNARELLI, M.C.; ABBÀ, A.; FRATTAROLA, A.; MIINO, M.C.; PADOVANI, S.; KATSOYIANNIS, I.; TORRETTA, V. 2019. Legislation for the reuse of biosolids on agricultural land in Europe: overview. *Sustainability* 11, 6015. <https://doi.org/10.3390/su11216015>.

DALECHA, T.; ASSEFA, E.; KRASTEVA, K.; LANGERGRABER, G. 2012. Experiments on struvite precipitation, application and economic analysis in Arba Minch, Ehtiopia. In: Project Report under Capacity-linked Water Supply and

Sanitation Improvement for Africa's Peri Urban and Rural Area. International Water Association.

DE GODOS, I.; ARBIB, Z.; LARA, E.; ROGALLA, F. Evaluation of High Rate Algae Ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: Effect of CO<sub>2</sub> addition and modification of dilution rate. *Bioresource technology*, v. 220, p. 253-261, 2016.

DESMIDT, E.; GHYSELBRECHT, K.; ZHANG, Y.; PINOY, L.; VAN DER BRUGGEN, B.; VERSTRAETE, W.; RABAEY, K.; MEESSCHAERT, B. (2015) Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 4, p. 336-384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>

ESPINOSA, M. F.; VERBYLA, M. E.; VASSALLE, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; ZHAO, F.; GAUNIN, A.; MOTA, C. R.. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by high rate algal ponds treating domestic sewage. *Science of The Total Environment*, v. 760, p. 144309, 2021.

EVERAERT, M.; WARRINNIER, R.; BAKEN, S.; GUSTAFSSON, J.-P.; DE VOS, D.; SMOLDERS, E. Phosphate-exchanged Mg–Al layered double hydroxides: a new slow release phosphate fertilizer, *ACS Sustain. Chem. Eng.* 4 (2016) 4280–4287, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b00778>.

FALLOWFIELD, H.J.; YOUNG, P.; TAYLOR, M.J.; BUCHANAN, N.; CROMA R, N.; KEEGAN, A.; MONIS, P. 2018. Independent validation and regulatory agency approval for high rate algal ponds to treat wastewater from rural communities. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 4, 195–205. <https://doi.org/10.1039/c7ew00228a>.

FERNANDES, T. V.; SUÁREZ-MUÑOZ, M.; TREBUCH, L. M.; VERBRAAK, P. J.; VAN DE WAAL, D. B. Toward an ecologically optimized N: P recovery from wastewater by microalgae. *Frontiers in microbiology*, v. 8, p. 1742, 2017.

FERNÁNDEZ, F. G. A., GONZÁLEZ-LÓPEZ, C. V., SEVILLA, J. F., & GRIMA, E. M. 2012. Conversion of CO<sub>2</sub> into biomass by microalgae: how realistic a contribution may it be to significant CO<sub>2</sub> removal? *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1e10. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4362-z>.

FERREIRA, G. H. L., Avaliação do Potencial Metanogênico da Biomassa algácea submetida à hidrólise térmica e hidrólise alcalina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória ES, 2017.

FRANCISCO, S.A. Recuperação de microalgas cultivadas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto por processo de coagulação-floculação. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2016. 20p.

FRANCO, C. F. Otimização do processo de precipitação de estruvita com adição de sal marinho por meio de delineamento composto central: recuperação de nutrientes e ensaios microbiológicos. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação



em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2020.

GARCIA, C. C.; ALVES, I. K. Implementing sustainable sanitation in an integrated model—A straightforward approach for long-term simulation. *Journal of Hydrology*, v. 574, p. 85-95, 2019.

GARCIA, D. ; YOU, F. Systems engineering opportunities for agricultural and organic waste management in the food–water–energy nexus. *Current Opinion in Chemical Engineering*, v. 18, p. 23-31, 2017.

GARCÍA-GALAN, M.J.; ARASHIRO, L.; SANTOS, L.H.M.L.M.; INSA, S.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, BARCEL O, D.; FERRER, I.; GARFI, M.; 2020. Fate of priority pharmaceuticals and their main metabolites and transformation products in microalgae-based wastewater treatment systems. *J. Hazard Mater.* 121771 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121771>.

GARCÍA-GALAN, M.J.; GUTIERREZ, R.; MATAMOROS, V.; GARCÍA, J.; FERRER, I. 2018. Use of full scale hybrid horizontal tubular photobioreactors to process agricultural runoff. *Biosyst. Eng* 166, 138e149. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.11.016>.

GARCÍA-GONZALEZ, J.; SOMMERFELD, M., 2016. Biofertilizer and biostimulant properties of the microalga *Acutodesmus dimorphus*. *J. Appl. Phycol.* 28, 1051–1061.

GONZÁLEZ-FERNANDÉZ, C.; SIALVE, B.; BERNET, N.; STEYER, J.P. (2011). Impacto of microalgae characteristics on their conversion to biofuel. Part II: Focus on biomethane production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*.v.6, p.205-218.

GONZALEZ-FERNANDEZ, C., SIALVE, B., MOLINUEVO-SALCES, B., 2015. Anaerobic digestion of microalgal biomass: challenges, opportunities and research needs. *Bioresour. Technol.* 198, 896–906.

GHERGHEL, A.; TEODOSIU, C.; DE GISI, S. 2019. A review on wastewater sludge valorization and its challenges in the context of circular economy. *J. Clean. Prod.* 228, 244 e 263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.240>.

GÜIZA, M.S.R.; TAIT, S.; ASTALS, S.; DEL VALLE-ZERME, R.; MARTÍNEZ, M.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J.M. 2015. Reagent use efficiency with removal of nitrogen from pig slurry via struvite: a study on magnesium oxide and related by-products. *Water Res.* 84, 286–294.

GULDHE, A.; ANSARI, F.A.; SINGH, P.; BUX, F. 2017. Heterotrophic cultivation of microalgae using aquaculture wastewater: A biorefinery concept for biomass production and nutrient remediation. *Ecol. Eng.* 99, 47-53.

GUTIÉRREZ, R.; PASSOS, F.; FERRER, I.; UGGETTI, E.; GARCÍA, J. (2015). Harvesting microalgae from wastewater treatment systems with natural flocculants: Effect on biomass settling and biogas production. *Algal Research*.v.9, p.204-211.

HAO, X.D.; WANG, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HU, Y. (2013) Looking beyond struvite for P-recovery. *Environmental Science and Technology*, v. 47, n. 10, p. 4965-4966. <https://doi.org/10.1021/es401140s>

HOSTERT, J. D.; KAMLET, O.; SU, Z.; KANE, N. S.; RENNER, J. N. Exploring the effect of a peptide additive on struvite formation and morphology: a high-throughput method. *RSC Advances*, v. 10, n. 64, p. 39328-39337, 2020.

HUANG, H.; ZHANG, D.; GUO, G.; JIANG, Y.; WANG, M.; ZHANG P.; LI, J. Dolomite application for the removal of nutrients from synthetic swine wastewater by a novel combined electrochemical process, *Chem. Eng. J.* 335 (2018) 665–675, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.013>.

HUANG, H.; ZHANG, D.; LI, J.; GUO, G.; TANG, S. Phosphate recovery from swine wastewater using plant ash in chemical crystallization, *J. Clean. Prod.* 168 (2017) 338–345.

HUANG, H.; ZHANG, P.; ZHANG, Z.; LIU, J.; XIAO, J.; GAO, F. Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology, *J. Clean. Prod.* 127 (2016) 302–310.

HUANG, H.; XIAO, D.; LIU, J.; HOU, L.; DING, L. (2015) Recovery and removal of nutrients from swine wastewater by using a novel integrated reactor for struvite decomposition and recycling. *Scientific Reports*, v. 5, p. 1-13. <https://dx.doi.org/10.1038%2Fsrep10183>

HUTNIK, N.; WIERZBOWSKA, B.; PIOTROWSKI, K.; MATYNIA, A. 2013. Continuous reaction crystallization of struvite from solution containing phosphate (V) and nitrate(V) ions. *Online J. Sci. Technol.* 3, 58–66.

INCT. ETEs SUSTENTÁVEIS. Recuperação de recursos no tratamento de esgoto. 2019. <http://etes-sustentaveis.org/recuperacao-recursos-no-tratamento-de-esgoto/>. Acesso em 18/04/2021.

JANKOSWA, E.; SAHU, A. K.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. Biogas from microalgae: Review on microalgae's cultivation, harvesting, pretreatment for anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 75, p. 692-709, 2017.

JÄGER, K.; BARTÓK, T.; ÖRDÖG, V.; BARNABÁS, B., 2010. Improvement of maize (*Zea mays* L.) anther culture responses by algae-derived natural substances. *S. Afr. J. Bot.* 76, 511–516.

JONES, A.G., 2002. *Crystallization Process System*. Butterworth/Heinemann, Oxford, Great Britain.

JUÁREZ, J. M.; PASTOR, E. R.; SEVILLA, J. M. F.; TORRE, R. M.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; RODRÍGUEZ, S. B. Effect of pretreatments on biogas production from microalgae biomass grown in pig manure treatment plants. *Bioresource technology*, v. 257, p. 30-38, 2018.

JUNIOR, S. S. A.; MAZUCATO, V. S. H.; DOS SANTOS MACHADO, B.; DE OLIVEIRA GUILHERME, D.; DA COSTA, R. B.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. Agronomic potential of biosolids for a sustainable sanitation management in Brazil: Nutrient recycling, pathogens and micropollutants. *Journal of Cleaner Production*, v. 289, p. 125708, 2021.

KARBAKSHRAVARI, M.; ABEYSIRIWARDANA-ARACHCHIGE, I. S.; HENKANATTE-GEDERA, S. M.; CHENG, F.; PAPELIS, C.; BREWER, C. E.; NIRMALAKHANDAN, N. Recovery of struvite from hydrothermally processed algal biomass cultivated in urban wastewaters. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 163, p. 105089, 2020.

KATAKI, S.; WEST, H.; CLARKE, M.; BARUAH, D.C. (2016a) Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 107, p. 142-156. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.12.009>

KATAKI, S.; WEST, H.; CLARKE, M.; BARUAH, D.C. (2016b) Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. *Waste Management*, v. 49, p. 437-454. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.003>

KINNUNEN, V.; RINTALA, J. 2016. The effect of low-temperature pretreatment on the solubilization and biomethane potential of microalgae biomass grown in synthetic and wastewater media. *Bioresour. Technol.* 221, 78-84.

KOHLHEB, N.; VAN AFFERDEN, M.; LARA, E.; ARBIB, Z.; CONTHE, M.; POITZSCH, C.; MARQUARDT, T; BECKER, M. Y. Assessing the life-cycle sustainability of algae and bacteria-based wastewater treatment systems: high-rate algae pond and sequencing batch reactor. *Journal of environmental management*, v. 264, p. 110459, 2020.

KONTREC, J.; BABIĆ-IVANČIĆ, V.; BREČEVIĆ, L. Formation and morphology of Struvite and Newberyite in aqueous solutions at 25 and 37° C. *Collegium antropologicum*, v. 29, n. 1, p. 289-294, 2005.

KORCHEF, A.; SAIDOU, H.; AMOR, M. B. Phosphate recovery through struvite precipitation by CO<sub>2</sub> removal: Effect of magnesium, phosphate and ammonium concentrations. *Journal of hazardous materials*, v. 186, n. 1, p. 602-613, 2011.

KOZIK, A., HUTNIK, N., MATYNIA, A., GLUZINSKA, J., PIOTROWSKI, K., 2011. Recovery of phosphate (V) ions from liquid waste solutions containing organic impurities. *Chemik* 65, 675–686.

LAMBERTI, G. G. Solubilização de matéria orgânica e nutrientes do lodo algáceo de uma lagoa de estabilização através de processos hidrolíticos alcalino e térmico. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, 2017.

LE CORRE, K.S.; VALSAMI-JONES, E.; HOBBS, P.; JEFFERSON, B.; PARSONS, S.A. 2007. Struvite crystallization and recovery using a stainless steel structure as a seed material. *Water Res.* 41, 2449–2456.

LEE, J.E.; RAHMAN, M.M.; RA, C.S. 2009. Dose effects of Mg and PO<sub>4</sub> sources on the composting of swine manure. *J. Hazard. Mater.* 169, 801–807.

LEELA, S., Ranishree, J. K., Perumal, R. K., & Ramasamy, R. Characterization of Struvite Produced By an Algal Associated Agarolytic Bacterium *Exiguobacterium aestuarii* St. SR 101. *J Pure Appl Microbiol*, v. 13, n. 2, p. 1227-1234, 2019.

LI, B.; BOIARKINA, I.; YU, W.; HUANG, H.M.; MUNIR, T.; WANG, G.Q.; YOUNG, B.R.; 2019. Phosphorous recovery through struvite crystallization: challenges for future design. *Sci. Total Environ.* 648, 1244–1256.

LI, R. H.; LI, B.; LI, X. Y. An integrated membrane bioreactor system with iron-dosing and side-stream co-fermentation for enhanced nutrient removal and recovery: System performance and microbial community analysis. *Bioresource technology*, v. 260, p. 248-255, 2018.

LI, K., LIU Q., FANG, F., LUO, R., LU, Q., ZHOU, W., HUO, S., CHENG, P., LIU, J., M., ADDY, CHEN, P., CHEN, D., RUAN, R., Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: a review, *Bioresour. Technol.* 291 (2019) 121934, , <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121934>.

LIN, Y.; WANG, D.; WU, S.; WANG, C. Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge. *Journal of Hazardous Materials*, v. 170, n. 1, p. 366–373, 2009.

LIU, Y.; WAG, J.H.; KIM, K.J.H.; RA, C. 2011. Recovery of nitrogen and phosphorus by struvite crystallization from swine wastewater. *Desalination* 277 (1–3), 364–369.

LOPES, N. T. Influência do tempo de detenção hidráulica e da profundidade no desempenho de lagoas de alta taxa aplicadas ao pós-tratamento de efluente de reatores UASB. Dissertação, Programa de Pós- Graduação em Engenharia e Desenvolvimento sustentável, Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

LU, X.; ZHONG, R.; LIU, Y.; LI, Z.; YANG, J.; WANG, F. The incorporation of Pb<sup>2+</sup> during struvite precipitation: Quantitative, morphological and structural analysis. *Journal of Environmental Management*, v. 276, p. 111359, 2020.

LV, J.; GUO, J.; FENG, J.; LIU, Q.; XIE, S.; 2017. Effect of sulfate ions on growth and pollutants removal of self-flocculating microalga *Chlorococcum* sp. GD in synthetic municipal wastewater. *Bioresour. Technol.* 234, 289-296.

MAKROPOULOS, C.; ROZOS, E.; TSOUKALAS, I.; PLEVRI, A.; KARAKATSANIS, G.; KARAGIANNIDIS, L.; MAKRI, E.; LIOUMIS, C.; NOUTSOPOULOS, C.; MAMAIS, D.; C. RIPPIS, E. LYTRAS. Sewer-mining: A water reuse option supporting circular

economy, public service provision and entrepreneurship. *J. Environ. Manag.* 2018, 1–14.

MARTÍNEZ, R.G., 2016. Microalgae Harvesting in Wastewater Treatment Plants: Application of Natural Techniques for an Efficient Flocculation. *Universitat Politècnica de Catalunya*.

MATAMOROS, V.; GUTI ERREZ, R.; FERRER, I.; GARCÍA, J.; BAYONA, J.M.; 2015. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. *J. Hazard Mater.* 288, 34 e 42. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>.

MATYNIA, A.; WIERZBOWSKA, B.; HUTNIK, N.; MAZIENCZUK, A.; KOZIK, A.; PIOTROWSKI, K. 2013. Separation of struvite from mineral fertilizer industry wastewater. *Proc. Environ. Sci.* 18, 766–775.

MARIANO, V. L. B. *Cultivo de microalgas em fotobiorreatores*. 2013.

MCCONVILLE, J.R.; KVARNSTRÖM, E.; JÖNSSON, H.; KÄRRMAN, E.; JOHANNSSON, M. Source separation: Challenges & opportunities for transition in the Swedish wastewater sector. *Resour. Conserv. Recycl.* 2017, 120, 144–156.

MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Variation of biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal ponds. *Algal research*, v. 15, p. 143-151, 2016.

MEMELLI, S. M. *Produção de estruvita (MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub>.6H<sub>2</sub>O) a partir da urina humana através de precipitação induzida por íons de magnésio*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, 2019.

MENDEZ, L.; MAHDY, A.; TIMMERS, R. A.; BALLESTEROS, M.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Enhancing methane production of *Chlorella vulgaris* via thermochemical pretreatments. *Bioresource Technology*, v. 149, p. 136–141, 2013.

METCALF, E.; EDDY, M. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MORITA, D. M.; AVILA, R. L.; AIDAR, F. N. Nucleação na formação da estruvita: estado da arte. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 24, n. 4, pág. 637-654, 2019.

MUHMOOD, A.; LU, J.; DONG, R.; WU, S. Formation of struvite from agricultural wastewaters and its reuse on farmlands: Status and hindrances to closing the nutrient loop. *Journal of environmental management*, v. 230, p. 1-13, 2019.

MUHMOOD, A.; WU, S.; LU, J.; AJMAL, Z.; LUO, H.; DONG, R. 2018. Nutrient recovery from anaerobically digested chicken slurry via struvite: performance optimization and interactions with heavy metals and pathogens. *Sci. Total Environ.* 635, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.129>.

MULLIN, J.W., 1992. *Crystallization*. Butterworth, Heinemann, Oxford, UK.

MUNCH, E.; BARR, K. 2001. Controlled struvite crystallization for removing phosphorus from anaerobic digester side streams. *Water Res.* 35:151-159.

NASCIMENTO, J. R. S. Lagoas de Alta Taxa de Produção de Algas Para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. 2001. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, Porto Alegre.

NICOLODELLI, G.; SENESI, G. S.; DE OLIVEIRA PERAZZOLI, I. L.; MARANGONI, B. S.; BENITES, V. D. M.; MILORI, D. M. B. P. Double pulse laser induced breakdown spectroscopy: A potential tool for the analysis of contaminants and macro/micronutrients in organic mineral fertilizers. *Science of the Total Environment*, v. 565, p. 1116-1123, 2016.

OHLINGER, K.N., YOUNG, T.M., SCHROEDER, E.D., 1999. Kinetics effects on preferential struvite accumulation in wastewater. *J. Environ. Eng. ASCE* 125, 730–737.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of UASB reactor Systems with and without post-treatment. *Water Science and Technology*, v. 59, n. 7, p. 1299-1306, 2009.

ONU NEWS. Mais de 4,2 bilhões de pessoas vivem sem acesso a saneamento básico. <https://news.un.org/pt/story/2020/11/1733352>. Acessado em 04/04/2021.

OSS, R. N., Produção de biomassa com microalgas em lagoa de alta taxa aplicada ao pós-tratamento de um reator UASB tratando esgoto sanitário visando a produção de carvão ativado. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória ES. 2019.

PAIVA, M. V. C. Pós-tratamento de efluentes domésticos utilizando microalgas para remoção de nutrientes, matéria orgânica residual e produção lipídica. 2019. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife PE. 2019

PASSOS, F.; UGGETTI, E.; CARRÈRE, H.; FERRER, I. 2014. Pretreatment of microalgae to improve biogas production; A review. *Bioresource Technology* 172, 403–412.

PASSOS, C. Influência da oxigenação nas amostras supercondutoras do tipo  $Hg_{0,82}Re_{0,18}Ba_2Ca_2Cu_3O_{8+\delta}$ . Vitória: Dissertação (Mestrado em Física), 2001. 77p.

PAULINO, L. B. Purificação do biogás e transferência de dióxido de carbono para suplementação nutricional de culturas algáceas em colunas de transferência de massa gás – líquido. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, 2020.

PEREIRA, M.V.; DASSOLER, A.F.; ANTUNES, P.W.; GONÇALVES, R.F.; CASSINI, S.T.; VINICIUS, M. 2018. Indigenous microalgae biomass cultivation in continuous reactor with anaerobic effluent: effect of dilution rate on productivity, nutrient removal and bioindicators. *Environ. Technol.* 0, 1–13. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1549105>.



PÉREZ, V.B.; RAMIN, E.; SMETS, B.F.; PLÓSZ, B. GY. 2015. EBP2R – an innovative enhanced biological nutrient recovery activated sludge system to produce growth medium for green microalgae cultivation. *Water Res.* 68, 821–830.

PICOT, B.; EL HALOUANI, H.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S. 1991. Nutrient removal by high rate pond system in a. *Water Sci. Technol.* 23, 1535–1541.

PRYWER, J.; TORZEWSKA, A.; PLOCINSKI, T. 2012. Unique surface and internal structure of struvite crystals formed by *Proteus mirabilis*, 2012 Dec *Urol. Res.* 40 (6), 699e707. <https://doi.org/10.1007/s00240-012-0501-3>. Published online 2012 Aug 22.

PROSKURYAKOVA, L. N.; SARITAS, O.; SIVAEV, S. Global water trends and future scenarios for sustainable development: The case of Russia. *Journal of cleaner production*, v. 170, p. 867-879, 2018.

PUYOL, D.; BATSTONE, D. J.; HÜLSEN, T.; ASTALS, S.; PECES, M.; KROMER, J. O. Resource recovery from wastewater by biological technologies: opportunities, challenges, and prospects. *Frontiers in Microbiology*, v. 7, p. 2106, 2017. <https://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2016.02106>

RAHMAN, K.M., 2020. Food and High Value Products from Microalgae: Market Opportunities and Challenges. In: Alam, M.A., Xu, J.-L., Wang, Z. (Eds.), *Microalgae Biotechnology for Food, Health and High Value Products*. Springer, Singapore, pp. 3–27. [https://doi.org/10.1007/978-981-15-0169-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-981-15-0169-2_1).

RAHMAN, M.M.; SALLEH, M.A.M.; RASHID, U.; AHSAN, A.; HOSSAIN, M.M.; RA, C.S., 2014. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization—a review. *Arab. J. Chem.* 7 (1), 139–155.

RAHMAN, M.M., LIU, Y.H., WAG, J.H.K., RA, C.S., 2011. Recovery of struvite from animal wastewater and its nutrient leaching loss in soil. *J. Hazard. Mater.* 186, 2026–2030.

REBOUÇAS, C. R.; ZANCHETA, P. G.; REBOUÇAS, T. C.; GONÇALVES, R. F. Precipitação de estruvita em águas amarelas visando seu reaproveitamento como fertilizante agrícola. In: XXXI CONGRESSO INTERAMERICANO AIDIS. Santiago, Chile, 2008. 7p.

REGY, S., MANGIN, D., KLEIN, J.P., LIETO, J., THORNTON, C. Phosphate recovery by struvite precipitation in a stirred reactor. Rep., Laboratoire d'Automatique et de Génie des Procédés (LAGEP), Centre Européen d'Etudes des Polyphosphates, Brussels, Belgium, 2001.

SAIDOU, H.; KORCHEF, A.; MOUSSA, S.B.; AMOR, M.B. Struvite precipitation by the dissolved CO<sub>2</sub> degasification technique: impact of the airflow rate and pH, *Chemosphere* 74(2009a) 338–343.

SAIDOU, H.; MOUSSA, S.B.; AMOR, M.B. Influence of airflow rate and substrate nature on heterogeneous struvite precipitation, *Environ. Technol.* 30 (1) (2009b) 75–83.

SHARMA, B.; SARKAR, A.; SINGH, P.; SINGH, R.P. 2017. Agricultural utilization of biosolids: a review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Manag.* 64, 117 e 132. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>.

SELEÇÃO PÚBLICA MCTI/FINEP/FNDCT - Subvenção Econômica à Inovação - 02/2013 CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL E SANEAMENTO AMBIENTAL

SEN, Cong. Algae Based Carbon Capture and Utilization feasibility study: - initial analysis of carbon capture effect based on Zhoushan case pre-study in China. 2012.

SENA, M.; SEIB, M.; NOGUERA, D. R.; HICKS, A. Environmental impacts of phosphorus recovery through struvite precipitation in wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, v. 280, p. 124222, 2021.

SINGH, B.; BAUDDH, K.; BUX, F. 2015. *Algae and Environmental Sustainability*, vol. 7. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-2641-3>.

SIQUEIRA, F.G., 2017. Microalgae biorefineries: the Brazilian scenario in perspective. *Nat. Biotechnol.* <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2016.04.007>.

SILVA, H.R.; PRETE, C.E.C.; ZAMBRANO, F.; DE MELLO, V.H.; TISCHER, C.A.; ANDRADE, D.S., 2016. Combining glucose and sodium acetate improves the growth of *Neochloris oleoabundans* under mixotrophic conditions. *Amb. Express* 6 (1), 1e11. <https://doi.org/10.1186/s13568-016-0180-5>.

SHEN, Y., OGEJO, J.A., BOWERS, K.E., 2011. Abating the effects of calcium on struvite precipitation in liquid dairy manure. *Trans. ASABE* 54, 325–336.

SKAMBRAKS, A.-K.; KJERSTADIUS, H.; MEIER, M.; DAVIDSSON, Å.; WUTTKE, M.; GIESE, T. Source separation sewage systems as a trend in urban wastewater management: Drivers for the implementation of pilot areas in Northern Europe. *Sustain. Cities Soc.* 2017, 28, 287–296.

SOARES, R. B.; MARTINS, M. F.; GONÇALVES, R. F. Thermochemical conversion of wastewater microalgae: the effects of coagulants used in the harvest process. *Algal Research*, v. 47, p. 101864, 2020.

SOARES, R. B.; MARTINS, M. F.; GONÇALVES, R. F. A conceptual scenario for the use of microalgae biomass for microgeneration in wastewater treatment plants. *Journal of environmental management*, v. 252, p. 109639, 2019.

SOLÉ-BUNDÓ, M., CARRÈRE, H., GARFÍ, M., FERRER, I. Enhancement of microalgae anaerobic digestion by thermo-alkaline pretreatment with lime (CaO). *Algal Research*, v. 24, p. 199-206, 2017.



SUN, Y.; HUANG, Y.; LIAO, Q.; XIA, A.; FU, Q.; ZHU, X.; FU, J., 2018. Boosting *Nannochloropsis oculata* growth and lipid accumulation in a lab-scale open raceway pond characterized by improved light distributions employing built-in planar waveguide modules. *Bioresour. Technol.* 249, 880–889.

Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA). Sustainable Sanitation–The Definition. Available online: <https://www.susana.org/en/about/vision-mission/sustainable-sanitation>. Acessado em 04/04/2021.

TADDEO, R.; HONKANEN, M.; KOLPPO, K.; LEPISTO, R., 2018. Nutrient management via struvite precipitation and recovery from various agroindustrial wastewaters: process feasibility and struvite quality. *J. Environ. Manag.* 212, 433–439.

TANG, D. Y. Y.; KHOO, K. S.; CHEW, K. W.; TAO, Y.; HO, S. H.; SHOW, P. L. Potential utilization of bioproducts from microalgae for the quality enhancement of natural products. *Bioresource technology*, v. 304, p. 122997, 2020.

TANSEL, Berrin; LUNN, Griffin; MONJE, Oscar. Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: A review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. *Chemosphere*, v. 194, p. 504-514, 2018.

TAO, W.; FATTAH, K.P.; HUCHZERMEIER, M.P. 2016. Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: a review of application potential and hindrances. *J. Environ. Manage.* 169, 46–57.

TRAN, A.T.K.; ZHANG, Y.; DE CORTE, D.; HANNES, J.; YE, W.; MONDAL, P.; JULLOK, N.; MEESSCHAERT, B.; PINOY, L.; BRUGGEN, B.V.; 2014. P-recovery as calcium phosphate from wastewater using an integrated select rodialysis/crystallization process. *J. Clean. Prod.* 77, 140–151.

TRIMMER, J.T.; GUEST, J.S. Recirculation of human-derived nutrients from cities to agriculture across six continents. *Nat. Sustain.* 2018, 1, 427–435.

UENO, Y.; FUJII, M., 2001. Three years of operating and selling recovered struvite from full-scale plant. *Environ. Technol.* 22, 1373–1381.

UYSAL, O.; UYSAL, F.O.; EKINCI, K., 2015. Evaluation of microalgae as microbial fertilizer. *Eur. J. Sustain. Dev.* 4 (2), 77–82.

UYSAL, A.; YILMAZEL, Y.D.; DEMIRER, G.N. 2010. The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. *J. Hazard Mater.* 181, 248–254.

WAKEEL, M.; CHEN, B.; HAYAT, T.; ALSAEDI, A.; AHMAD, B. 2016. Energy consumption for water use cycles in different countries: a review. *Appl. Energy* 178, 868–885. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.114>.

WHITAKER, A.; JEFFERY, J. W. The crystal structure of struvite,  $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ . *Acta Crystallographica Section B: Structural Crystallography and Crystal Chemistry*, v. 26, n. 10, p. 1429, 1970.

WIELEMAKER, R.C.; WEIJMA, J.; ZEEMAN, G. Harvest to harvest: Recovering nutrients with New Sanitation systems for reuse in Urban Agriculture. *Resour. Conserv. Recycl.* 2018, 128, 426–437.

VAN DER HOEK, J.P.; DE FOUIJ, H.; STRUKER, A. 2016. Wastewater as a resource: strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater. *Resour. Conserv. Recycl.* 113, 53–64.

VAN WELIE, M. J.; ROMIJN, H. A. NGOs fostering transitions towards sustainable urban sanitation in low-income countries: Insights from transition management and development studies. *Environmental Science & Policy*, v. 84, p. 250-260, 2018.

VASSALLE, L.; DÍEZ-MONTERO, R.; MACHADO, A.T.R.; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C.R.; PASSOS, F. 2020a. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: codigestion for improving biogas production. *Bioresour. Technol.* 300, 122677. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122677>.

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

VILLARÍN, M. C.; MEREL, S. Paradigm shifts and current challenges in wastewater management. *Journal of hazardous materials*, v. 390, p. 122139, 2020.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização. v. 3, 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

XIONG, J.Q., KURADE, M.B., JEON, B.H., 2018. Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water? *Trends Biotechnol.* 36, 30-44. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2017.09.003>

YAO, L.; GERDE, J. A.; LEE, S. L.; WANG, T.; HARRATA, K. A. Microalgae lipid characterization. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 63, n. 6, p. 1773-1787, 2015.

YOUNG, P.; TAYLOR, M.; FALLOWFIELD, H.J., 2017. Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 33, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s11274-017-2282-x>.

YOUNG, P., BUCHANAN, N., FALLOWFIELD, H.J., 2016. Inactivation of indicator organisms in wastewater treated by a high rate algal pond system. *J. Appl. Microbiol.* 121, 577–586. <https://doi.org/10.1111/jam.13180>.

XU, H.; HE, P.; GU, W.; WANG, G.; SHAO, L. 2012. Recovery of phosphorus as struvite from sewage sludge ash. *J. Environ. Sci.* 24, 1533–1538.

ZHANG, T., BOWERS, K.E., HARRISON, J.H., CHEN, S., 2010. Releasing phosphorus from calcium for struvite fertilizer production from anaerobically digested dairy effluent. *Water Environ. Res.* 82, 34–42.

ZHANG, T.; DING, D.; REN, H.; XIONG, X. 2009. Ammonium nitrogen removals from coking wastewater by chemical precipitation recycle technology. *Water Res.* 43, 5209–5215.

ZHOU, X.; LI, Z.; ZHENG, T.; YAN, Y.; LI, P.; ODEY, E. A.; MANG, H. P.; UDDIN, S. M. N. Review of global sanitation development. *Environment international*, v. 120, p. 246-261, 2018.