



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

VANESSA ANDRADE DA SILVA

**PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA COMO ESTRATÉGIA DE RECUPERAÇÃO DE
FÓSFORO A PARTIR DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

RECIFE

2023

VANESSA ANDRADE DA SILVA

**PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA COMO ESTRATÉGIA DE RECUPERAÇÃO DE
FÓSFORO A PARTIR DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para obtenção do grau de Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Marianne de Lima Barboza

Coorientadora: Profa. Dra. Bruna Soares Fernandes

RECIFE

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586p

Silva, Vanessa Andrade da

Produção de bioestrúvita como estratégia de recuperação de fósforo a partir de águas residuárias / Vanessa Andrade da Silva. - 2023.

49 f. : il.

Orientadora: Marianne de Lima Barboza.

Coorientadora: Bruna Soares Fernandes.

Inclui referências.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Recife, 2023.

1. Recuperação de fósforo. 2. Produção de estrúvita. 3. Processos microbiológicos. I. Barboza, Marianne de Lima, orient. II. Fernandes, Bruna Soares, coorient. III. Título

CDD 628

VANESSA ANDRADE DA SILVA

**PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA COMO ESTRATÉGIA DE RECUPERAÇÃO DE
FÓSFORO A PARTIR DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para obtenção do grau de Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental.

COMISSÃO EXAMINADORA

Profa. Dra. Marianne de Lima Barboza (Orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro (Examinador)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. José Amilton Santos Júnior (Examinador)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Recife, 13 de setembro de 2023.

A Deus e aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, por me guiar durante toda a minha graduação e por me conceder a oportunidade de realizar os meus sonhos.

Aos meus pais, Meriele Andrade e Adilson Andrade (*in memoriam*), pelo amor incondicional e sacrifícios que foram a base da minha conquista.

Aos meus queridos irmãos, Adilson Filho e Alyson, e padrasto, Fabiano, agradeço por serem minha fonte de alegria e ânimo.

Aos meus amigos, Iracema, Rafael, Thaise e Mariane, gratidão por seus apoios nos momentos de cansaço e incerteza.

A professora Marianne, que aceitou me orientar com boa vontade. A professora Bruna Fernandes, por seus ensinamentos que me encorajam a dar sempre o melhor de mim. Ao professor Fabrício Motteram, por todas as contribuições dadas no meu desenvolvimento como pesquisadora.

Aos meus colegas de laboratório, minha tutora, Maria Luiza, pela sua paciência e por seus conselhos, e Giovanna pela colaboração nas atividades práticas.

À FACEPE (Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco) pela bolsa de Iniciação Científica, UFPE (Universidade Federal de Pernambuco) e UFRPE (Universidade Federal Rural de Pernambuco) por todas as oportunidades ofertadas que enriqueceram a minha formação como Engenheira Agrícola e Ambiental.

Este trabalho é um testemunho da contribuição de cada um de vocês em minha vida. Que este projeto possa retribuir de alguma forma a confiança que depositaram em mim, e que possa contribuir para o avanço do conhecimento em nossa área.

RESUMO

A precipitação de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) é uma tecnologia ambiental que visa solucionar os problemas de eutrofização dos corpos hídricos. Além disso, possibilita a recuperação de fósforo e nitrogênio para ser utilizados como fertilizante, podendo contribuir para a demanda do setor agrícola. Sua produção biológica é considerada promissora, pois se mostra mais sustentável do que a produção físico-química. Desse modo, avaliou-se a produção de bioestruvita, por *B. pumilus*, em meios sintéticos de dois efluentes: da água residuária do processamento da batata, pós-tratamento anaeróbio, e da urina humana hidrolisada. Os ensaios foram monitorados durante 0, 3, 5, 7 e 10 dias, mantidos a 30°C sob agitação de 100 rpm. Os cristais foram caracterizados por análise de Microscopia Eletrônica de Varredura juntamente com Espectroscopia de Raios X de Energia Dispersiva e Difração de Raios X. A incubação da urina sintética promoveu o maior desempenho microbiano, resultando numa remoção de 98% do acetato e 86% do fosfato, provavelmente, favorecido pela maior concentração de substratos em relação ao efluente sintético de batata. Os cristais de ambos os meios possuíram características de qualidade compatíveis com a aplicação como fertilizantes inorgânicos. Concluiu-se que, a partir da ausência de precipitados nos testes abióticos e valores de pH abaixo de 8,4 nos reatores, os cristais de estruvita são de natureza biológica.

Palavras-chave: Recuperação de fósforo; Produção de estruvita; Processos microbiológicos.

ABSTRACT

The precipitation of struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) is an environmental technology aimed at addressing the issues of eutrophication in water bodies. Furthermore, it enables the recovery of phosphorus and nitrogen to be used as fertilizer, potentially contributing to the demands of the agricultural sector. Its biological production is considered promising, as it proves to be more sustainable than physicochemical production. In this manner, the production of biostruvite by *B. pumilus* was assessed in synthetic media derived from two effluents: residual water from potato processing, post-anaerobic treatment, and hydrolyzed human urine. The assays were monitored over 0, 3, 5, 7, and 10 days, maintained at 30°C under agitation at 100 rpm. The crystals were characterized through scanning electron microscopy analysis, accompanied by energy-dispersive X ray spectroscopy and X ray diffraction. Incubation of synthetic urine yielded the highest microbial performance, resulting in the removal of 98% of acetate and 86% of phosphate, likely favored by the higher substrate concentration compared to the synthetic potato effluent. Crystals from both media exhibited quality characteristics compatible with their application as inorganic fertilizers. It was concluded that, based on the absence of precipitates in abiotic tests and pH values below 8.4 in the reactors, the struvite crystals are of biological nature.

Keywords: Nutrient recovery; Production of struvite; Microbiological processes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma dos principais métodos de recuperação de fósforo.....	17
Figura 2 - Valores de estruvita no mundo.....	18
Figura 3 - Ilustração dos processos de biomineralização de estruvita (a) MIB e (b) MBC.....	19
Figura 4 - Crescimento microbiano nos efluentes simulados.....	34
Figura 5 - Percentual de acetato residual nos efluentes simulados.....	35
Figura 6 - Percentual de amônio residual nos efluentes simulados.....	35
Figura 7 - Percentual de magnésio residual nos efluentes simulados.....	36
Figura 8 - Percentual de fosfato residual nos efluentes simulados.....	37
Figura 9 - Concentração de SSF nos efluentes simulados.....	37
Figura 10 - pH dos efluentes simulados.....	38
Figura 11 - Fotos de MEV (a) efluente sintético de batata (b) urina sintética.....	39
Figura 12 - Resultados de EDS (a) urina sintética (b) efluente sintético de batata.....	39
Figura 13 - Resultados de DRX (a) difratograma do efluente sintético de batata (b) difratograma da urina sintética (c) difratograma padrão.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros operacionais de produção de bioestrúvita.....	20
Tabela 2 - Composição das águas residuárias investigadas.....	22
Tabela 3 - Fontes alternativas de magnésio.....	25
Tabela 4 - Concentração máxima de fósforo em classes de enquadramento de águas doces...	28
Tabela 5 - Componentes do meio de cultura com ágar.....	29
Tabela 6 - Componentes dos efluentes simulados.....	30

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E ACRÔNIMOS

Å	Angstrom
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANA	Agência Nacional de Águas
<i>APHA</i>	<i>American Water Works Association</i> – Associação Americana de Água
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRX	Difração de Raio X
EDS	Espectroscopia de raios X de energia dispersiva
ETE	Estações de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
ICSD	<i>Inorganic Crystal Structure Database</i>

K	Potássio
LABIOTA	Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental
LAGESE	Laboratório de Geologia Sedimentar e Ambiental
MCB	Mineralização Controlada Biologicamente
MEV	Microscópio Eletrônico de Varredura
Mg	Magnésio
MgCl ₂	Cloreto de magnésio
MgCO ₃	Carbonato de magnésio
MgNH ₄ PO ₄ ·6H ₂ O	Fosfato de Amônio e Magnésio Hexahidratado – Estruvita
MgO	Óxido de Magnésio
MgSO ₄	Sulfato de Magnésio
MIB	Mineralização Induzida Biologicamente
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
OD	Oxigênio Dissolvido

ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
P	Fósforo
p.e	população equivalente
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO_4^{3-}	Ortofosfato
Rpm	Rotação por minuto
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
US\$	Dólar

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO.....	17
3.2 BIOESTRUVITA.....	19
3.2.1 Parâmetros de Produção	21
3.2.2 Uso de Águas Residuárias	22
3.2.3 Fontes Alternativas de Magnésio	26
3.2.4 Técnicas de Análise Mineralógica	27
3.3 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	28
4 MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 LOCALIZAÇÃO DO AMBIENTE EXPERIMENTAL.....	30
4.2 MICRORGANISMO EMPREGADO.....	30
4.3 MATÉRIA-PRIMA PARA A PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA.....	30
4.4 TESTE DE BANCADA.....	32
4.5 ANÁLISES FÍSICOS-QUÍMICAS.....	33
4.6 ANÁLISES MINERALÓGICAS.....	33
4.7 PARÂMETROS CINÉTICOS.....	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
6 CONCLUSÕES	42
7 RECOMENDAÇÕES	43
REFERÊNCIAS	44

1 INTRODUÇÃO

Fósforo (P) e Nitrogênio (N) são elementos-chave na produção agrícola. O Brasil é uma potência mundial neste setor, porém cerca de metade de todo o P consumido no país é importado. Sendo assim, essa dependência externa de fertilizante coloca a nação em estado vulnerável em relação aos preços internacionais e escassez de alimentos (Benites, 2015).

Compreende-se que o P é um recurso finito que está progressivamente se concentrando nas águas residuárias agrícolas, industriais e domésticas na forma do ânion fosfato (PO_4^{3-}) (Pratt *et al.*, 2012). No Brasil, a carência de coleta e de tratamento adequado dos efluentes (ANA, 2017; IBGE, 2017) põem as águas superficiais ao risco de eutrofização.

O reuso é uma ferramenta importante de conservação de recursos (água, nutrientes e energia). Dentre as tecnologias existentes destaca-se a precipitação de estruvita que remove e recupera o N e P das águas residuárias na forma de produto útil (Soares *et al.*, 2014; Saerens; Marjoleine; Weemaes, 2020).

A estruvita, fosfato de amônio e magnésio hexahidratado ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), é um mineral cristalino branco e pouco solúvel em água (Castro, 2014). Os estudos iniciais acerca da sua formação eram voltados em minimizar ou eliminar as incrustações de estruvita desenvolvidas nas tubulações das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (Doyle; Parson, 2002; Parson e Smith, 2008).

A mudança de concepção sobre a formação de estruvita tem sido promovida pela divulgação de trabalhos científicos que ressaltam os benefícios ambientais envolvidos, bem como a produção de um valioso fertilizante de liberação lenta que tem como público-alvo as indústrias de jardinagem, produtoras de alimentos naturais e orgânicos (Castro, 2014).

A comercialização de estruvita, obtida de processos físico-químico, no mercado de fertilizante agrícola se mostra um sucesso, contando com quase 100 plantas industriais no mundo (Kabbe e Rinck-Pfeiffer, 2019), e em algumas ocasiões podendo ser vendida por mais de US\$ 2.000 por tonelada (Yetilmezsoy *et al.*, 2017), uma vez que é um produto seguro e de fácil manuseio.

A produção biológica de estruvita (bioestruvita) é considerada uma rota promissora de recuperação de P, visto que pode ser empregada no tratamento secundário dos efluentes, em correntes de baixa concentração de P e em pH neutro (Kumari; Jagadevan, 2022; Soares *et al.*, 2014). Entretanto, alguns obstáculos ainda impedem a sua implantação em escala real, como a

falta de compreensão dos mecanismos bioquímicos envolvidos e de viabilidade das fontes de magnésios (Mg) que acarretam altos custos ao processo produtivo (Soares *et al.*, 2014; Katakai *et al.*, 2016). Mesmo assim, trabalhos publicados mostram resultados satisfatórios de remoção e recuperação de P das águas residuárias (Soares *et al.*, 2014; Colston *et al.*, 2022; Leng; Soares, 2022a; Leng; Soares, 2022b; Leng; Soares, 2023).

Este estudo corrobora no cumprimento de 3 dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 da ONU, os quais são: objetivo 2, “Fome zero e agricultura sustentável”, através da reciclagem de nutrientes; objetivo 6, “Água e saneamento”, a partir da mitigação da eutrofização dos corpos hídricos; e objetivo 12, “Produção e consumo sustentável”, atendido pela produção e consumo de biofertilizantes.

Dessa forma, enfatiza-se a importância de realizar pesquisas voltadas para recuperação de nutrientes por processos biotecnológicos de modo que haja um movimento em prol da conservação dos recursos naturais e aumento da oferta de alimentos. Portanto, diversos efluentes quanto microrganismos mineralizantes de estruvita serão investigados a fim de produzir bioestruvita de forma otimizada.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliação da produção de bioestrúvita, por *B. pumilus*, em meio sintético de dois efluentes como estratégia para a recuperação de fósforo em águas residuárias.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Avaliar a produção de bioestrúvita nas águas residuárias sintéticas do processamento da batata, pós-tratamento anaeróbio, e na urina hidrolisada humana;
- II. Identificar a influência do aumento das concentrações de Mg, N e P, presentes nos dois efluentes sintéticos, na produção de bioestrúvita;
- III. Analisar os parâmetros cinéticos associados ao processo de formação de bioestrúvita.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os nutrientes fazem parte de trajetórias de reciclagem da matéria, chamadas de ciclos biogeoquímicos, as quais são responsáveis por manter o equilíbrio do planeta. As atividades antrópicas, na maioria das vezes, causam mudanças maléficas para própria humanidade, como o enriquecimento desordenado de nutrientes (Aduan; Vilela; Reis, 2004; Odum e Barret, 2007). Posto que há um crescente desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos do P e N, deve-se, portanto, priorizar a melhoria dos usos, a partir do desenvolvimento de tecnologias de recuperação.

3.1 RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

O P é um ametal que não ocorre livremente na natureza, predominantemente, é encontrado na forma de PO_4^{3-} (Shanmugam; Adhikari; Shakya, 2017). É o 12º elemento mais abundante na crosta terrestre (Benites, 2015), porém seus depósitos estão distribuídos de maneira irregular e sua disponibilidade não acompanha o uso produtivo da humanidade (Castro, 2014; Zhao *et al.*, 2019).

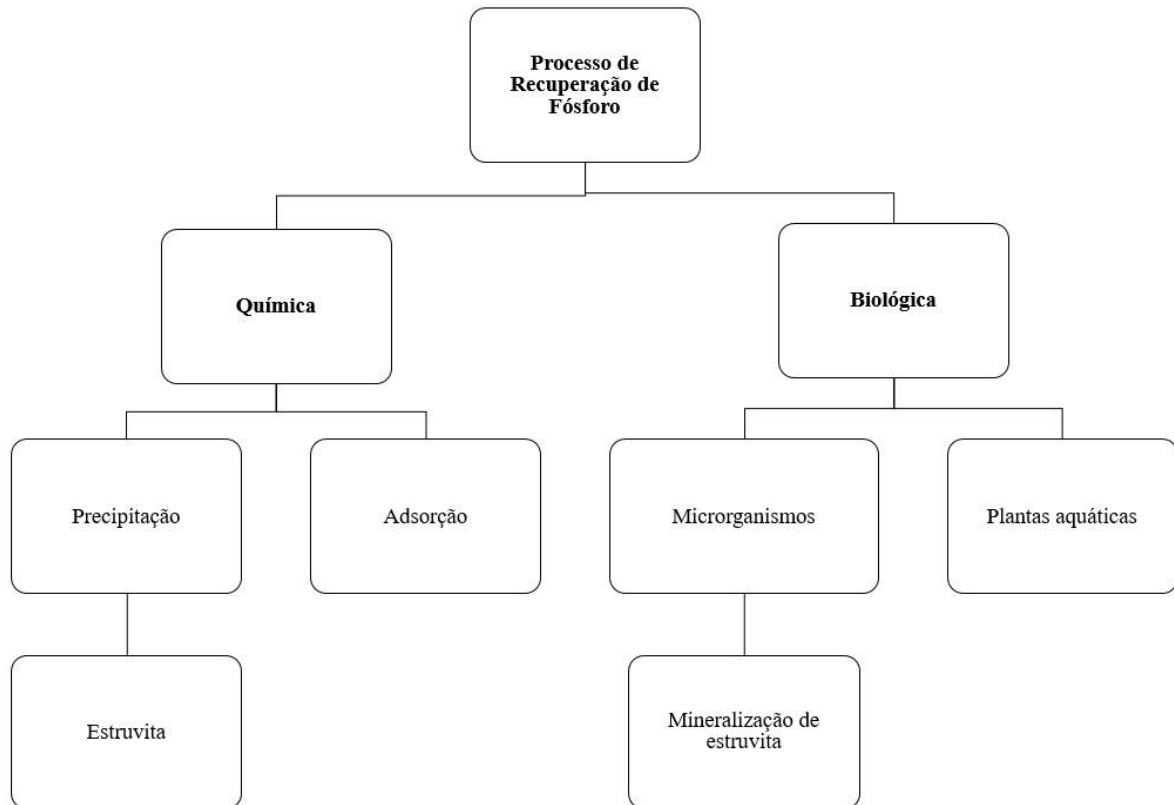
Cerca de 90% do consumo total de P é destinado para fins agrícolas (Shanmugam; Adhikari; Shakya, 2017). No entanto, caso a demanda por fertilizante permaneça 3% ao ano, as reservas mundiais de P se esgotaram em 40 anos (Hao *et al.*, 2013). Além disso, a conversão das rochas fosfáticas em fertilizante resulta em um desperdício de 40-60% de um recurso não renovável (Sinha *et al.*, 2014).

As principais reservas de P estão localizadas no hemisfério norte, estando depositadas em países como China, Marrocos e Saara Ocidental, Estados Unidos e Rússia, em rochas sedimentares e ígneas (Saerens; Geerts; Weemaes, 2020). Consequentemente, o Brasil possui poucas jazidas de fosfato, as quais são de baixa qualidade, com excesso de Fe e Al. Isso faz com que o país dependa da importação de fertilizantes para atender à produção de alimentos (Benites, 2015). Por outro lado, o país despeja a céu aberto mais de 2 toneladas de esgoto doméstico por dia (ANA, 2017) com cerca de 4-15 mg P/L (Quevedo; Paganini, 2011), que levam à redução da qualidade das águas superficiais (Warwick; Guerreiro; Soares, 2013).

A fim de combater estes males: a dependência externa de fertilizantes fosfatados e contaminação dos corpos hídricos, uma das medidas que podem ser tomadas é a recuperação

de P das águas residuárias. Essa remoção pode ocorrer por processos químico, biológico e físico, porém este último é pouco usual. A figura 1 mostra os principais métodos de recuperação de P.

Figura 1 - Fluxograma dos principais métodos de recuperação de fósforo.

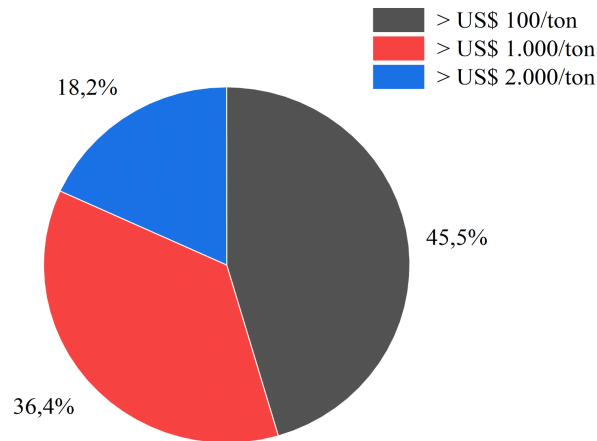


Fonte: adaptado de Gauss (2019).

Geralmente, os tratamentos químicos requerem alta demanda química, reatores complexos ou produzem resíduos que não podem ser reutilizados (Chen *et al.*, 2023). Ao passo que os processos biológicos, como a produção de bioestruvita, não exigem aditivos químicos; não se limitam a alta concentração de P; operam em pH neutro; e ocorrem na presença de matéria orgânica, podendo ser empregados ainda no tratamento secundário dos efluentes (Soares *et al.*, 2014; Leng; Soares, 2023).

A comercialização de estruvita é uma alternativa atrativa no mercado de fertilizantes, posto que pode ser vendida por mais de US\$ 2.000 por toneladas (Figura 2), usando tecnologia de baixo custo e esgoto sanitário. Por exemplo, considerando que 100 m³ de sobrenadante de lodo anaeróbio produz 1 kg de estruvita (Shu *et al.*, 2006), uma ETE que opera todos os dias com uma vazão de 600.000 m³/dia (Booker; Priestley; Fraser, 1999) pode gerar 2,19 milhões de toneladas de estruvita por ano e mais de 4 milhões de dólares anuais.

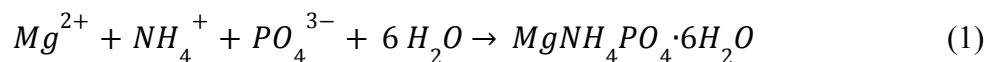
Figura 2 - Valores de estruvita no mundo.



Fonte: Yetilmezsoy *et al.* (2017).

3.2 BIOESTRUVITA

Castro (2014) define estruvita como um sólido de coloração branca, com estrutura cristalina ortorrômbica. É um mineral que se forma a partir da concentração equimolar de fosfato (PO_4^{3-}), amônio (NH_4^+), magnésio (Mg^{2+}) e mais seis moléculas de água (H_2O) (Equação 1), passando por dois estágios: nucleação (formação de embriões cristalinos) e crescimento (agregação de cristais) (Doyle; Parsons, 2002).

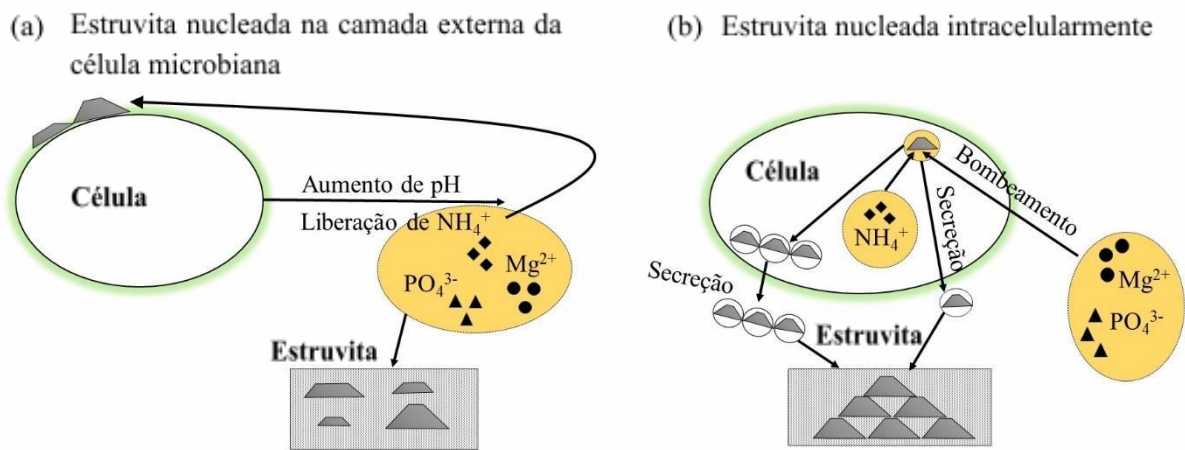


Foi para homenagear o colecionador de minérios *Christoph Gottfried Struve* (1772-1851), que publicou um dos primeiros trabalhos geológicos acadêmicos em 1807, que a estruvita recebeu esse nome (Griffith, 1978). Robinson (1889) descreveu pela primeira vez a produção biológica de estruvita como um produto da reação entre o NH_4^+ liberado pela decomposição de substâncias orgânicas nitrogenadas com o PO_4^{3-} e Mg^{2+} do meio (Pérez-Garcías; Rivadeneyra; Ramos-Cormenzana, 1989). Soares *et al.*, (2014) foram pioneiros no emprego de bioestruvita para recuperação de P dos esgotos sanitários. Desde então, esses cristais têm sido estudados por diversos campos da ciência.

Muitos dos minerais encontrados nos ambientes naturais são de natureza biológica (carbonato de cálcio, estruvita, fosfato de magnésio e cálcio, etc.), significa que determinados organismos são capazes de sintetizá-los ou transformá-los (Sinha *et al.*, 2014; Soares *et al.*, 2014). No caso da bioestruvita, ela é formada por bactérias heterotróficas acumuladoras de nutrientes (Colston *et al.*, 2022).

Na literatura ainda não existe um consenso sobre o(s) motivo(s) dessa acumulação, seja um mecanismo de defesa ou acúmulo de energia pelo microrganismo (Kumari; Jagadevan, 2022; Biswas *et al.*, 2022), mas sabe-se que os principais processos são a Mineralização Induzida Biologicamente (MIB) e a Mineralização Biologicamente Controlada (MBC) (Figura 3).

Figura 3 - Ilustração dos processos de biomineralização de estruvita (a) MIB e (b) MBC.



Fonte: adaptado e traduzido de Leng e Soares (2021b).

A maioria dos cristais de bioestruvita são obtidos via MIB, referido como nucleação extracelular. Nesse processo ocorre a interação entre os íons extracelulares (fosfato e magnésio) e os produtos metabólicos (pH, compostos de nitrogênio e gás carbônico), que vão reagir formando o mineral sobre a superfície do microrganismo (Leng e Soares, 2021a; Leng e Soares, 2021b).

Por falta de controle celular, o MIB sofre alta influência do microambiente, ocasionando na heterogeneidade de tamanho, morfologia e mineralogia dos cristais. Grande parte dos microrganismos envolvidos são gram-positivos, os quais possuem uma camada externa espessa de peptidoglicano que permite a acumulação de cristais ao redor da célula (Simões *et al.*, 2018; Leng e Soares, 2021a; Leng e Soares, 2021b).

No MCB, a nucleação ocorre em estruturas funcionais intracelulares, citoplasma ou vesículas lipídicas, com o papel de regularizar a entrada de íons específicos, que possibilita a formação de biominerais com maior reprodutibilidade e homogeneidade (Leng e Soares, 2021a; Leng e Soares, 2021b).

No momento, a produção de bioestruvita tem sido testada somente em escala laboratorial, precisando entender as condições ótimas para a síntese dos biominerais, dado que

as bactérias mineralizadoras possuem um crescimento lento e os mecanismos de produção ainda não são totalmente compreendidos (Soares *et al.*, 2014).

3.2.1 Parâmetros de Produção

Os mecanismos bioquímicos de mineralização são processos complexos que dependem de vários fatores, tais como: microrganismos (por exemplo: *Brevibacterium antiquum*, *Bacillus pumilus*, *Myxococcus xanthus*, *Myxococcus xanthu*, *Halobacterium salinarum* e *Enterobacter cloacae*), substratos, tempo de cultivo, pH, entre outros (Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros operacionais de produção de bioestrúvita.

Substratos	Nutrientes (mg/L)	Bactérias	Operação	Tempo de Cultivo	pH	Fontes
Licor de desidratação de lodo	882 NH ₄ -N 33 PO ₄ -P 55 Mg ²⁺	<i>B. antiquum</i>	Reator em batelada	8 dias	7,9	Simões <i>et al.</i> 2018
Licor de desidratação de lodo	797 NH ₄ -N 37 PO ₄ -P 50 Mg ²⁺	<i>B. antiquum</i> <i>B. pumilus</i> <i>H. salinarum</i>	Frasco de sacrifício	10 dias	7,85	Simões <i>et al.</i> 2017
Licor de desidratação de lodo	889 NH ₄ -N 49 PO ₄ -P 19 Mg ²⁺	<i>B. antiquum</i>	Reator em batelada	4 dias	7,7	Simões <i>et al.</i> 2020
Águas residuais sedimentadas	70 NH ₄ -N 7 PO ₄ -P 23 Mg ²⁺	<i>M. xanthus</i> <i>B. pumilus</i> <i>H. salinarum</i> <i>B. antiquum</i>	Reator em batelada	3 dias e precipitação em 10 dias	-	Soares <i>et al.</i> 2014
Licor de desidratação de lodo	629 NH ₄ -N 30 PO ₄ -P 39 Mg ²⁺	<i>M. xanthus</i> <i>B. pumilus</i> <i>H. salinarum</i>	Reator em batelada	3 dias e precipitação entre 5 e 7 dias	-	Soares <i>et al.</i> 2014
Meio sintético	-	<i>B. antiquum</i> <i>E. cloacae</i> <i>B. pumilus</i>	Reator em batelada	7 dias com cristalização em 3, 5 e 7 dias.	7,8	Kumari e Jagadevan, 2022
Licor de desidratação de lodo	1.350 NH ₄ -N 54 PO ₄ -P 21 Mg ²⁺	<i>B. antiquum</i>	Reator em batelada	3 dias	8,3	Colston <i>et al.</i> 2022

Fonte: adaptado de Silva *et al.* (2021).

Uma gama de bactérias do solo e da água conseguem mineralizar a estruvita, porém as mais relevantes são *B. pumilus* com formação extracelular e *B. antiquum* com formação intracelular que crescem em diferentes meios (Soares *et al.*, 2014).

Em especial, a produção *in vitro* de estruvita por *B. pumilus* é reportada desde 1991 por Nelson, Struble e Mccarth. Trata-se de uma espécie natural do solo com propriedades fungicidas, gram-positiva, anaeróbia facultativa e formadora de endósporos. Seu cultivo exige um pH de 5,7-8, temperatura de 30-35°C e acetato como uma das fontes de carbono, por exemplo (Simões *et al.*, 2018; Leng *et al.*, 2019; Bilgrami; Khan, 2022).

O crescimento dessas bactérias ocorre em 3 dias de incubação e a cristalização entre 5 e 7 em licores de centrifugação de desidratação de lodo ou meio sintético, e 10 dias em águas residuárias sedimentadas. Em combinação com biocatalisador, precipitam entre 2 e 3 dias em licores de desidratação de lodo (Soares *et al.*, 2014; Simões *et al.*, 2017; Colston *et al.*, 2022).

Embora uma variedade de águas residuárias tenham sido testadas para precipitação físico-química de estruvita, os principais estudos de produção biológica ainda se restringem a utilização de licores de desidratação de lodo (Soares *et al.*, 2014; Simões *et al.*, 2017; Simões *et al.*, 2018; Simões *et al.*, 2020) e meios sintéticos (Lin; Bassin; Van Loosdrecht, 2021; Colston *et al.*, 2022).

A procedência da água residuária influencia nos valores de pH que possui uma relação direta com a precipitação dos cristais (Omar *et al.*, 2015). Nos estudos de Simões *et al.* (2017), todas as bactérias permaneceram viáveis em faixa de pH 5,7 a 9,1 e produziram estruvita entre pH 7,3 a 8,3, com recuperação máxima de P em pH 7,8. Portanto, deve-se evitar valores de pH acima de 8,3, pois dificultam a diferenciação entre a produção via físico-química da biomineralização (Simões *et al.*, 2018) e favorecem a competição com outros íons precipitantes (Pratt *et al.*, 2012).

3.2.2 Uso de Águas Residuárias

Foi realizado um levantamento de 15 efluentes que são fontes potenciais de N e P (Tabela 2), sendo 13 efluentes com registro de produção de estruvita e dois sem registro (efluentes da indústria de produção de pesticidas e processamento de borracha). Dos 13 com registro, dois (água residuária do processamento de batata pós-tratamento anaeróbio e a água residuária de bovino) tiveram influência de microrganismos na cristalização.

Tabela 2 - Composição das águas residuárias investigadas.

Origem	Tipo	pH	DQO	NH ₃ NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Mg ²⁺	Referência
Indústria de pesticidas	Bruto	2,58	13.710	1.560,5	880	-	Goodwin <i>et al.</i> 2017
Indústria de fertilizantes	Bruto	2,53	-	21	685,23	1.178	Ouchah <i>et al.</i> 2013
Indústria de bebidas	Bruto	-	-	-	415	-	Foletto <i>et al.</i> 2013
Indústria de semicondutores	Bruto	5,82	332,5	188,85	226,4	1,7	Ryu <i>et al.</i> 2012; Warmadewanthi e Liu, 2008
Bovinocultura	Digerido	7,8	-	500	300 ¹	-	Uludag-Demirel <i>et al.</i> 2005
Suinocultura	Digerido	7,6	3.950	695	125	21	Huang <i>et al.</i> 2014
Indústria de processamento de batata	Digerido	7,41	-	432	99	48	Desmidt <i>et al.</i> 2012
Indústria de coque	Bruto	9,3	3.548	3.500	56	31	Kumar e Pal, 2013
Indústria de processamento de borracha	Bruto	5,7	2.834	94	48	-	Shruthi <i>et al.</i> 2012
Lixiviado de compostagem	Digerido	8,2	-	217	36	84	Inácio <i>et al.</i> 2022

Tabela 2 - Composição das águas residuárias investigadas (continuação).

Origem	Tipo	pH	DQO	NH ₃ NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	Mg ²⁺	Referência
Digestão anaeróbia de melação	Digerido	-	3.240	1.400	24	21,4	Türker e Çelen, 2007
Lavanderia	Bruto	9,3	-	5,3	23,7	-	Perwitasari <i>et al.</i> 2022
Indústria de panificação	Tratada	6,2	15.848	206	6,6	30,7	Altinbas <i>et al.</i> 2002
Indústria de curtimento	Bruto	7,3	4.150	200	4,1	-	Tunay <i>et al.</i> 1997
Indústria de processamento de alcalóides do ópio	Tratada	5,2	31.379	132	1,9	29,2	Altinbas <i>et al.</i> 2002

Fonte: A autora (2023).

Legenda: Fósforo total¹.

Os efluentes da indústria de produção de pesticidas possuem uma gama de contaminantes (NH₃; PO₄³⁻; ácido 2,4-diclorfenoxiacético; ácido 4-(2,4-diclorfenox) propiônico; 4-(2,4-diclorfenox) ácido butírico; 2,4-diclorofenol; 2,4,6-triclorofenol; 4-clorotortocresol; ácido 4-cloro-2-metil fenoxiacético; ácido 4-(4-cloro-2-metilfenoxi) butírico; e ácido 2-(4-cloro-2-metilfenoxi) propiônico) que podem ser removidos por processos biológicos, já que os métodos convencionais (coagulação, filtração, filtros de gotejamento, lodo ativado convencional) não tratam adequadamente os pesticidas (Goodwin *et al.*, 2017). A indústria de processamento de borracha é outro segmento que produz efluente fosfatado passível de biodegradação (Shruthi *et al.*, 2012).

Por influência biológica, Desmidt *et al.* (2012) empregaram efluente anaeróbio da indústria processadora de batata para cristalização ureolítica de estruvita e alcançaram uma remoção de 83% do PO₄³⁻ em Mg:N:P de 3:1:11,4 e pH 8. Enquanto, Uludag-Demirer, Demirer e Chen (2005) operaram dois reatores de batelada contínua (R1 - monofásico, R2 - bifásico) com objetivo de produzir estruvita por intervenção da digestão anaeróbia do estercos

de vaca, e perceberam que a eficiência de remoção de NH_4^+ ultrapassa 95% quando Mg:N era igual 2,2 e pH 8,5.

Através de métodos físico-químicos, autores como Ouchah *et al.* (2013) tiveram o interesse de recuperar PO_4^{3-} na forma de estruvita utilizando efluente da indústria de fertilizante com excesso de P e Mg e obtiveram um aproveitamento de 99,21% quando N:P era igual 2 e pH 9. Foletto *et al.* (2013) avaliaram a síntese de estruvita a partir da bebida de cola envelhecida como fonte de P e chegaram a uma remoção de 97% de PO_4^{3-} com Mg:N:P de 1 e pH 9,5. Warmadewanthi e Liu (2008) produziram estruvita usando efluente da indústria de semicondutores e atingiram uma remoção de 92,5% de PO_4^{3-} com Mg:N:P de 2,5:15:1 e pH 9. Em consonância, Ryu *et al.* (2012) comprovaram que a estruvita proveniente da água residuária de semicondutores poderia ser utilizada como fertilizante multinutriente no cultivo de repolho chinês. Perwitasari, Fauziyah e Tola (2022) retiraram 47,5% do PO_4^{3-} contido no efluente de lavanderia com Mg:N:P de 1 e pH 9.

Os estudos a seguir removeram compostos de N de águas residuárias na forma de estruvita a partir de processo físico-químicos. Türker e Çelen (2007) inicialmente removeram 92% do NH_3 presente no efluente industrial de melaço anaeróbio com Mg:N:P de 1,2:1:1,2 e pH 8,5; e finalizaram com uma eficiência de 77% em razão da escassez de nutrientes. Kumar e Pal (2013) que coletaram efluente bruto da usina de coque para recuperar NH_4^+ em estruvita e com auxílio do composto central de superfície obtiveram uma recuperação de 95% com Mg:N:P de 1,6:1:1 e pH 9,1. Altinbas, Ozturk e Aydin (2002) testaram a precipitação de estruvita nos efluentes tratados biologicamente das indústrias de panificação e de alcalóides do ópio, em que o balanço de massa em NH_4^+ mostrou uma recuperação de 90% para ambos os efluentes em Mg:N:P de 1 e pH 9,2.

Huang *et al.* (2014) aproveitaram a água residuária de saponificação de MgO como fonte de Mg na precipitação estruvita em efluente da suinocultura, essa combinação rendeu uma remoção de 95% de N- NH_3 do efluente de suinocultura com Mg:N:P de 1,3:1:1,2 e pH 9. Tunay *et al.* (1997) precipitaram estruvita no efluente de curtimento de couro saturado por N nas seguintes condições: a primeira foi o efluente bruto simulado ($\text{MgCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; NaH_2PO_4 ; NH_4Cl) com redução de 87,6% de NH_3 e 78,4% de PO_4^{3-} em Mg:N:P de 1 e pH 8,5; e a segunda foi a combinação de efluentes tratados com redução de 75% de NH_3 e 49,4% de PO_4^{3-} em Mg:N:P 1,1:1:1, pH 9,5 e dose adicional de $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Inácio *et al.* (2022) decidiram recuperar estruvita do lixiviado de compostagem de cama de cavalo e sobras de hortaliças, mas em função do excesso de potássio (P) acabou promovendo a formação concomitante de K-estruvita e NH_4 -estruvita em Mg:N:P de 1 e pH de 8, 9 e 10.

Dos 15 efluentes, sete efluentes tiveram pH abaixo de 5,7 ou acima de 8, condição adversa para o cultivo da *B. pumilus*. O efluente de curtimento de couro foi o único a alcançar uma concentração final de 1,0 mg P/L, contudo o tratamento recebido não foi o mais eficiente, pois a concentração inicial de P era a mais baixa. Quanto a remoção de N, somente o efluente de ópio conseguiria obedecer ao padrão do CONAMA 430/2011, ou seja, 20,0 mg NH₃/L.

3.2.3 Fontes Alternativas de Magnésio

O fornecimento de Mg é indispensável para produção de estruvita, seja por processo abiótico ou biótico. As águas residuárias tendem a ser deficientes em Mg e, muitas vezes são adicionados sais de cloreto de magnésio (MgCl₂), sulfato de magnésio (MgSO₄) ou óxido de magnésio (MgO). Esses reagentes químicos são amplamente empregados na produção de estruvita devido sua alta reatividade e pureza. No entanto, os custos associados à utilização desses produtos chegam a corresponder 75% dos custos totais da produção de estruvita (Türker; Çelen, 2006; Kataki *et al.*, 2016; Mamakoa *et al.*, 2019; Zhaoa *et al.*, 2019). Com isso, várias substâncias alternativas serão avaliadas em busca de fontes sustentáveis e acessíveis de Mg (Tabela 3).

Tabela 3 - Fontes alternativas de magnésio.

Fontes	Componentes	Mg (mg/L)
Água residuária de saponificação de MgO	MgO	6.500
Magnesita	MgCO ₃	940,00
Magnésia	MgO	766,00
Magnesita decomposta	MgO	676,70
Cinza de madeira	MgO	34,20
<i>Bittern</i>	MgCl ₂	26,61
Água do mar	MgCl ₂	10,1

Fonte: Ahmaruzzaman (2010), Huang *et al.*, (2014) e Kataki *et al.* (2016).

As águas residuárias de saponificação de MgO são derivadas do processo de saponificação de elementos extratores de terras raras. A reutilização de 1 m³ desse efluente reduz cerca de 12,4% do custo de precipitação de estruvita (Huang *et al.*, 2014).

Magnesita é um mineral natural pouco solúvel em água que pode ser aplicado na forma bruta e, quando calcinada, dá origem a magnésia. A magnésia decomposta é um óxido mais solúvel e reativo do que a magnésia. As cinzas de madeira são recursos acessíveis, mas o alto teor de metais pesados compromete a qualidade do fertilizante (Sakthivel *et al.*, 2012; Kataki *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Mamakoa *et al.*, 2019).

O *bittern* é uma salmoura concentrada da indústria de sal marinho, corresponde ao sobrenadante resultante da terceira lagoa de evaporação da água do mar, especificamente, obtido na última etapa de cristalização do cloreto de sódio. Essa solução possui 20 vezes mais Mg do que a água do mar e tem sido frequentemente mencionada nos estudos de viabilidade de produção de estruvita (Kataki *et al.* 2016; Wang *et al.*, 2017; Bradford-Hartke; Razmjou; Gregory, 2021).

Determinadas espécies iônicas são capazes de reduzir a pureza da estruvita, dado que os íons divalentes (Ca, Mn, Fe, Zn, Cu, Co e Cd) podem competir com o Mg e os monovalentes (K) com a NH₃ (Castro, 2014; Bradford-Hartke; Razmjou; Gregory, 2021). A água do mar consiste numa fonte abundante de sais, logo a presença de íons interferentes leva a formação de outros compostos ou impactos no tempo de indução, ou na morfologia dos cristais de estruvita (Kataki *et al.*, 2016).

O Brasil possui uma extensa zona costeira e, especificamente, no Estado do Rio Grande do Norte está instalada a salina da maior produtora de sal marinho, a Salinor, que escoia 95% do sal nacional. As soluções salinas são constituídas de substâncias solúveis (MgCl₂), dentre elas o *bittern* mostrou resultados de recuperação de P equivalentes aos dos reagentes comerciais. As fontes de MgO são alcalinas, contudo, são necessárias altas dosagens para a precipitação de estruvita devido à baixa solubilidade (Sakthivel *et al.*, 2012; Kataki *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Mamakoa *et al.*, 2019).

3.2.4 Técnicas de Análise Mineralógica

Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) consiste na representação de elementos microestruturais de um objeto e tem como princípio de funcionamento a emissão de um feixe de elétrons sobre uma superfície metálica, que ao ser refletido produz uma imagem de alta

resolução da amostra (Callister e Rethwisch, 2012).

O MEV permite observar as características morfológicas dos cristais de estruvita, entretanto por se tratar de um isolante, as partículas de estruvita devem ser revestidas por uma fina camada metálica para que haja o fluxo de elétrons na superfície do sistema (Teles; Andreani; Valadares, 2021; Vieira *et al.*, 2021).

Espectrometria de Energia Dispersiva de Raio X (EDS) é uma análise complementar do MEV, que realiza uma avaliação qualitativa e semiquantitativa da composição elementar dos cristais de estruvita. O detector EDS tem a função de identificar a energia dos raios X emitidos pelas amostras e compará-la com energia característica liberada pelos elementos químicos (Vieira *et al.*, 2021).

Difração de Raios X (DRX) é uma técnica utilizada para determinar a estrutura cristalina dos materiais, a qual permite comprovar a formação de cristais de estruvita através dos princípios da Lei de Bragg (Callister e Rethwisch, 2012). Nela os precipitados coletados são identificados comparando os valores das distâncias interplanares e das intensidades dos picos do difratograma da amostra a um modelo padrão de estruvita, obtido de um banco de dados cristalográficos (Castro, 2014).

3.3 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

A Resolução 54/2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, descreve as águas residuárias como esgotos, águas descartadas, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não. A utilização dessas águas permite redução da descarga de poluentes em corpos receptores e os custos decorrentes da poluição, contribuindo assim para a proteção do meio ambiente e da saúde pública (Brasil, 2005).

A Resolução 430/2011 altera e completa a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. O Artigo 3º estabelece que “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições diretrizes definidas no Artigo 16º da Seção II” (Brasil, 2011). Essa Resolução não preconiza mais parâmetros de lançamento para P, um dos motivos seria a escassez de tecnologias ambientalmente adequadas e economicamente viáveis de recuperação de nutrientes (BRASIL, 2011).

Os órgãos estaduais e municipais podem desenvolver suas próprias legislações ambientais, desde que sejam mais rigorosas do que a legislação federal (Morais e Santos, 2019). Em Pernambuco, a Lei 9.860/1986, deixa a cargo da Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH) a fixação de lançamento de P em mananciais com tendência à eutrofização acelerada. No Estado do Rio Grande do Sul, a Resolução 355/2017, do Conselho do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul (CONSEMA) determina que fontes poluidoras com vazão igual ou maior a 10.000 m³/dia descarreguem no máximo 1,0 mg P/L.

Quanto menor for o fluxo de água nos corpos hídricos, maior será a exigência sanitária devido à baixa velocidade de autodepuração e, conseqüentemente, a alta suscetibilidade de eutrofização. Logo, os efluentes lançados não devem alterar as características de qualidade dispostas na classe de enquadramento do corpo receptor (BRASIL, 2011). Desta maneira, a concentração crítica de P nas classes de águas devem ser respeitadas, podendo ser consultadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Concentração máxima de fósforo em classes de enquadramento de águas doces.

Parâmetro	Águas doces			Condição
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	
Fósforo total (mg/L)	0,02-0,025	0,030-0,050	0,05-0,075	lêntico
	0,025-0,1	0,050	0,075-0,15	lótico

Fonte: Brasil (2005).

As águas residuárias transportam inúmeros materiais poluentes, como N e P que em altas concentrações e em variadas formas são os principais responsáveis pela eutrofização dos corpos hídricos. Os efluentes de natureza industrial fazem parte de uma categoria que concentram compostos refratários (solvente orgânico, ácidos, bases, sais, metais pesados e entre outros), o qual é vetado qualquer tipo de diluição (ABNT, 1987; Goodwin *et al.*, 2017). Dessa maneira, a precipitação de estruvita não só corrobora no controle da poluição, favorecendo o descarte seguro dos resíduos (Kataki *et al.*, 2016), mas contribui na agricultura sustentável por meio da reciclagem de nutrientes do esgoto sanitário.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO DO AMBIENTE EXPERIMENTAL

Os experimentos foram conduzidos nos Laboratórios de Saneamento Ambiental (LSA) e de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), *campus* Sede.

As análises mineralógicas foram realizadas nos Laboratórios de Geologia Sedimentar e Ambiental (LAGESE) da UFPE (*campus* Sede), onde foi efetuado o MEV com EDS, e no Laboratório de Química da UFPE (*campus* Caruaru), onde foi realizado o DRX.

4.2 MICRORGANISMO EMPREGADO

Bacillus pumilus, Meyer & Gottheil (ATCC 14884, CCT 3115), adquirido do banco de cepas da Fundação André Tosello.

4.3 MATÉRIA-PRIMA PARA A PRODUÇÃO DE BIOESTRUVITA

A Tabela 5 apresenta a formulação completa do meio de cultura sólido, que teve o pH estabilizado em 7.

Tabela 5 - Componentes do meio de cultura com ágar.

Componentes	Concentração (g/L)
Extrato de carne	3,0
Peptona	5,0
Ágar	15,0

Fonte: Difco & BBL Manual (2009).

Duas águas residuárias foram selecionadas para simulação, uma delas é o efluente industrial do processamento de batata, pós-tratamento anaeróbio, que vem sendo produzida pela instituição AVIKO e utilizada pelas empresas Paques BV e OVIVO para precipitação abiótica de estruvita através da tecnologia PHOSPAQ™¹.

A AVIKO é uma multinacional do ramo de processamento de batata que produz águas residuárias com uma poluição equivalente a uma população de 160.000 pessoas, e mesmo passando por tratamento anaeróbio os resíduos de DQO, NH_4^+ , PO_4^+ provocam prejuízos de descarga acima de 1,5 milhões de euros anualmente (OVIVO, 2021).

Para fins de comparação, também reproduziu a urina humana hidrolisada que é um recurso ilimitado e muito rico em sais minerais (Zeng *et al.*, 2018), bastante usada na recuperação comercial de estruvita físico-química (Kataki *et al.*, 2016).

Foi adotado uma razão molar Mg:N:P de 1,3:1:1 (Tabela 6), considerando que o íon Mg^{2+} é um fator limitante (Zeng *et al.*, 2018; Simões *et al.*, 2020). Ambos efluentes foram reproduzidos usando os mesmos reagentes químicos, adicionando 1 mL de solução de micronutrientes, enquanto aos macronutrientes estes estavam contidos nos reagentes de preparo.

Tabela 6 - Componentes dos efluentes simulados.

	Compostos	Efluente de batata	Urina humana
Íons constituintes (mg/L)	NH_4^+	300,0	724,5
	PO_4^{3-}	40,0	202,3
	Mg^{2+}	52,0	263,0
Solução de macronutrientes (mg/L)	CH_3COONa	720,0	720,0
	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	406,0	2.668,0
	NH_4Cl	891,5	2.153,0
	K_2HPO_4	28,23	185,5
	KH_2HPO_4	22,05	144,9

¹ PHOSPAQ™ é uma marca registrada da Paques BV.

Tabela 6 - Componentes dos efluentes simulados (continuação).

	Composto	Efluente de batata	Urina humana
Solução de micronutrientes (mg/L)	H ₃ BO ₃	50,0	50,0
	ZnCl ₂	50,0	50,0
	CuCl ₂	30,0	30,0
	MnSO ₄ .H ₂ O	50,0	50,0
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	50,0	50,0
	CoCl ₂	50,0	50,0
	NiCl ₂	50,0	50,0

Fonte: Lin, Bassin e Van Loosdrecht (2012), Huang *et al.* (2015) e Simões *et al.* (2018).

4.4 TESTE DE BANCADA

A ativação do microrganismo aconteceu em meio ATCC 3 com ágar em placa Petri por 4 dias. As placas foram seladas com Parafilm para evitar a desidratação do meio e contaminações. Amostras foram retiradas para o preparo do pré-inóculo e outra parcela para preservação da cultura por armazenamento criogênico (-80°C) inclinado em solução de glicerol.

A propagação microbiana se iniciou com o preparo da pré-inoculação que consistiu na adição de 1 cm² do microrganismo cultivado em 15 mL de ATCC 3 líquido, a solução final foi homogeneizada e mantida a 30°C sob agitação de 100 rpm (Mesa Agitadora Orbital NT145 – Novatecnica[®]) por 4 dias.

Os efluentes sintéticos foram inoculados aerobiamente na proporção 10% v/v em frascos de sacrifícios com intervalo de 0, 3, 5, 7 e 10 dias. Os ensaios de 0, 3, 5 e 7 dias de incubação foram conduzidos em duplicatas, em que cada reator de 100 mL (frasco de penicilina) recebeu 4,5 mL de inóculo e 40,5 mL de efluente sintético para avaliação do cultivo. Em oposição, os ensaios de 10 dias foram preparados em triplicata e em reatores de 500 mL (erlenmeyer) com volume reacional de 200 mL devido à necessidade de um alto

volume para a determinação dos cristais. Houve testes de controle para todos os ensaios de incubação.

Os precipitados foram recuperados dos reatores de 10 dias por filtração a vácuo em membranas de fibra de vidro (1,2 µL), os quais foram desidratados progressivamente via álcool etílico (em concentrações de 50, 70, 80, 90, 95 até 99,75%) e secos em estufa a 37°C. Os cristais secos foram raspados das membranas e depositados em lâminas de vidro e, então, distribuídos para as análises mineralógicas.

A água ultrapura (Milli-Q®) foi aplicada em diluição de amostras, tara e limpeza de utensílios. As soluções e vidrarias foram esterilizadas a 121°C, por 20 minutos. Os reatores foram fechados com uma tampa estéril de algodão hidrofóbico, gazes de algodão e fita indicadora de esterilização.

4.5 ANÁLISES FÍSICOS-QUÍMICAS

As alterações no perfil de crescimento foram estimuladas por registro da Densidade Óptica (OD) a 660 nm utilizando espectrofotômetro (Spectroquant® Prove 300 – MERCK®) com amostras diluídas em 1:5. O pH das soluções foi medido com um pHmetro de bancada (Simpla PH140 – AKSO®). As concentrações de íons (NH_4^+ , PO_4^{3-} e Mg^{2+}) foram analisadas por cromatografia de íons (Dionex™ ICS 2100 – Thermo Scientific™). O consumo de acetato foi determinado por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE/HPLC) (Prominence CBM 20A – Shimadzu™, detector RID). A formação de estruvita foi estimada por análise de sólidos a partir da metodologia estabelecida no APHA (2023), especificamente, pela concentração de Sólidos Suspensos Fixos (SSF).

4.6 ANÁLISES MINERALÓGICAS

A morfologia e a composição dos precipitados foram examinadas por intermédio do Microscópio Eletrônico de Varredura de Alta Resolução conectado ao detector de Espectroscopia de Raios X de Energia Dispersiva, aparelho Phenom XL G2™ – Thermo Fisher Scientific™, do LAGESE.

A estrutura cristalina dos sólidos foi identificada por Difração de Raios X (DRX – MiniFlex da Rigaku), no Laboratório de Química da UFPE (*campus* Caruaru). As condições usadas para coletar o difratograma foram geradas a 40 kV e 15 mA, radiação CuK α (1,5418 Å) e varredura na região 2 θ (variando de 10-70° por 2°/min), segundo os estudos de Yuan *et al.* (2021). Os difratogramas das amostras tiveram seus picos comparados aos picos do difratograma do banco de dados cristalográficos *Inorganic Crystal Structure Database* (ICSD), n° 112808. A compatibilidade foi avaliada com auxílio do software Origin® 9.0, considerando no mínimo três picos intensos semelhantes ao padrão para constatar a formação de estruvita.

4.7 PARÂMETROS CINÉTICOS

Os parâmetros cinéticos (acetato, magnésio, amônio e fosfato) foram determinados por método de integração mediante a equação matemática de primeira ordem simplificada (Equação 2), conforme Motteran *et al.* (2016), e analisados usando software Origin® 9.0, considerando satisfatório modelos com coeficientes de determinação (R²) acima de 0,8.

$$C = Cr + (Ci - Cr)^{(-k*t)} \quad (2)$$

onde:

C = percentual de concentração de acetato, magnésio, amônio ou fosfato (%);

Cr = percentual de concentração residual de acetato, magnésio, amônio ou fosfato (%);

Ci = percentual de concentração inicial de acetato, magnésio, amônio ou fosfato (%);

k = constante de decaimento (h⁻¹);

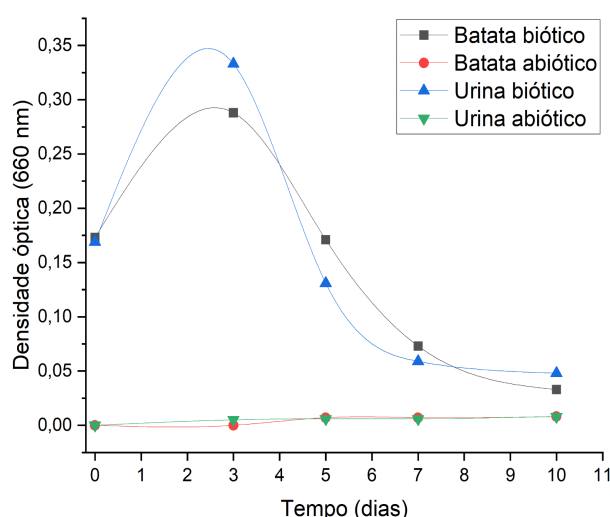
t = tempo (h).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O crescimento da *B. pumilus* ocorreu dentro de 3 dias após o início das incubações (Figura 4), semelhante aos relatos de Leng *et al.* (2019) e Leng e Soares (2021a).

A velocidade máxima de crescimento microbiano foi dada em OD, na ordem de 0,0016 OD_(660 nm)/h para o efluente sintético de batata e 0,0023 OD_(660 nm)/h para urina sintética, ambos valores superiores aos apresentados por Soares *et al.* (2014) com águas residuárias sedimentares e licores de centrifugação de desidratação de lodo em 650 nm.

Figura 4 - Crescimento microbiano nos efluentes simulados.



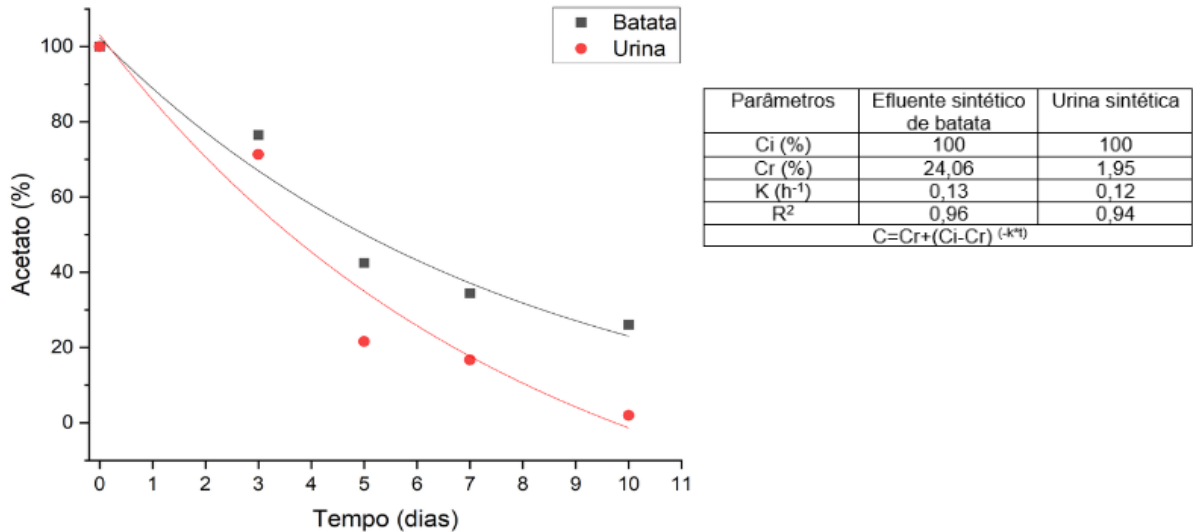
Fonte: A autora (2023).

Tal qual os resultados de OD, o consumo de acetato foi maior na incubação da urina sintética (98%) do que no efluente sintético de batata (78%), possivelmente devido à maior concentração de nutrientes essenciais (Figura 5). Em termos de concentração de DQO, considerando que o acetato é a única fonte de carbono nos meios, houve uma remoção de 306 mg/L para o efluente sintético de batata e 383 mg/L para a urina sintética (Leng e Soares, 2021b).

Embora a degradação da matéria orgânica tenha sido 20% maior na urina sintética, o resultado do efluente sintético de batata foi superior aos resultados obtidos na literatura: 20-27% Leng, Colston e Soares (2020); 48-68% Leng e Soares (2021a); e 46-50% Leng e

Soares (2023).

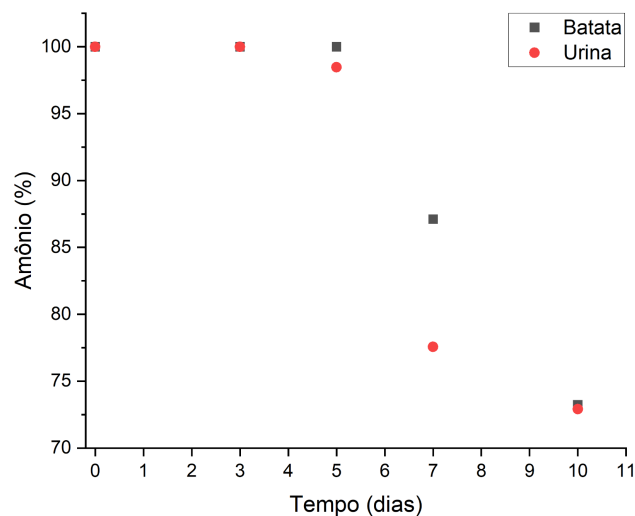
Figura 5 - Percentual de acetato residual nos efluentes simulados.



Fonte: A autora (2023).

A concentração de NH_4^+ nos efluentes sintéticos começou a reduzir após 3 dias de incubação (Figura 6), resultando numa remoção final de 27% de NH_4^+ nos dois efluentes sintéticos. Diante de condições semelhantes, Soares *et al.* (2014) reduziu 57-81% de NH_4^+ das correntes de esgotos sanitários em 10 dias.

Figura 6 - Percentual de amônio residual nos efluentes simulados.

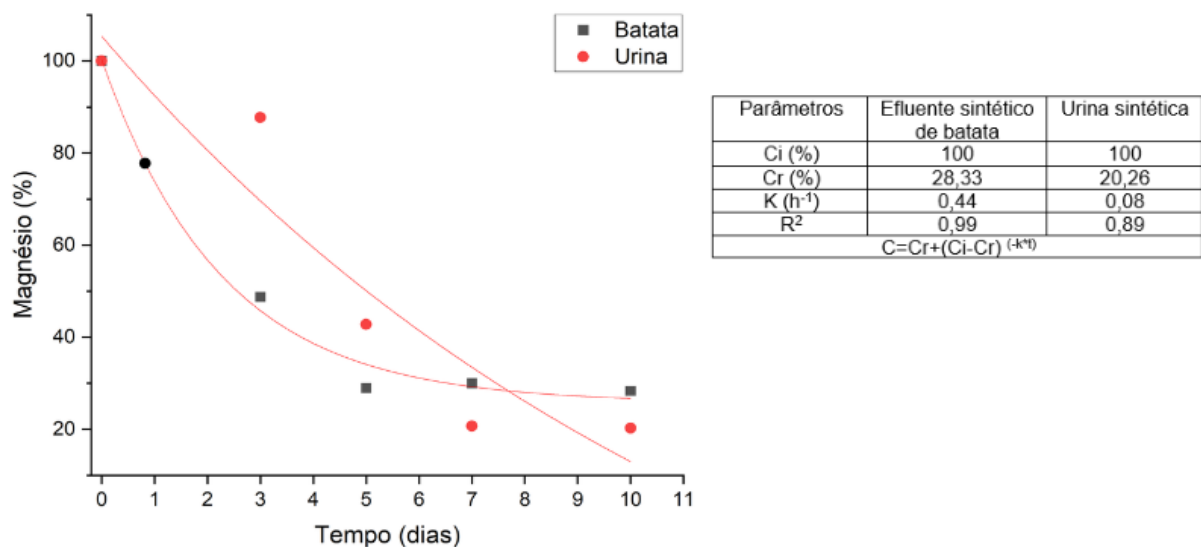


Fonte: A autora (2023).

A incubação da solução sintética de urina reduziu cerca de 86% do PO_4^{3-} e 80% do Mg^{+2} , resultados superiores aos obtidos com efluente de batata, que teve eficiências de 65% para PO_4^{3-} e 72% para Mg^{+2} (Figura 7 e Figura 8). Além disso, a eficiência de remoção de PO_4^{3-} na urina foi 6% superior à tecnologia PHOSPAQ™, a qual se restringe a uma entrada mínima de 50 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ (Paques, 2012). Ademais, o gráfico de remoção de PO_4^{3-} da urina hidrolisada mostrou uma tendência de continuação, mas provavelmente devido ao esgotamento de acetato e Mg^{+2} , ele não se prolongou.

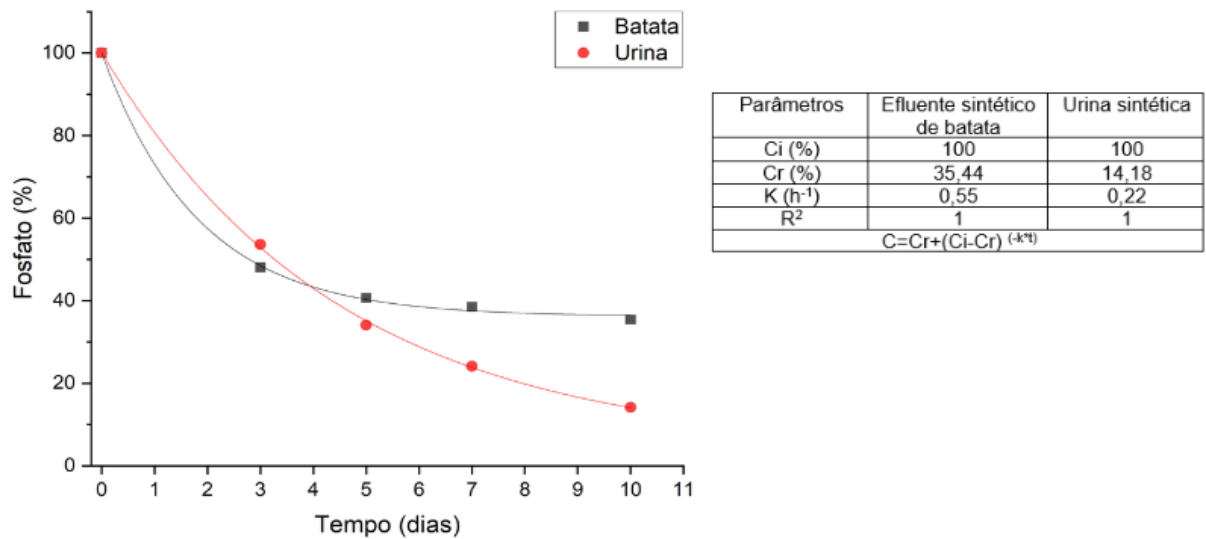
Uma breve investigação na literatura mostra os seguintes percentuais de remoção de PO_4^{3-} e Mg^{+2} na precipitação de bioestrúvita por *B.pumilus*: 73-93% de PO_4^{3-} e 52-60% de Mg^{+2} em 10 dias (Soares *et al.*, 2014); 55-76% de PO_4^{3-} e 92-98% de Mg^{+2} em 5 dias (Leng; Colston; Soares, 2019); 75% de PO_4^{3-} durante 8 dias (Leng; Soares, 2021b); 65% de PO_4^{3-} e 96% de Mg^{+2} em 4 dias (Leng; Soares, 2021b); e 92% de PO_4^{3-} durante 2-4 dias (Kumari; Jagadevan, 2022). Percebe-se que os dados experimentais da incubação da urina sintética foram semelhantes com os resultados encontrados na literatura para PO_4^{3-} e Mg^{+2} em diferentes períodos de cultivo.

Figura 7 - Percentual de magnésio residual nos efluentes simulados.



Fonte: A autora (2023).

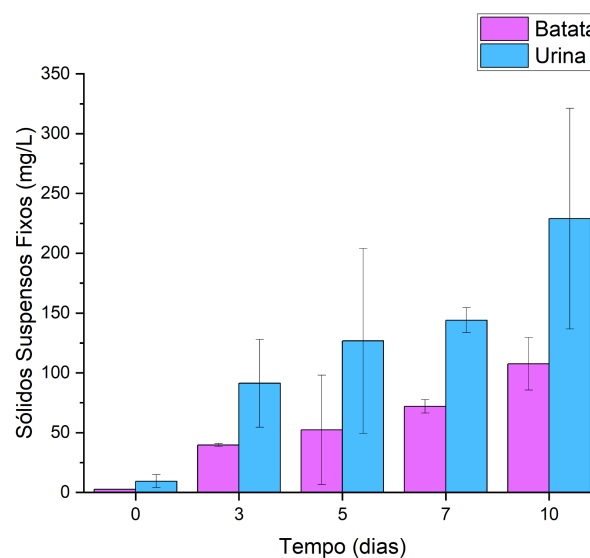
Figura 8 - Percentual de fosfato residual nos efluentes simulados.



Fonte: A autora (2023).

Verificou-se, nos resultados de SSF precipitações ainda nas fases iniciais de incubação (Figura 9), ficando visíveis após o 5º dia de incubação e tendo um acúmulo final de 107,54 mg SSF/L no efluente sintético de batata e 288,88 mg SSF/L na urina sintética. No mesmo intervalo de incubação, Simões *et al.* (2018) produziram 196 mg SSF/L em licores de desidratação de lodo.

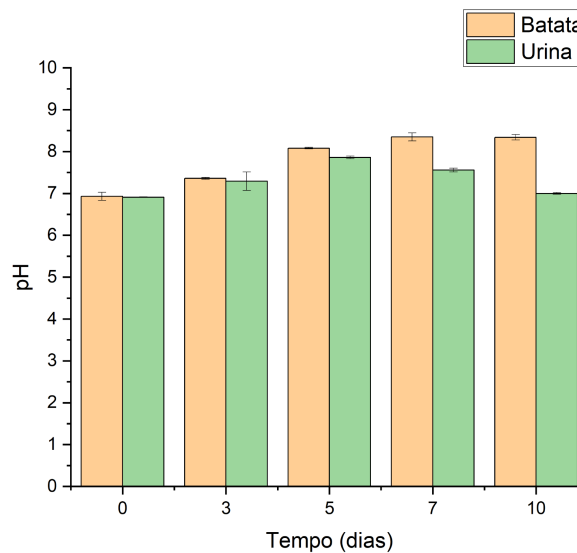
Figura 9 - Concentração de SSF nos efluentes simulados.



Fonte: A autora (2023).

Durante todo o período de cultivo, os valores de pH permaneceram abaixo de 8,4 (Figura 10), condição não favorável à produção físico-química de estruvita (Simões *et al.*, 2018). O outro fato que corrobora com a hipótese de produção predominantemente biológica é que nenhum reator abiótico produziu cristais.

Figura 10 - pH dos efluentes simulados.

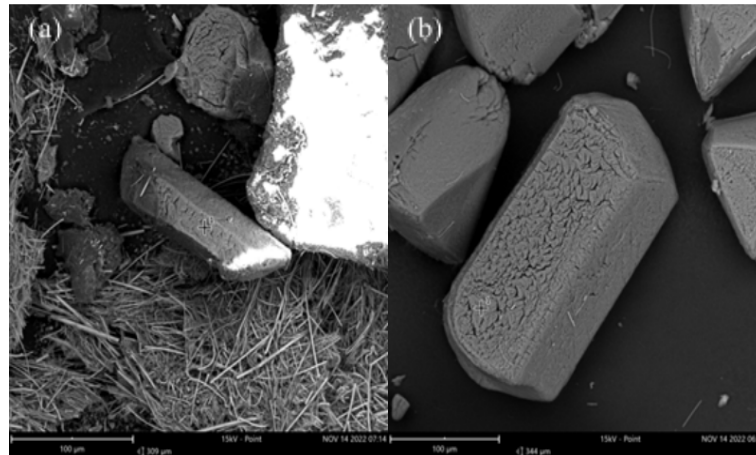


Fonte: A autora (2023).

As análises de MEV e EDS permitiram identificar minerais com estrutura ortorrômbica (Figura 11) e composição química (Figura 12) compatíveis aos dos cristais de estruvita (Kumari e Jagadevan, 2022; Leng e Soares, 2023).

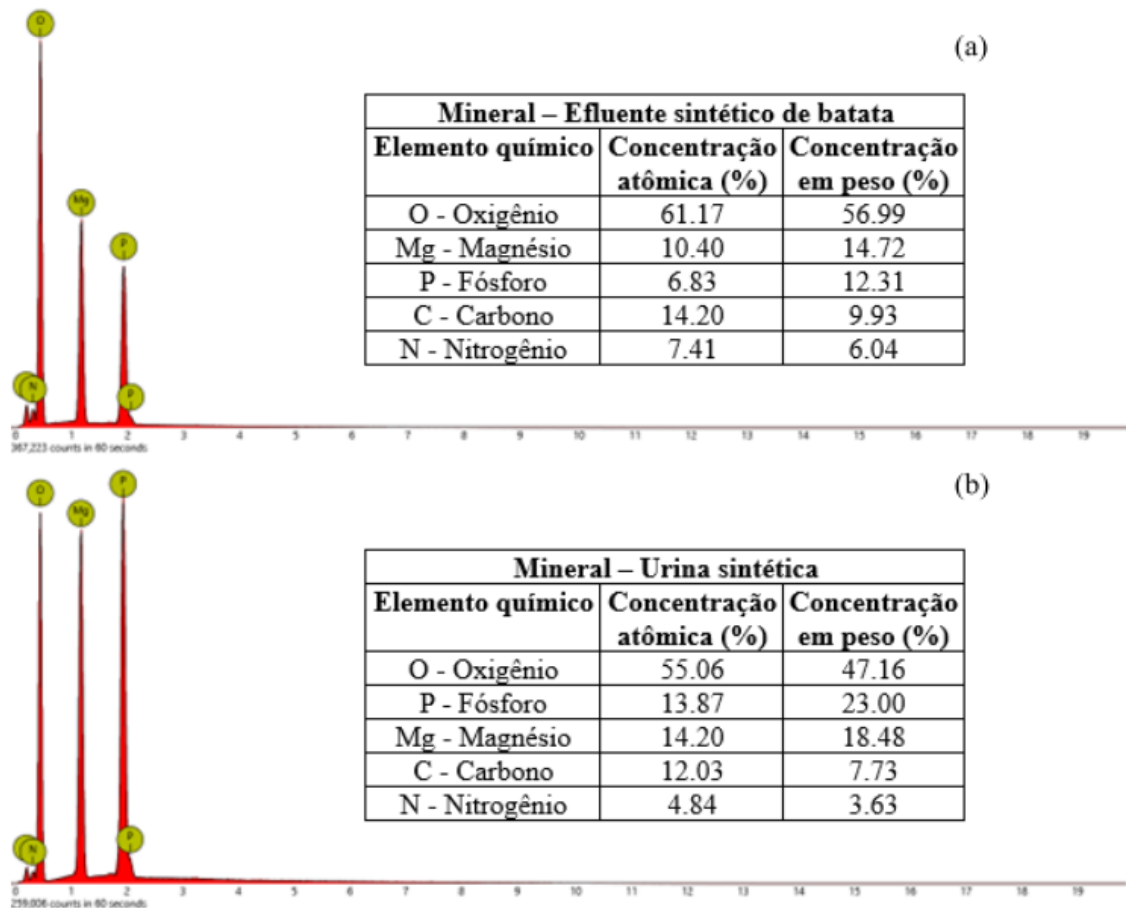
O uso de estruvita como fertilizante de liberação lenta depende da sua granulometria; partículas com mais de 89 μ m tendem a possibilitar uma maior absorção de P pelas plantas (González *et al.*, 2021). Nas imagens de MEV, verificou-se partículas de 114-309 μ m para o efluente sintético de batata e 233-344 μ m para a urina sintética, ambas com características de atendimento ao regulamento de fertilizantes inorgânicos proposto por *Fertilizers Working Group* (ESPP, 2015).

Figura 11 - Fotos de MEV (a) efluente sintético de batata (b) urina sintética.



Fonte: A autora (2023).

Figura 12 - Resultados de EDS (a) urina sintética (b) efluente sintético de batata.



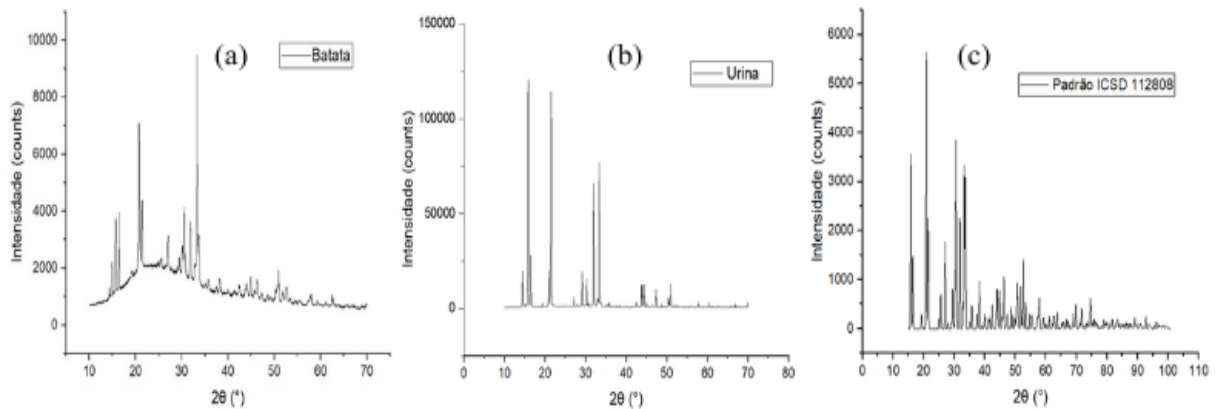
Fonte: A autora (2023).

Os resultados de DRX mostraram que os difratogramas das amostras (Figura 13) apresentaram perfis de picos semelhantes aos da carta padrão de estruvita (ICSD n.º 112808). O cristal adquirido da incubação da urina sintética exibiu 14 picos característicos a 2θ (em $15,8^\circ$; $16,4^\circ$; $20,9^\circ$; $21,4^\circ$; $27,0^\circ$; $29,5^\circ$; $30,2^\circ$; $31,9^\circ$; $33,3^\circ$; $43,9^\circ$; $44,8^\circ$; $46,3^\circ$; $50,6^\circ$ e

57,8°), ou seja, três picos a mais do que o efluente sintético de batata (em 15,8°; 16,4°; 20,9°; 21,4°; 27,0°; 29,5°; 30,2°; 30,6°; 31,8°; 33,3° e 33,6°).

Esse aumento de pico deve-se à menor impregnação dos cristais da urina sintética na membrana de fibra de vidro, tendo em vista que a interação desses materiais pode levar a alterações indesejáveis no difratograma promovidas pela difusão dos raios X. A quantidade de picos constata a formação de estruvita e a intensidade sugere a formação de minerais bem cristalizados (Luo *et al.*, 2018).

Figura 13 - Resultados de DRX (a) difratograma do efluente sintético de batata (b) difratograma da urina sintética (c) difratograma padrão.



Fonte: A autora (2023).

6 CONCLUSÕES

- É possível produzir estruvita por via biológica a partir de diferentes águas residuárias sintéticas, tendo a formação dos cristais constatada por análises mineralógicas.
- Os maiores resultados foram provenientes da incubação da urina sintética que apresentou o melhor desempenho microbiano, permitindo uma remoção de 27% de NH_4^+ , 87% de PO_4^{3-} e 80% de Mg^{+2} .
- Quanto à incubação do efluente sintético de batata, evidentemente, percebe-se que o desenvolvimento microbiano foi comprometido, provavelmente, pela limitação de macronutrientes, visto que, fora isto, os meios foram formulados e submetidos às mesmas condições.
- Ambos os efluentes sintéticos produziram cristais puros de estruvita e com composição propícia para aplicação agrícola.

7 RECOMENDAÇÕES

- Combinações de efluentes para alcançar as exigências de substrato pelos microrganismos.
- Diminuir o intervalo de tempo das análises de OD, passando de dias para horas, a fim de acompanhar o desenvolvimento microbiano durante o período de cultivo.
- Aumentar a concentração de acetato e magnésio nas próximas simulações de efluentes, em virtude do rápido consumo pelos microrganismos.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9800: Critérios para Lançamento de Efluentes Líquidos no Sistema Coletor Público de Esgoto Sanitário**. São Paulo, abr. 1987.
- ADUAN, R. E.; VILELA, M. F.; REIS, F. B. J. **Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta**. 2004. 25 p.
- ALTINBAS, M.; OZTURK, I.; AYDIN, A. F. Ammonia recovery from high strength agro industry effluents. **Water science and technology**, v. 45, n. 12, p. 189-196, 2002.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, 2017. Disponível em: atlasesgotos.ana.gov.br. Acesso em: 30 mar. 2023.
- APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Stand. Methods 541, 2012.
- BENITES, V. M. A importância da pesquisa na avaliação da eficiência das tecnologias em fertilizantes fosfatados no Brasil. **Boletim Informativo da SBCS**, Rio verde-GO, 2015.
- BISWAS, J. K. *et al.* Harnessing biofertilizer from human urine via chemogenic and biogenic routes: Synthesis, characterization and agronomic application. **Environmental Technology & Innovation**, v. 25, p. 102152, 2022.
- BOOKER, N. A.; PRIESTLEY, A. J.; FRASER, I. H. Struvite formation in wastewater treatment plants: opportunities for nutrient recovery. **Environmental technology**, v. 20, n. 7, p. 777-782, 1999.
- BRADFORD-HARTKE, Z.; RAZMJOU, A.; GREGORY, L. Factors affecting phosphorus recovery as struvite: effects of alternative magnesium sources. **Desalination**, v. 504, p. 114949, 2021.
- BRASIL. Agência Nacional de Saúde Suplementar. **Resolução Normativa nº 54**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 mar. 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357**. Diário Oficial da União, DF, 17 de março de 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430**. Diário Oficial da União, DF, 13 de maio de 2011.
- CALLISTER, W. D.; RETHWISCH, D. G. **Ciência e Engenharia de Materiais: Uma introdução**. 8ª Ed. 2012.
- CASTRO, S. R. **Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

CHEN, H. *et al.* Sustainable nutrient recovery from synthetic urine by Donnan dialysis with tubular ion-exchange membranes. **Chemical Engineering Journal**, v. 460, p. 141625, 2023.

COLSTON, R. E. *et al.* A New Technology for Nutrient Removal and Recovery Using Bio-mineral Forming Bacteria in a Biocatalyst. **Loughborough University**, 2022.

DE VRIES, S.C. *et al.* Economic feasibility and climate benefits of using struvite from the Netherlands as a phosphate (P) fertilizer in West Africa. **Wageningen Research** , 2017.

DESMIDT, E. *et al.* Evaluation and thermodynamic calculation of ureolytic magnesium ammonium phosphate precipitation from UASB effluent at pilot scale. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 11, p. 1954-1962, 2012.

DOYLE, J. D.; Parsons, S. A. Struvite formation, control and recovery. Struvite formation, control and recovery. **Water Research**, v. 36, n. 16, p. 3925-3940, 2002.

ESPP. **Proposed E.U., fertiliser regulation criteria for recovered struvite**. 2015. Disponível em: <https://phosphorusplatform.eu/images/download/ESPPstruviteFRcriteriaproposalsent24-4-15.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2022.

FOLETTI, E. L. *et al.* Production of struvite from beverage waste as phosphorus source. **Materials Research**, 16, 242-245, 2013.

GOODWIN, L. *et al.* Treatment Options for Reclaiming Wastewater Produced by the Pesticide Industry. **Int J Water Wastewater Treat**, v. 4, n. 1, 2017.

GRIFFITH, D. P. Struvite stones. **Kidney international**, v. 13, n. 5, p. 372-382, 1978.

HAO, X. *et al.* Looking beyond struvite for P-recovery. 2013.

HUANG, H. *et al.* Treatment of swine wastewater combined with MgO-saponification wastewater by struvite precipitation technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 254, p. 418-425, 2014.

HUANG, W. *et al.* Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, vol. 179, p. 187 – 192. 2015.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/30/84366?ano=2017>. Acesso em: 20 de abr. de 2023.

KABBE, C.; RINCK-PFEIFFER, S. Global compendium on phosphorus recovery from sewage/sludge/ash. **Global Water Research Coalition**, v. 71, 2019.

KATAKI, S. *et al.* 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, 2016.

KUMAR, R.; PAL, P. Turning hazardous waste into value-added products: production and characterization of struvite from ammoniacal waste with new approaches. **Journal of cleaner production**, v. 43, p. 59-70, 2013.

KUMARI, S.; JAGADEVAN, S. Phosphorus recovery from municipal wastewater through struvite biomineralization using model gram-negative and gram-positive bacterial strains. **Journal of Cleaner Production**, v. 366, 2022.

LE CORRE, K. S. *et al.* Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 6, p. 433-477, 2009.

LENG, Y.; COLSTON, R.; SOARES, A. Understanding the biochemical characteristics of struvite bio-mineralising microorganisms and their future in nutrient recovery. **Chemosphere**, vol. 247, artigo n. 125799. 2020.

LENG, Y.; SOARES, A. Microbial phosphorus removal and recovery by struvite biomineralisation in comparison to chemical struvite precipitation in municipal wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, vol. 11, artigo n. 109208. 2023.

LENG, Y.; SOARES, A. The mechanisms of struvite biomineralization in municipal wastewater. **Chemosphere**, vol. 799, artigo n. 149261. 2021a.

LENG, Y.; SOARES, A. Understanding the mechanisms of biological struvite biomineralization. **Chemosphere**, vol. 281, artigo n. 130986. 2021b.

LIN, Y. M.; BASSIN, J. P.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. The contribution of exopolysaccharides induced struvites accumulation to ammonium adsorption in aerobic granular sludge. **Water Research**, v. 46, p. 986 - 992, 2012.

MAMAKOA, E. *et al.* Sources of magnesium used in the synthesis of struvite from wastewater: A review. In: **Proceedings of the 17th Johannesburg International Conference on Science, Engineering, Technology & Waste Management (SETWM-19), Johannesburg, South Africa**. 2019. p. 18-19.

MANZOOR, M. A. *et al.* Investigation on growth and morphology of in vitro generated struvite crystals. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, 17, 566-570, 2019.

MINERALOGICAL SOCIETY OF AMERICA. Handbook of Mineralogy, vol. 4. 2000. Disponível em: <https://handbookofmineralogy.org>. Acesso em: 25 de mar. de 2023.

MME - Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Balanco Mineral Brasileiro 2001**. Brasília: DNPM, 2001.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. 2019.

MOTTERAN, F. *et al.* Kinetics of methane production and biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate from laundry wastewater. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 51, n. 14, p. 1288-1302, 2016.

NELSON, B.; STRUBLE, J.; MCCARTHY, G. In vitro production of struvite by *Bacillus pumilus*. **Canadian journal of microbiology**, v. 37, n. 12, p. 978-983, 1991.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. Fundamentos de ecologia. tradução da 5 edição americana. **São Paulo, São Paulo: Thompson**, 2007.

OMAR, N. B. *et al.* Effects of pH and phosphate on the production of struvite by *Myxococcus xanthus*. **Geomicrobiology Journal**, v. 12, n. 2, p. 81-90, 1994.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Disponível em: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável | As Nações Unidas no Brasil. Acesso em: 2 ago. 2023.

OUCHAH, L. *et al.* Essays of phosphorus recovery into struvite from fertilizer industry effluents. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 13-15, p. 2886-2892, 2014.

OVIVO. STW OLBURGEN / AVIKO POTATO PROCESSING: PHOSPAQ™ AND AnammoPAQ™. **Boletim Informativo**. 2021.

PAQUES BV. **Waterstromen - Aviko: Producción de fertilizantes a partir de las aguas residuales de procesamiento de patatas**, 2012. Disponível em: <https://en.paques.nl/news/news/waterstromen-aviko-es/2>. Acesso em: 20 de jul. de 2023.

PARSONS, S. A.; SMITH, J. A. Phosphorus removal and recovery from municipal wastewaters. **Elements**, v. 4, n. 2, p. 109-112, 2008.

PERWITASARI, D. S.; FAUZIYAH, N. A.; TOLA, P. S. Synthesis of Struvite Crystal ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) from Laundry Waste to Consider its Potential as a Plant Fertilizer: Stirring and Processing Temperature Effect. **The Journal of Pure and Applied Chemistry Research**, v. 11, n. 3, p. 200-206, 2022.

PRATT, C. *et al.* Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. **Current opinion in Biotechnology**, v. 23, n. 6, p. 890-896, 2012.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 16, p. 3539-3539, 2011.

RYU, H. D. *et al.* Evaluation of struvite obtained from semiconductor wastewater as a fertilizer in cultivating Chinese cabbage. **Journal of hazardous materials**, v. 221, p. 248-255, 2012.

SAERENS, B.; GEERTS, S.; WEEMAES, M. Phosphorus recovery as struvite from digested sludge—experience from the full scale. **Journal of environmental management**, v. 280, p. 111743, 2021.

SAKTHIVEL, S. R.; TILLEY, E.; UDERT, K. M. Wood ash as a magnesium source for phosphorus recovery from source-separated urine. **Science of the total environment**, v. 419,

p. 68-75, 2012.

SALINOR. **A Empresa**. 2023. Disponível em: <https://www.salinor.com.br/a-empresa/>. Acesso em: 10 mar. 2023.

SÃO PAULO. CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Tipos de águas**, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/>. Acesso em: 12 mar. 2023.

SHANMUGAM, S. R.; ADHIKARI, S.; SHAKYA, R. Nutrient removal and energy production from aqueous phase of bio-oil generated via hydrothermal liquefaction of algae. **Bioresource technology**, v. 230, p. 43-48, 2017.

SHRUTHI, S. *et al.* Bioremediation of rubber processing industry effluent by *Pseudomonas* sp. **International Journal of Research in Environmental Science and Technology**, v. 2, n. 2, p. 27-30, 2012.

SHU, L. *et al.* An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. **Bioresource technology**, v. 97, n. 17, p. 2211-2216, 2006.

SIMÕES, F.; VALE, P.; STEPHENSON, T.; SOARES, A. Understanding the growth of the bio-struvite production *Brevibacterium antiquum* in sludge liquors. **Environmental Technology**, v. 39 (17), p. 2278 - 2287. 2017.

SIMÕES, L. *et al.* Predicting the potential of sludge dewatering liquors to recover nutrients as struvite biominerals. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 3, p. 100052, 2020.

SIMÕES, L.; VALE, P.; STEPHENSON, T.; SOARES, A. The role of pH on the biological struvite production in digested sludge dewatering liquors. **Scientific Reports**, article 8, n. 7225, 2018.

SINHA, A. *et al.* Microbial mineralization of struvite: A promising process to overcome phosphate sequestering crisis. **Water Research**, v. 54, p. 33 - 43. 2014.

SOARES, A. *et al.* Bio-Struvite: A new route to recover phosphorus from wastewater. **CLEAN Soil Air Water**, v. 42, n. 7, p. 994-997, 2014.

TELES, V. C.; ANDREANI, L.; VALADARES, L. F. Uso de microscopia de luz e eletrônica como técnicas de análise morfológica. **Circular Técnica 15**, 1º EDIÇÃO, 2017, 9p.

TÜNAY, O. *et al.* Ammonia removal by magnesium ammonium phosphate precipitation in industrial wastewaters. **Water Science and Technology**, 36(2-3), 225-228, 1997.

TÜRKER, M.; ÇELEN, I. Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. **Bioresource technology**, v. 98, n. 8, p. 1529-1534, 2007.

UNIÃO EUROPEIA. **Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC)**. Official Journal of the European Communities, v. L 135, 30 de maio de 1991, p. 40.

VIEIRA, M. E. M. *et al.* Espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (EDS) acoplada ao microscópio eletrônico de varredura (MEV): fundamentos e aplicações em produtos lácteos. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 10, p. e262101018622-e262101018622, 2021.

WANG, J. *et al.* Selection of cost-effective magnesium sources for fluidized struvite crystallization. **Journal of Environmental Sciences**, v. 70, p. 144-153, 2018.

WARMADEWANTHI; LIU, J. C. Recovery of phosphate and ammonium as struvite from semiconductor wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 64, n. 3, p. 368-373, 2009.

WARWICK, C.; GUERREIRO, A.; SOARES, A. Sensing and analysis of soluble phosphates in environmental samples: A review. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 41, p. 1-11, 2013.

YETILMEZSOY, K. *et al.* Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: A study of financial and economic analysis. **Journal of cleaner production**, v. 152, p. 88-102, 2017.

ZENG, F. *et al.* Struvite precipitation from anaerobic sludge supernatant and mixed fresh/stale human urine. **Chemical Engineering Journal**, v. 344, p. 254-261, 2018.

ZHAO, T. L. *et al.* Microbial mineralization of struvite: salinity effect and its implication for phosphorus removal and recovery. **Chemical Engineering Journal**, v. 358, p. 1324-1331, 2019.