



UEPB

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

CAMPUS I

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE QUÍMICA

CURSO DE QUÍMICA INDUSTRIAL

ISABELE LOPES BEZERRA

**HIDRÓLISE ALCALINA DE LODO AERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO
PARA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO**

CAMPINA GRANDE

2021

ISABELE LOPES BEZERRA

**HIDRÓLISE ALCALINA DE LODO AERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO
PARA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO**

Trabalho de Conclusão de Curso em Química Industrial da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do Título de Bacharel em Química Industrial

Área de concentração: Tratamento de águas residuárias.

Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa

CAMPINA GRANDE

2021

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

B574h Bezerra, Isabele Lopes.
Hidrólise alcalina de lodo aeróbio de esgoto sanitário para recuperação de fósforo [manuscrito] / Isabele Lopes Bezerra. - 2021.
43 p. : il. colorido.

Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Química Industrial) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2021.
"Orientação : Prof. Dr. José Tavares de Sousa , Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Lodo aeróbio. 2. Tratamento de água. 3. Esgoto. 4. Lodo ativado. 5. Meio ambiente. I. Título

21. ed. CDD 628.3

ISABELE LOPES BEZERRA

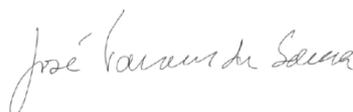
HIDRÓLISE ALCALINA DE LODO AERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO
PARA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

Trabalho de Conclusão de Curso em
Química Industrial da Universidade
Estadual da Paraíba, como requisito
parcial à obtenção do Título de Bacharel
em Química Industrial.

Área de concentração: Tratamento de
águas residuárias.

Aprovada em: 07/06/2021.

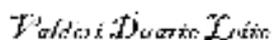
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Tavares de Sousa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Profa. Dra. Márcia Ramos Luiz (Examinadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite (Examinador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, pelo dom da sabedoria a mim concedido e por guiar meus passos até aqui.

À minha família, principalmente, aos meus pais por todo o esforço e persistência voltados para minha educação e por toda influência em minha vida.

Academicamente, minha trajetória foi marcada por grandes personalidades.

Meus sinceros agradecimentos ao professor Dr. José Tavares de Sousa por toda a paciência, orientação e conhecimento passado.

Ao mestrando, Timóteo Ferreira, no qual dividi o laboratório. Agradeço pela parceria, paciência e por todo carinho.

À banca examinadora, Dra. Márcia Ramos Luiz e ao Dr. Valderi Duarte Leite, pelo aceite e atenção para avaliação do presente trabalho.

Às minhas companheiras e queridas amigas de graduação, por deixarem tudo mais leve, Iasmyn Vasiljevic, Renata Guimarães e Ester Ramos. Passamos esses longos 5 anos juntas com muita dedicação, partilhando conhecimentos e momentos, fortalecendo uma a outra, elevando nossos padrões e cultivando uma grande amizade que será levada para vida.

E por fim, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsas e apoio financeiro ao projeto de pesquisa.

Meu profundo respeito e admiração a todos que direta ou indiretamente ajudaram em algum momento no desenvolvimento deste trabalho.

Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.

Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

O lodo biológico é um resíduo proveniente do processo de tratamento de águas residuárias e devido suas características, de elevado conteúdo de matéria orgânica e nutrientes, necessita de tratamento adequado. O trabalho teve como objetivo tratar lodo de excesso de sistemas de lodo ativado e a liberação de nutrientes, como fósforo, investigando a influência da fermentação alcalina em dois tipos de lodo: (L1) originado de um reator em bateladas sequenciais (RBS) programado para remoção biológica de fósforo, e (L2) lodo ativado convencional. L1 e L2 foram submetidos a três condições de tratamento: A: condição controle, B: fermentação alcalina de lodo pré solubilizado e C: fermentação alcalina de lodo bruto. Ao fim da fermentação e com os resultados dos parâmetros analisados, observam-se a diminuição das concentrações de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para condição B, 60% e 59% em L1 e L2, respectivamente, e para condição C, 50 e 45 %, em L1 e L2, respectivamente. Em relação ao fósforo solúvel, houve um aumento de 12 e 13 mg P-PO₄³ / mgSSV na condição B e 9,6 e 13 mg P- PO₄³ / mgSSV na condição C. Pode-se afirmar que a fermentação alcalina é uma estratégia com potencial técnico para à recuperação de nutrientes.

Palavras-Chave: Tratamento alcalino do lodo. Lodo de excesso. Nutrientes.

ABSTRACT

Biological sludge is a waste from the wastewater treatment process and due to its characteristics of high content of organic matter and nutrients, it needs adequate treatment. The work aimed to treat excess sludge and recover nutrients, such as phosphorus, investigating the influence of alkaline fermentation on two types of sludge: (L1) originated from a sequential batch reactor (RBS), and (L2) conventional activated sludge. L1 and L2 were submitted to three treatment conditions: A: control condition, B: alkaline fermentation of pre-solubilized sludge and C: alkaline fermentation of raw sludge. At the end of the fermentation and with the results of the analyzed parameters, there is a decrease in the concentrations of Volatile Suspended Solids (SSV) for condition B, 60% and 59% in L1 and L2, respectively, and for condition C, 50 and 45 %, in L1 and L2, respectively. Regarding soluble phosphorus, there was an increase of 12 and 13 mg P-PO₄³ / mgSSV in condition B and 9.6 and 13 mg P-PO₄³ / mgSSV in condition C. It can be said that alkaline fermentation is a strategy with technical potential for nutrient recovery.

Key words: Alkaline sludge treatment, excess sludge, nutrients

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema ilustrativo da estrutura do floco de lodo biológico.....	14
Figura 2 – Esquema de um sistema de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS). 10	
Figura 3 – Esquema de um Sistema de Reator em Bateladas Sequenciais programado para remoção biológica de fósforo.	12
Figura 4 – Esquema simplificado das principais características bioquímicas da remoção biológica de fósforo.....	14
Figura 5 – Fluxograma do processo de fermentação dos lodos aeróbios.	19
Figura 6 – Resultados da análise de fósforo durante o processo de fermentação. 23	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quantidade de lodo gerado em sistemas de tratamento de esgoto.	3
Tabela 2 – Relação entre a matéria carbonácea e nutrientes.	9
Tabela 3 – Revisão da literatura de pré-tratamentos químicos para lodo aeróbio..	17
Tabela 4 – Caracterização de lodos utilizados no processo de fermentação	20
Tabela 5 – Metodologias utilizadas para as análises dos parâmetros físico-químicos dos lodos utilizados.....	21
Tabela 6 – Valores iniciais e finais de DQO solúvel.	22
Tabela 7 – Frações de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) de L1 e L2 antes e após o tratamento	25
Tabela 8 – Frações de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) de L1 e L2 antes e após o tratamento.....	26

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	11
2.1 Objetivo Geral	11
2.2 Objetivos Específicos	11
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1 Sistemas de Tratamento e seu Impacto Ambiental.....	12
3.2 Lodo Ativado	14
3.3 Reator em Bateladas Sequenciais (RBS).....	18
3.3.1 <i>Remoção biológica de fósforo</i>	21
3.4 Tipos de Tratamento para o Lodo.....	23
3.5 Fermentação Alcalina	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1 Caracterização da Área Experimental	27
4.2 Tratamentos e Amostras	27
4.3 Caracterização dos Lodos	27
4.4 Experimento de Fermentação em Batelada	29
4.5 MÉTODOS UTILIZADOS	30
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
5.1 Efeitos da Fermentação nos Parâmetros Analisados	31
5.1.1 <i>Efeitos sob a Demanda Química de Oxigênio (DQO)</i>	31
5.1.2 <i>Liberação de fósforo</i>	32
5.1.3 <i>Efeitos sob Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)</i>	34
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	37
REFERÊNCIAS	38

1. INTRODUÇÃO

No tratamento de esgotos, como na maioria dos processos, tem-se a geração de resíduo, no qual é denominado de lodo. Estima-se que no Brasil, cerca de 220 mil toneladas de lodo são produzidas todos os anos, advindo do tratamento de águas residuárias domésticas (RAMOS et al., 2018).

Esse resíduo, apesar de possuir um alto potencial de contaminação ambiental, ocasionando a eutrofização, por exemplo, por consequência do excesso de fósforo – no qual se apresenta na forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico – em corpos hídricos, é matéria-prima valiosa para recuperação de nutrientes, uma vez que é composto por carboidratos (açúcares simples e polissacarídeos), proteínas e lipídeos (GHERGHEL et al., 2019).

De acordo com os mesmos autores, com essa recuperação o conceito de uma economia circular é amplamente visado e implantado e com isso, as melhores condições de tratamento para esse lodo, no qual é constantemente gerado em quantidade substancial são implementadas.

As medidas de tratamento para o gerenciamento desses resíduos devem conjugar custos mínimos de implantação e operação, índices baixos de mecanização e sustentabilidade do sistema bem como promover a recuperação e a utilização dos subprodutos gerados (LUNA et al., 2019).

A fermentação de lodos é uma das alternativas de tratamento para esse resíduo, na qual poderia produzir uma grande quantidade de orgânicos biodegradáveis, incluindo Ácidos Graxos Voláteis (AGV's) e nutrientes como nitrogênio e fósforo (LIN et al 2017).

Estudos mais recentes acoplam a fermentação como uma alternativa de tratamento que consiste em um pré-tratamento, podendo ser de origem ácida ou alcalina, física ou com a utilização de enzimas, juntamente com um controle de pH.

Nos últimos anos, a fermentação alcalina vem sendo cada vez mais estudada, pois o ambiente alcalino promove a destruição dos flocos de lodo e liberação de matéria orgânica solúvel, assim como favorece o desenvolvimento de organismos acetogênicos, proporcionando um acúmulo de AGVs (ZHAO et al.,

2018) e favorecendo, a liberação de nutrientes, como fósforo (CHEN et al., 2019). Recentemente, foi também reportado que a fermentação de lodo aeróbio de excesso, em pH alcalino (pH 10), favorece a solubilização desse resíduo (LIU et al., 2018).

Sendo assim, o intuito e o objetivo deste trabalho, propõe como método de tratamento a fermentação alcalina do lodo de excesso dos sistemas de lodos ativados com um pré-tratamento químico alcalino, a fim de aumentar a hidrólise do lodo, recuperar nutrientes e melhorar a sua biodegradabilidade.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a hidrólise alcalina no processo de recuperação de fosfato em lodo aeróbio de esgoto sanitário.

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar os tipos de lodo estudados;
- Investigar a influência da fermentação alcalina e do pré-tratamento nos parâmetros físico-químicos, como na Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV);
- Investigar a disponibilização de fósforo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistemas de Tratamento e seu Impacto Ambiental

A produção de esgoto cresce proporcionalmente ao crescimento populacional e como característica intrínseca de seu tratamento é gerada uma alta quantidade de lodo. Segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006), considera-se que os lodos de esgoto, correspondem a uma fonte em potencial de riscos à saúde pública e ao meio ambiente e potencializam a proliferação de vetores, moléstias e organismos nocivos.

Durante o tratamento de esgotos, os lodos gerados são classificados de acordo com a fase nos quais foram originados, ou seja, o lodo primário é originado do decantador primário; o secundário provém de processos de conversão biológica e o terciário é resultante de um processo químico ou biológico (LUNA, 2017).

Em 1994, Van Haandel e Lettinga, classificam como “lodo de excesso” os sólidos nos quais são acumulados no sistema, que devem ser retirados e descartados dos reatores com certa frequência. Esse lodo de excesso é constituído de uma mistura de sólidos orgânicos e inorgânicos (LUNA, 2017).

A Tabela 1 apresenta a quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto mais aplicados atualmente.

Tabela 1 – Quantidade de lodo gerado em sistemas de tratamento de esgoto.

Sistemas de Tratamento	Volume de Lodo produzido (L/hab.dia)
Lagoas Facultativas	0,05 - 0,15
Lagoa Aeróbia Facultativa	0,08 – 0,22
Lagoa Anaeróbia	0,10 – 0,30
Reator UASB	0,20 - 0,60
Filtro Biológico de Alta Carga	1,40 – 5,20
Lodos Ativados Convencional	3,10 - 8,20
Aeração Prolongada	3,30 – 5,60

Fonte: Metcalf e Eddy (2003); Luna (2017).

Observa-se que dentre eles, o sistema de lodo ativado convencional é o que produz uma maior quantidade desse resíduo, no qual necessita de um tratamento adequado.

Esses resíduos possuem quantidades consideráveis de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo. O tratamento inadequado desses lodos e o lançamento de despejos ricos em recursos em um corpo d'água pode acarretar a quebra da homeostase da comunidade aquática (SEVIOUR et al., 2003).

Esse processo é conhecido como eutrofização e é um dos problemas ambientais mais recorrentes nos recursos hídricos. Esse fenômeno pode ocorrer naturalmente, por decorrência de alguns ambientes aquáticos lânticos (designação dada aos ecossistemas aquáticos caracterizados por águas paradas ou de baixo fluxo, tais como lagos, lagoas, poças e reservatórios), porém é um processo lento e o ecossistema se mantém em equilíbrio. A eutrofização causada pela deposição de efluentes e resíduos sólidos ocorre de maneira rápida e interrompe ciclos químicos e biológicos, causando total degradação daquele recurso.

A eutrofização é causada, principalmente, pela presença de compostos de fósforo no meio líquido. Apesar do fósforo ser essencial à vida aquática e ser elemento participante da estrutura molecular fundamental do metabolismo celular (ESTEVES, 1998), quando depositado em grandes quantidades em ecossistemas aquáticos, servem como nutrientes para o metabolismo de algas, causando a proliferação destas, principalmente, na superfície dos corpos hídricos.

A formação de algas pelo processo de eutrofização ocasiona dois problemas ambientais que possuem uma alta relevância. O primeiro é resultado da capacidade das algas, principalmente dos gêneros *Cylindrospermopsis* e *Lyngbya*, de regular a sua flotabilidade, acarretando um acúmulo considerável de biomassa na superfície da coluna d'água, impedindo a transferência de luz para o interior do reservatório. Com isso, diminui o oxigênio dissolvido naquele ecossistema e consequentemente a biodiversidade também diminui.

O segundo é consequência da propriedade de tais algas produzirem toxinas. De acordo com Codd (1995) as cianobactérias podem liberar toxinas hepatotóxicas, neurotóxicas e causar reações alérgicas ao ser humano, além de provocar desequilíbrios nos ecossistemas estuários, provocando, na maioria dos casos, a morte daquele ambiente (PINTO-COELHO et al., 1994; SILVA, 2016).

Realizar o tratamento de esgotos sanitários e dos seus resíduos visa uma redução no teor de impurezas, em conformidade com as regras e critérios definidos pelas autoridades regulamentadoras, de tal modo que os produtos e subprodutos finais possam ser reutilizados ou devolvidos de forma adequada ao meio ambiente sem causar um desequilíbrio natural do meio.

Diante dos tratamentos existentes, os sistemas de lodo ativado e o Reator Sequencial em Bateladas (RBS) se destacam e são, dentre os sistemas de tratamento de esgoto, os maiores produtores de lodo excedente. Sendo assim, faz-se necessário um tratamento para esse resíduo, visando uma melhoria na remoção de componentes, como fósforo e nitrogênio, nos quais são vistos como nutrientes.

3.2 Lodo Ativado

Em 1914, Lockett e Ardern, descobriram o sistema de lodo ativado, a partir da aeração de águas residuárias municipais, que tinham como resultado a remoção de matéria orgânica, enquanto que, simultaneamente, ocorria a formação de flocos macroscópicos de microrganismos, nos quais poderiam ser separados da fase líquida por meio de uma simples decantação, obtendo-se assim, o lodo biológico (Figura 1) (MENDONÇA, 2002).

Figura 1 – Esquema ilustrativo da estrutura do floco de lodo biológico



Fonte: Rosa; Bazzanella (2013).

Quando esse lodo é destinado a outra batelada de água residuária, o processo de remoção da matéria orgânica é mais rápido, ocorrendo também o crescimento adicional de sólidos biológicos. Com isso, diante dessa capacidade de

remover a matéria orgânica de maneira mais acelerada, o lodo ficou conhecido como lodo ativado (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Jordão e Pessôa (1995), observaram que os flocos cresciam a partir de bactérias zoogleias e acumulado por consequência da formação prévia de outros flocos. Porém, Malta (2011) mostra que em um meio de cultura, como o esgoto, inúmeras outras bactérias podem participar da formação dos flocos de lodo.

Esse lodo é constituído de uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos e contém uma quantidade de fósforo e nitrogênio, os quais se encontram, principalmente, na forma de material proteico. Conhecido também como biossólido, o lodo contém consideráveis micronutrientes indispensáveis para as plantas como B (Boro), Cl (Cloro), Cu (Cobre), Fe (Ferro), Mn (Manganês), Mo (Molibdênio) e Zn (Zinco), que em altas concentrações podem ser tóxicos (FRØLUND et al., 1996; WILÉN et al., 2008).

De acordo com os mesmos autores, entre 5 e 20% da matéria orgânica presente no floco são devido às células bacterianas, o restante é composto pelo que se chama de substâncias poliméricas extracelulares (*Extracellular Polymeric Substances* ou EPS).

As EPS são substâncias que possuem alto peso molecular e se acumulam na superfície das células formando assim, uma camada protetora que também serve como reserva de energia. Essa camada é constituída por carboidratos e proteínas secretadas por microrganismos, bem como por produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas (SHENG et al., 2010).

Os flocos biológicos necessitam de uma grande quantidade de oxigênio e com isso, aplica-se o processo de aeração, por meio de aeradores, nos tanques de aeração, onde ocorre as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica e também de nutrientes, como fósforo e nitrogênio. Durante essa aeração, o lodo fica em contato com o esgoto afluente em uma agitação constante, evitando assim a deposição desses flocos e conseqüentemente, a morte dos microrganismos presentes naquele sistema por ausência de oxigênio (HENRIQUE et al., 2010).

Além do processo de aeração, outra fase importante no sistema de lodos ativados são os decantadores, nos quais ocorre a sedimentação e o armazenamento dos sólidos. Quando o lodo ativado é separado da fase líquida, parte dele é descartado e outra volta para o sistema, por bombeamento, para

manter a concentração de biomassa, garantindo a eficiência e o equilíbrio do processo (HENRIQUE et al., 2010).

De acordo com os mesmos autores, a biomassa, na forma de flocos biológicos em suspensão, está constituída de bactérias heterotróficas aeróbias, autotróficas nitrificantes, heterotróficas desnitrificantes, filamentosas e protozoários aderidos a uma matriz de polissacarídeos.

Esse lodo descartado, no qual chama-se de lodo de excesso, pode seguir para corpos hídricos, contribuindo para a poluição e até mesmo a morte desse recurso, ou é submetido a algum método de tratamento para recuperação dos nutrientes presentes no lodo.

Em relação ao dimensionamento e a operação do sistema de lodo ativado, alguns parâmetros devem ser levados em consideração, assim como, de acordo com Von Sperling (1997):

- Tempo de retenção celular ou idade de lodo: no qual define o tempo de permanência de uma célula microbiana no interior do reator. É expresso a partir da Equação (1).

$$\text{Idade do lodo} = \frac{\text{massa de sólidos no sistema}}{\text{massa de sólidos produzida por unidade de tempo}} \quad (1)$$

Geralmente, a idade do lodo para o sistema convencional de lodo ativado é entre 4 e 10 dias.

- Carga Orgânica Aplicada: é a quantidade de DBO ou DQO que é aplicada no tanque de aeração por dia. Esse parâmetro é expresso em kgDBO ou DQO/m³.d, variando entre 0,3 e 3,0 kgDBO /m³.d (METCALF; EDDY, 2003).
- Produção de sólidos: é a produção bruta de biomassa na qual pode ser expressa como:

— Assimilação do substrato: o crescimento é proporcional à quantidade de alimento disponível para o metabolismo, podendo ser expressa de acordo com a Equação (2).

$$\text{Taxa de Crescimento} = Y \times \text{taxa de remoção de substrato} \quad (2)$$

Em que Y é o coeficiente de produção celular determinado pela relação entre massa de Sólidos Suspensos Voláteis produzidos (SSV)

e massa de DBO removida. Situam-se entre 0,5 e 0,7 gSSV/gDBO₅ removida.

Taxa bruta de formação de sólidos no reator pode ser expressa através do produto entre o coeficiente de produção celular e taxa de substrato utilizado, representada na Equação (3) (GEHLING, 2017).

$$\left(\frac{dX_v}{dt}\right)_B = Y \cdot \frac{dS}{dt} \quad (3)$$

Em que $\frac{dS}{dt}$ é a taxa de utilização de substrato (mgDBO.L⁻¹.d⁻¹)

A taxa líquida de produção de sólidos pode ser expressa através da Equação (4) (GEHLING, 2017).

$$\left(\frac{dX_v}{dt}\right)_L = Y \cdot \frac{dS}{dt} - K_d X_v \quad (4)$$

— Equação de Monod possibilita expressar a produção de sólidos em função da concentração de biomassa e concentração de substrato em um determinado instante. A velocidade de crescimento é dada pela Equação (5).

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{K_s + S} \quad (5)$$

Em que $\mu_{m\acute{a}x}$ é a velocidade de crescimento específico máxima (d⁻¹); S é a concentração de substrato (gDBO₅/m³); K_s é a constante de meia saturação, definida como a concentração do substrato para a qual $\mu = \mu_{m\acute{a}x}/2$ (gDBO₅/m³).

Geralmente, para lodos ativados, os valores de $\mu_{m\acute{a}x} = 1,5 - 5,0$ d⁻¹ e para K_s = 25 – 100 mgDBO₅/L (METCALF; EDDY, 2003).

- Demanda de Oxigênio: no interior do reator, a concentração deve ser mantida em função da demanda do processo biológico. Os valores de demanda de oxigênio para lodos ativados convencionais é cerca de 1,5 kgO₂/kgDBO₅ afluyente e para sistemas de aeração prolongada o valor de 2,5 kgO₂/kgDBO₅.
- Requisitos de Nutrientes: para uma boa eficiência na remoção da matéria orgânica do sistema de lodos ativados, a relação entre matéria carbonácea e outros nutrientes (como fósforo e nitrogênio) é muito importante. Em geral, os esgotos de origem doméstica atendem esses requisitos.

Tabela 2 – Relação entre a matéria carbonácea e nutrientes.

Lodo ativado	Relação entre nutrientes		
	DBO ₅	P	N
Aeração prolongada	100	0,5 – 0,6	2,6 – 3.2
Convencional	100	0,9 – 1.2	4,3 – 5,6

Fonte: Von Sperling (1997)

3.3 Reator em Bateladas Sequenciais (RBS)

Em 1923, Arden e Lockett, desenvolveram uma variação do sistema de lodo ativado, conhecido como método de enchimento, aeração, sedimentação e esvaziamento, no mesmo tanque.

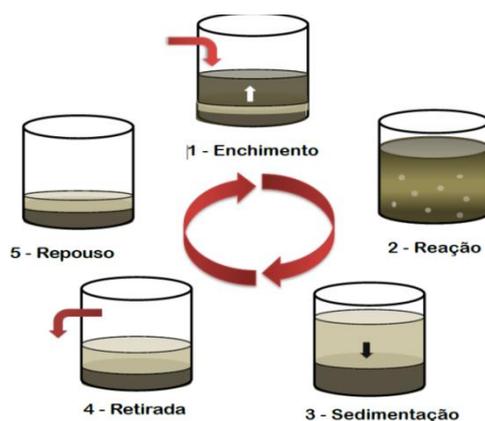
O Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) é um sistema biológico de tratamento, constituído por um ou mais reatores, onde se realiza em uma mesma unidade a remoção de material carbonáceo, remoção de nutrientes e separação sólido-líquido através da sedimentação (VON SPERLING, 2002).

Uma das vantagens desse sistema é a flexibilidade, podendo ter seu funcionamento em ciclos adaptados:

- As necessidades dos níveis de eficiência de tratamento
- Em função da vazão de esgotos e da carga orgânica afluenta.
- Ao consumo de energia.

As fases do Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) são divididas em cinco fases e estão esquematizadas na Figura 2.

Figura 2 – Esquema de um sistema de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS).



Fonte: Wagner (2015).

Na fase de enchimento (1): o tanque é alimentado por água residuária até o nível determinado pela operação. Nessa fase os aeradores podem ser ligados ou permanecerem desligados.

A segunda fase: é a reação biológica (2), na qual ocorre o fornecimento do oxigênio por meio dos aeradores. Esse oxigênio é necessário para que ocorra as reações biológicas de consumo de matéria orgânica e à transformação do nitrogênio amoniacal. Quando o objetivo do tratamento é a nitrificação, seguida da desnitrificação, a aeração deve ser interrompida durante a reação, para que prevaleçam condições anóxicas durante um período de tempo.

Na fase de sedimentação (3): os aeradores são desligados e os sólidos que estão em suspensão no tanque sedimentam até uma determinada altura da manta de lodo. Esse lodo apresenta uma concentração de Sólidos Totais (ST) em torno de 6.000 a 8.000 mg/L. Nessa fase não é necessário um decantador final, nem equipamentos específicos.

Na fase retirado (4), o efluente clarificado começa a ser retirado através de vertedor flutuante ou ajustável. É usual manter-se uma pequena altura de proteção do clarificado acima da manta de lodo, que se pode chamar de altura de transição.

A fase de repouso (5) é usada para ajustar o tempo entre o fim de um ciclo e o início de outro. Pode ser utilizada, também para a retirada do lodo em excesso, que posteriormente, será descartado ou reciclado.

A porcentagem do tempo de cada período, em relação à duração do ciclo total, pode ser: enchimento = 25%, reação = 35%, sedimentação = 20%, decantação = 15% e repouso = 5% (METCALF; EDDY, 2003).

Existem parâmetros e critérios que são levados em consideração tanto para o dimensionamento, quanto para a operação de sistemas que utilizam o Reator Sequencial em Bateladas (RBS), de acordo com Sousa e Foresti (2001):

- Volume Total do RBS: O volume do reator sequencial em bateladas é determinado pela Equação (6) proposta por Metcalf e Eddy (1991):

$$V_t = \frac{Q \times T}{\%sobrenadante} \quad (6)$$

Em que V_T é o Volume Total do RBS (L); Q é a Vazão ($L \cdot h^{-1}$); T é o Tempo do ciclo (h) e %sobrenadante = Percentual do volume a ser descarregado.

Do volume total do RBS, um terço é utilizado para sedimentação e considerado volume constante (SOUSA; FORESTI, 2001).

- Relação Alimento e Microrganismo (A/M) : é definida como a razão entre alimento disponível no afluente e os microrganismos presentes no reator. Em 1983, Silverstein e Schroeder determinaram a Equação (7) para essa relação.

$$\frac{F}{M} = \frac{V_1 \times S_0 \times 24}{V_T \times X \times T} \quad (7)$$

Em que V_1 é Volume do afluente por ciclo (L); S_0 é Concentração de substrato na água residuária afluente ($mg \cdot L^{-1}$); V_T é o Volume Total do reator (L); X é o SSV do líquido em mistura completa ($mg \cdot L^{-1}$) e T é o Tempo do ciclo (h).

- Produção e descarte de lodo: Metcalf e Eddy (1991), desenvolveram a Equação (8) para determinação da massa de Sólidos Suspensos (SS) no RBS. Os autores levaram em consideração os estudos de Hoepcker e Schroeder (1979), no qual foi constatado que a idade do lodo e a produção de biomassa para um Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) é determinado de forma diferente em comparação com sistemas de fluxo contínuo.

Também foi levado em consideração as afirmativas feitas por Irvine e Busch (1978) assegurando que o descarte do lodo pode ser realizado durante o período de decantação, como também, durante o período de reação (SOUSA; FORESTI, 2001).

$$P_{xn} = Y(S_0 - S)Q - b \cdot X_{n-1} \quad (8)$$

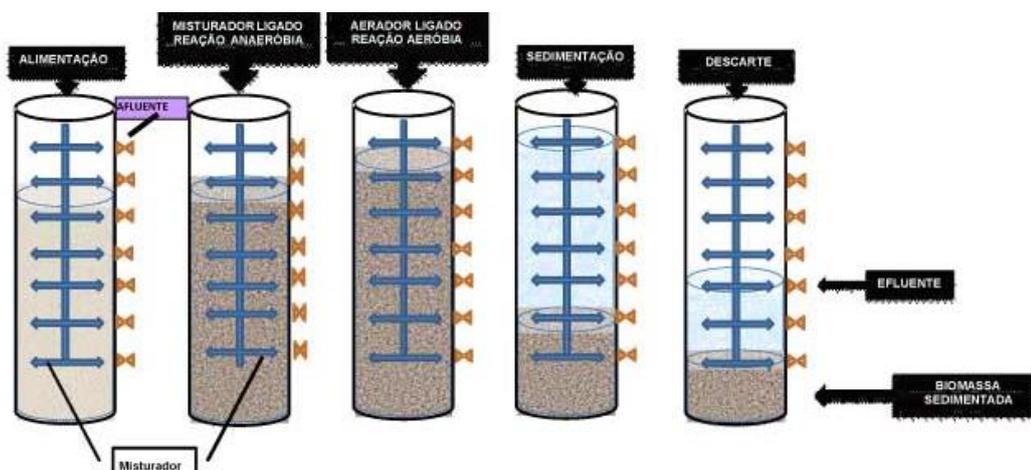
Em que P_{xn} é a Massa de Sólidos Suspensos Voláteis produzido por dia (Kg.d^{-1}); S_0 é a Concentração de substrato na água residuária afluenta (mg.L^{-1}); S é a concentração final do substrato (mg.L^{-1}); Q é a Vazão (L.h^{-1}); b é o Coeficiente de decaimento (d^{-1}); X_{n-1} é a Massa de Sólidos Suspensos Voláteis presente inicialmente no reator (mgSS.d^{-1}) e Y é o Coeficiente de produção de sólidos ($\text{KgSSV. (KgDQO)}^{-1}$).

Vale ressaltar que, os autores adotaram o descarte de lodo sendo feito uma vez por semana.

3.3.1 Remoção biológica de fósforo

Na remoção biológica de nutrientes no Reator Sequencial Em Bateladas (RBS), os ciclos operacionais são constituídos de fases que possuem condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas (RANDALL et al., 1992). Para um Sistema Biológico Estimulado para Remoção de Fósforo (SBERF), o funcionamento ideal seria uma fase anaeróbia seguida de uma fase aeróbia (Figura 3), sendo a alimentação na parte sem oxigênio (anaeróbia) do sistema (HENRIQUE et al., 2010).

Figura 3 – Esquema de um Sistema de Reator em Bateladas Sequenciais programado para remoção biológica de fósforo.



Fonte: Santos; Oliveira (2011).

Para a remoção biológica de fósforo, é essencial a existência de zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento. A zona anaeróbia é considerada um seletor biológico para os microrganismos acumuladores de fósforo. Esta zona propicia uma vantagem em termos de competição para os organismos acumuladores de fósforo, já que eles podem assimilar o substrato nesta zona antes de outros organismos, não armazenadores de fósforo (VON SPERLING, 2002).

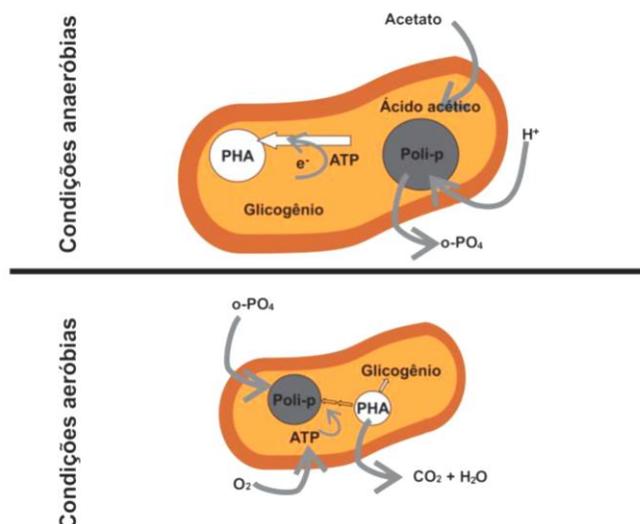
A alimentação sendo feita na parte anaeróbia, cria condições adequadas para que algumas bactérias facultativas utilizem o fosfato armazenado para assim sintetizar ATP (adenosina-trifosfato), no qual é necessária à degradação do substrato (VAN LOOSDRECHT et al., 1997). Essa utilização de fosfato pelas bactérias é feita através da quebra das ligações de ATP para então ocorrer à absorção do substrato (ácidos graxos voláteis), como resultado dessa reação, a concentração de fósforo solúvel no meio líquido aumenta e o substrato adsorvido é armazenado no interior das células bacterianas até que possa ser utilizado nas condições aeróbias (STENSEL, 1991; SURAMPALLI et al., 1997).

Ainda na fase anaeróbia, o fósforo é liberado por meio das bactérias removedoras de fósforo, nas quais absorvem carbono e o transformam em polihidroxialcanoatos (PHA). Esse PHA é armazenado no interior da célula e, geralmente, apresenta frações de polihidroxibutirato (PHB) e polihidrovalerato (PHV).

Na fase aeróbia, esses PHA são utilizados como fonte de carbono fornecendo energia, na qual uma parte é utilizada para a recuperação de fósforo na forma de polifosfato e outra parte dessa energia é usada para o crescimento dos microrganismos (HENRIQUE et al., 2010).

A Figura 4 apresenta o mecanismo nas células sob condições anaeróbias e aeróbias, com a concentração de fósforo no meio, demonstrando dessa forma a importância na compreensão dos processos de remoção biológica de fósforo. Esse mecanismo realizado pelas células para acúmulo de fósforo é denominado de biodesfosfatação.

Figura 4 – Esquema simplificado das principais características bioquímicas da remoção biológica de fósforo.



Fonte: Seviour et al., (2003) citado em Silva (2016).

Na fase aeróbia ou anóxica, o fósforo é capturado utilizando o oxigênio como aceptor de elétrons e sua quantidade capturada é superior à quantidade liberada (*luxury uptake*). Desse modo, há a tendência de se estabelecer um lodo rico em fósforo, podendo chegar até a concentração máxima de 38% com cultura pura de organismos poli-p (WENTZEL et al., 1986).

O sistema composto por uma população mista (organismos poli-p e não poli-p), a concentração de fósforo no lodo pode variar entre 0,08 a 0,1mgP.mgSSV⁻¹ (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). A eficiência do processo de remoção de fósforo poderá ser aumentada por um pré-tratamento, como uma fermentação ou adição de compostos orgânicos a fim de aumentar a DQO disponível (HENRIQUE et al., 2010).

3.4 Tipos de Tratamento para o Lodo

Existem alguns métodos com a finalidade de estabilizar o lodo, como: a estabilização anaérobica ou digestão anaeróbica, na qual consiste na degradação da matéria orgânica, pela ação da ausência de oxigênio, liberando energia, metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e água (H₂O), graças à ação de alguns tipos de bactérias. Essa alternativa é uma das mais utilizadas. O processo é realizado em reatores fechados, conhecidos como digestores anaeróbios. O lodo é alimentado de forma contínua ou em bateladas e mantido no reator por diferentes períodos (METCALF; EDDY, 1991, ANDREOLI et al., 2001).

Outro tipo de método seria a estabilização química, que é uma alternativa à estabilização biológica para o tratamento de lodo. O objetivo deste tipo de estabilização é reduzir ou minimizar os patógenos, reduzir substancialmente os microrganismos capazes de produzir odores e recuperação de nutrientes. A hidrólise química (ácida ou alcalina) é um exemplo desse tipo de tratamento, no qual também pode ser utilizado como tratamento prévio a outro tipo de tratamento, a exemplo disso, tem-se a fermentação aeróbia ou anaeróbia. A conjugação dessas duas vias de tratamento vem tomando uma grande proporção nos últimos tempos.

3.5 Fermentação Alcalina

Diante dos tratamentos existentes para a recuperação de nutrientes através do lodo, a fermentação alcalina tem atraído um grande interesse entre os pesquisadores. Esse tipo de fermentação promove a quebra dos flocos do lodo, pois por consequência do pH alcalino a hidrólise é favorecida (ZOU et al., 2018), acarretando na liberação e na quebra de cadeias de carboidratos e proteínas da célula interna para o ambiente (YUAN et al., 2015) ocasionando um aumento na sua biodegradabilidade e promovendo a recuperação de nutrientes, como fósforo e nitrogênio.

Essa fermentação alcalina favorece o crescimento de microrganismos acetogênicos, nos quais são capazes de auxiliar a solubilização do lodo, promovendo a conversão de macromoléculas orgânicas não biodegradáveis em micromoléculas orgânicas biodegradáveis.

Devido às características bioquímicas, os acetogênicos podem utilizar monossacarídeos e aminoácidos como substratos e transformá-los em ácidos graxos de cadeia curta, como ácido acético, ácido propiônico e ácido butirato (KOCH et al., 2010), nos quais possuem diversas aplicações, como por exemplo, a produção de biopolímeros (CHEAH et al., 2019) resultando em um menor impacto ambiental.

Acoplado a esse tipo de tratamento e com uma visão de melhores resultados, alguns pré-tratamentos, juntamente com um controle de pH, são utilizados para a degradação desse lodo. Esse controle evita que o pH do processo diminua, por conta da formação de ácidos e não prejudique a atividade de

microrganismos. Dentre esses pré-tratamentos aplicados estão incluídos os físicos, químicos e enzimáticos.

O pré-tratamento físico pode alterar o ambiente dos microorganismos com a utilização de tratamentos térmicos, microondas e ultrassons. Os tratamentos térmicos ou termo-alcinos, hidrolisam e liberam matéria orgânica (CHEN et al., 2020), melhoram a redução dos sólidos e aumentam o rendimento de metano com a utilização de temperaturas entre 130-170 °C (HIGGINS et al., 2017).

LIU et al. (2018) relatam em seu estudo uma taxa de hidrólise em torno de 69%, facilitando assim uma maior liberação de matéria orgânica e uma redução de 54,19% de Sólidos Voláteis Totais (SVT) utilizando como forma de tratamento para o lodo de esgoto um pré-tratamento térmico alcalino em uma fermentação alcalina em escala real. Além disso, apresentou um rendimento de Ácidos Graxos Voláteis (AGV's) de 261,32 mgDQO.g⁻¹SSV⁻¹, mostrando-se assim, ser um tratamento eficaz para melhor solubilização e recuperação de nutrientes, como AGV's.

O pré-tratamento ultrassônico utiliza ultrassons que podem acarretar na destruição das paredes celulares dos microorganismos (LIU et al., 2015) e a aplicação de microondas pode diminuir o excesso de água do lodo (YU et al., 2010).

Em relação aos pré-tratamentos químicos, apresentados na Tabela 3, vale enfatizar o ácido e o alcalino. Estudos mostram que em uma faixa de 6 a 9 de pH, decorre uma produção de ácidos graxos. Em pH 6 ocorre o favorecimento dessa produção e em pH alcalino, em torno de 9, ocasiona um alto teor de ácido acético, com aproximadamente 60,5% (CHEAH et al., 2019).

O pré-tratamento químico alcalino também favorece a solubilização da Demanda Química de Oxigênio (DQO), carboidratos e proteínas em uma faixa de 10-12 com um tempo de reação máximo de 48 horas (MONTE et al., 2016).

Tabela 3 – Revisão da literatura de pré-tratamentos químicos para lodo aeróbio.

Pré-tratamento químico	Referência	Resultados
Alcalino	ZHANG et al. (2010)	Alcançou o rendimento máximo de biogás com pH 10 de lodo pré-tratado;
Ácido	WU et al. (2017)	Melhorou a produção de Ácidos Graxos Voláteis (AGV);
Ozonização	BOUGRIER et al. (2004)	Aumento da solubilização da DQO (51,1%);
Oxidação	GENÇ et al. (2002)	Aumento da concentração de carbono orgânico total;
Aditivos	ZHANG et al. (2018)	Com a utilização de aditivos (amônia livre), houve uma melhor desintegração do lodo.

Fonte: Própria (2021).

Em relação ao pré-tratamento com a utilização de enzimas, estudos mostram que as enzimas encurtam o tempo de digestão, acelerando o processo e também melhoram a digestibilidade do lodo (YANG et al., 2010).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da Área Experimental

O experimento foi realizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto Sanitário (EXTRABES), situada no bairro do Catolé, na cidade de Campina Grande – PB, local pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e onde são desenvolvidos sistemas pilotos para projetos e pesquisas em saneamento.

4.2 Tratamentos e Amostragens

A metodologia do trabalho em questão está representada na Figura 5. As amostras dos 2 (dois) tipos de lodo foram coletadas, separadamente e caracterizadas. Realizou-se análises físico-químicas de pH, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Fósforo.

Em seguida, as amostras foram inoculadas, utilizando lodo anaeróbio como inóculo provindo de um reator UASB e prosseguiram para a fermentação, que consistiu em 9 (nove) reatores em escala de bancada. Durante a fermentação, na qual durou 10 (dez) dias sob agitação constante à 120 rpm e temperatura ambiente, as amostras foram submetidas a 3 (três) condições de tratamento, denominadas de condição A, condição B e condição C e às análises físico-químicas durante todo o processo para verificação da influência da fermentação nos dois tipos de lodo.

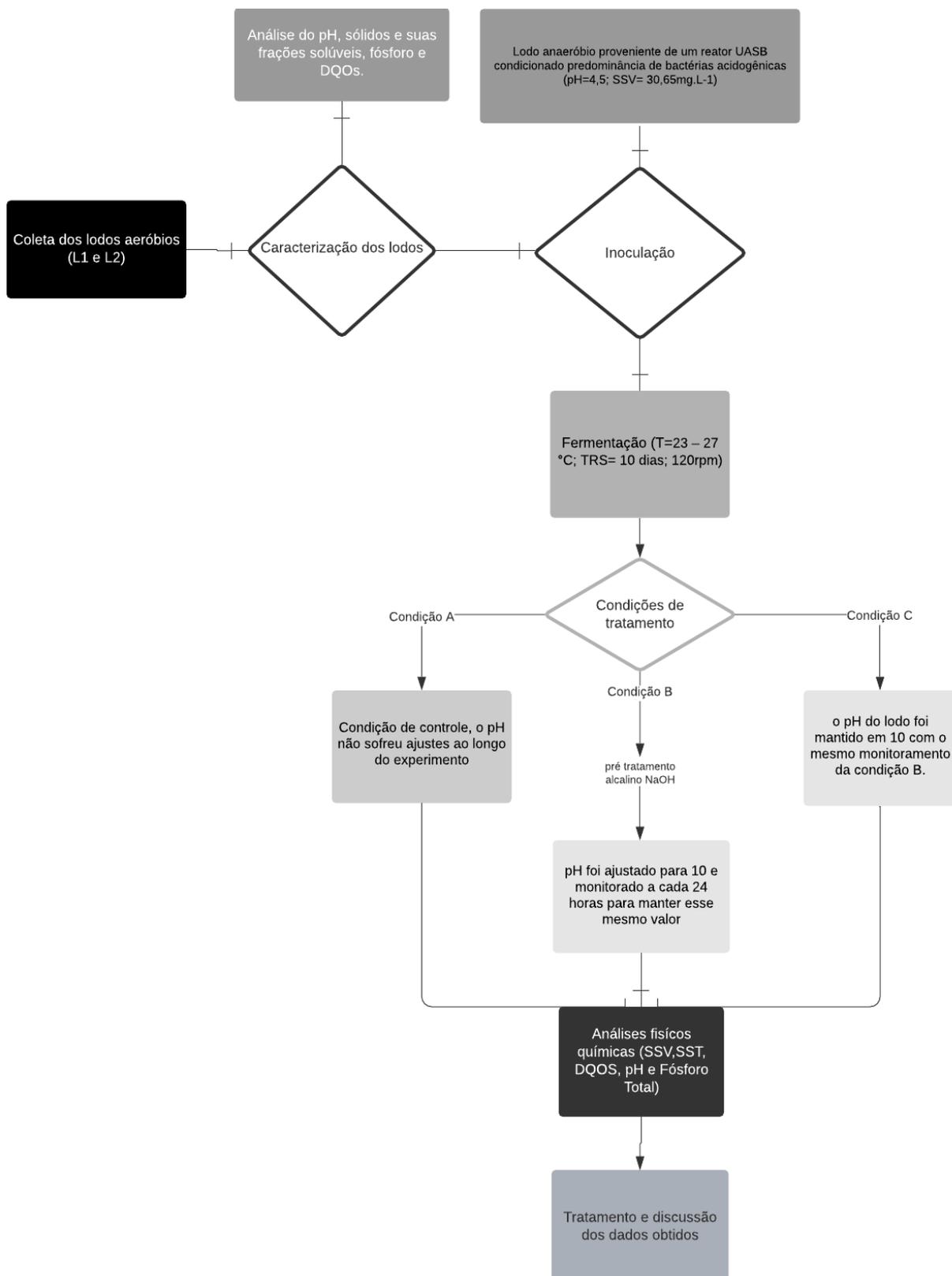
4.3 Caracterização dos Lodos

Foram utilizados 2 (dois) lodos aeróbios como substrato:

- L1 = provindo de um Reator Sequencial em Bateladas (RBS) configurado para remoção biológica de fósforo com tempo de retenção celular de 5 dias.
- L2 = oriundo de descarte de sistema de lodo ativado convencional com tempo de retenção celular de 12 dias.

L1 e L2 foram coletados e concentrados separadamente, com a deposição dos sólidos e descarte do sobrenadante. Os lodos aeróbios foram caracterizados de acordo com a Tabela 4.

Figura 5 – Fluxograma do processo de fermentação dos lodos aeróbios.



Fonte: Própria (2020).

Tabela 4 – Caracterização de lodos utilizados no processo de fermentação

Parâmetros	L1	L2
pH	7,51	7,5
SST (g.L ⁻¹)	48	34,6
SSV (g.L ⁻¹)	30	24,2
SSV/SST (%)	63	70
DQOTotal (g.L ⁻¹)	42	31,9
DQOS (g.L ⁻¹)	0,414	0,25
mg P-PO ₄ ³⁻ .L ⁻¹	44	22,5
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	450	314

Fonte: Própria (2020).

4.4 Experimento de Fermentação em Batelada

O processo de fermentação foi realizado com auxílio de 9 (nove) *Erlenmeyers* de 1L com volume útil de 600mL, nos quais funcionaram como reatores em sistema aberto. Em cada reator foi adicionado o substrato e o inóculo. Os reatores foram divididos em grupos de 3 (três) e mantidos sob agitação de 120 rpm durante 10 (dez) dias.

Cada lodo foi submetido a 3 (três) condições diferentes de tratamento, denominadas como A, B e C. A condição A foi nomeada de condição controle, na qual o pH dos reatores não foi ajustado ao longo do experimento. Nas condições B e C o pH foi ajustado para 10 e a cada 24 horas era reajustado para manter o valor de pH.

Diferenciando-se da condição C, os reatores submetidos à condição B sofreram um pré-tratamento alcalino com o intuito de pré-solubilizar o lodo. Esse pré-tratamento consistia em elevar o pH do sistema para 12 em um tempo de 8 horas, sob agitação constante de 200 rpm em temperatura ambiente (23 a 27 °C). Foi utilizado como agente álcali o Hidróxido de Sódio (NaOH – 8M).

Para realização das análises, o tempo de retirada foi de 72h, 144h e 240h, sendo o ponto de partida 0h e foi retirado 30mL de amostra para não exceder 10% do volume útil utilizado.

4.5 MÉTODOS UTILIZADOS

Para as análises dos parâmetros físico-químicos, foi utilizada as seguintes metodologias, apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Metodologias utilizadas para as análises dos parâmetros físico-químicos dos lodos utilizados

Parâmetros	Método	Referência
pH	Potenciométrico	4500/APHA (2012)
Sólidos (g. L⁻¹)	Gravimétrico	2540G/APHA (2012)
DQOS (mg.L⁻¹)	Titulométrico - Refluxação Fechada	5520C/APHA (2012)
mg P-PO₄³⁻.L⁻¹	Colorimétrico	4500-PD/APHA (2012)
Fósforo total	Método do Ácido Ascórbico	4500-PE/APHA (2012)

Fonte: Própria (2020).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Efeitos da Fermentação nos Parâmetros Analisados

5.1.1 Efeitos sob a Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores iniciais e finais de DQO solúvel podem ser analisados na Tabela 6.

Tabela 6 – Valores iniciais e finais de DQO solúvel.

DQO solúvel (mg/L)	L1	L2
DQO inicial (mg/L)	414	250
A (mg/L)	2700	2130
B (mg/L)	23500	17500
C (mg/L)	16134	12500

Fonte: Própria (2020).

Na condição B, para L1 e L2, os valores foram altos e isso é justificado por conta do pré-tratamento alcalino que, segundo XU et al. (2014), acarreta a destruição de flocos de lodo e da estrutura das células, liberando o conteúdo orgânico intracelular. Logo, o pré-tratamento alcalino com pH 12 antes da fermentação contribuiu para o aumento da DQO solúvel.

Além disso, a condição alcalina limita a metanogênese, contribuindo assim na geração de AGV (MA et al., 2016), pois, em geral, os metanogênicos têm uma faixa de pH entre 6,6 a 7,5 e o processo de formação de metano será inibido quando o pH for maior que 8 ou menor que 6. Portanto, em um pH alcalino, em uma faixa de 9 a 12, os metanogênicos são inibidos, favorecendo o acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV's) (XIAO et al., 2015; LI et al., 2017a).

Estudos também ressaltam que o uso de agentes alcalinos como hidróxido de sódio (NaOH) à temperatura ambiente, resultam em um aumento de cerca de 5 (cinco) vezes da DQO solúvel sem apresentar tantos problemas de corrosão em comparação ao uso de agentes ácidos (NEYENS et al., 2003b; LIU, 2003; WEI et al., 2003).

No presente estudo, destaca-se o aumento da DQO para L1 e L2 na condição B, nos quais foram cerca de 57 e 70 vezes, respectivamente, superiores aos valores iniciais. Destacando a eficiência do pré-tratamento alcalino.

Os resultados para a condição C mostram que, a fermentação alcalina não acoplada a um pré-tratamento é eficaz em relação a ruptura da matéria orgânica, acarretando um aumento na Demanda Química de Oxigênio (DQO).

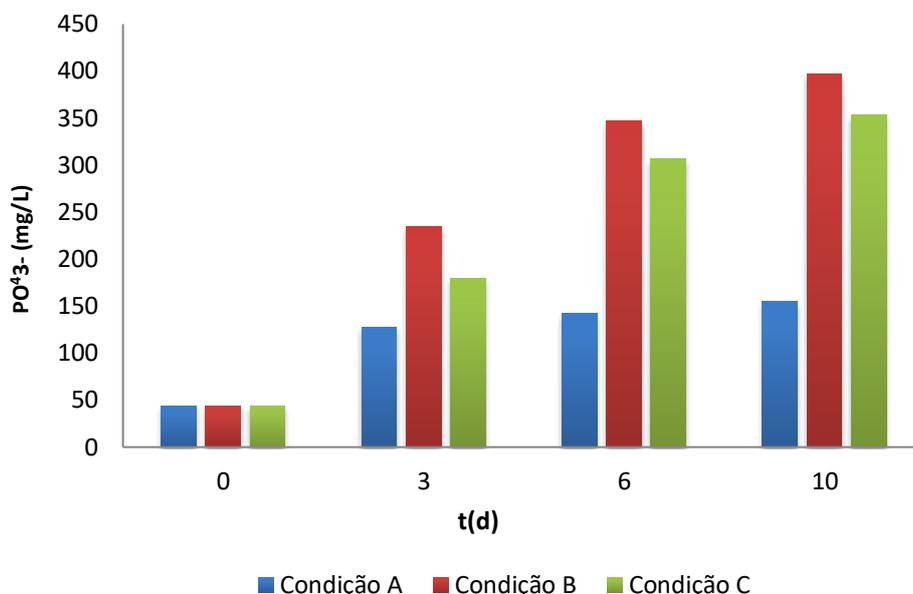
De acordo com o estudo de Wang et al., (2017), com o aumento do pH da fermentação de 7 para 10, houve a desintegração do lodo em torno de 53% em 14 dias, acarretando uma liberação de matéria orgânica e, conseqüentemente, um aumento na DQO.

Evidenciando assim, uma eficácia nesse tipo de tratamento na solubilização do lodo e recuperação de recursos.

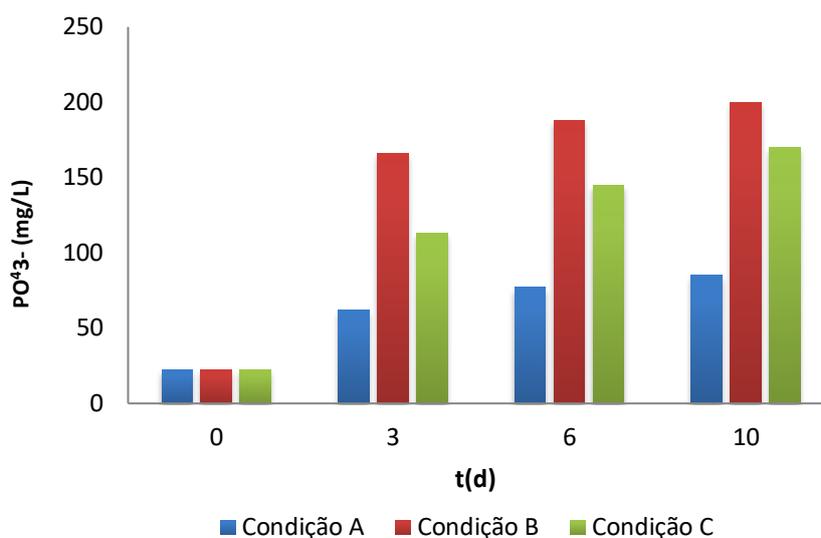
5.1.2 Liberação de fósforo

Na Figura 6 é apresentada a variação das concentrações de fósforo durante o processo de fermentação.

Figura 6 – Resultados da análise de fósforo durante o processo de fermentação.



(a) Concentrações de P-PO_4^{3-} - L1



(b) Concentrações de P-PO₄³⁻ - L2

Fonte: Própria (2021).

As concentrações iniciais de fósforo para L1 e L2 eram de 44 mg PO₄³⁻.L⁻¹ e 22,5 mg PO₄³⁻.L⁻¹, respectivamente. Após fermentação, os valores finais foram de 155, 397 e 383 mg PO₄³⁻.L⁻¹, para as condições A, B e C no L1 e 85, 200 e 170 mg PO₄³⁻.L⁻¹, também para as condições A, B e C no L2.

O aumento das concentrações de fósforo na condição B, tanto para L1 quanto para L2 é justificado pelo pré-tratamento alcalino, no qual acarreta na ruptura da membrana celular e na hidrólise das proteínas e ácidos nucleicos, o que resulta na liberação de fósforo (BI et al., 2014), uma vez que a membrana celular é composta de uma bicamada fosfolípida e as proteínas e ácidos nucleicos possuem em sua estrutura o fósforo.

Vale enfatizar que o L1 para a condição B apresentou valores significativos, esse fato é consequência da configuração operacional do reator, no qual estava voltada para remoção biológica de fósforo, acoplado ao pré-tratamento alcalino.

Comparando com o estudo de Liu et al. (2019) no qual foi investigado a eficácia de quatro tipos diferentes de pré-tratamento de lodo: hidrólise térmica, sonicação, ajuste de pH e ozonização na liberação de fósforo do lodo aeróbio de excesso. Os resultados mostraram que o ajuste de pH dentre os métodos de pré-tratamento foi o mais eficaz na liberação de fósforo solúvel, com cerca de 34% do fósforo total em pH 12.

Os resultados para a condição C também foram satisfatórios, pois como consistia em uma condição alcalina na qual auxilia na hidrólise, acaba resultando na quebra do material proteico presente nas células internas para o ambiente, favorecendo a liberação de fósforo. Destacando assim, à aplicabilidade da condição alcalina como tratamento para a liberação desse nutriente.

Com essa liberação e disponibilização desse recurso após fermentação, métodos químicos ou reciclagem na forma, principalmente, de estruvita, são vias possíveis de tratamento para a recuperação desse fósforo (LI et al., 2019a). Estudos mais recentes mostram que, a vivianita recebeu uma considerável atenção por ser um composto estável e possuir condições de formação relativamente simples (WU et al., 2019). Esses minerais, após tratamento, podem ser utilizados na indústria de fertilizantes, contribuindo assim, para uma reciclagem e uso sustentável desse nutriente.

5.1.3 Efeitos sob Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Em relação aos sólidos e suas frações suspensas, na condição B e C, para L1 e L2, foi constatado que, por consequência da fermentação e da condição alcalina de valores de pH elevados ocorreu melhor solubilização de lodo e redução, principalmente, de SSV, de acordo com Zhen et al., (2017). Os resultados das frações sólidas, tanto totais quanto voláteis, suspensas e dissolvidas pré e pós fermentação estão apresentados na Tabela 7 e 8, respectivamente.

Tabela 7 – Frações de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) de L1 e L2 antes e após o tratamento

Parâmetros	SSV (g.L ⁻¹)		SDV (g.L ⁻¹)	
	L1	L2	L1	L2
Inicial	30,00	24,20	1,00	1,02
A	26,00	21,00	2,90	2,50
B	12,00	10,00	19,00	14,00
C	15,00	13,31	15,00	11,00

Fonte: Própria (2020).

Tabela 8 – Frações de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) de L1 e L2 antes e após o tratamento

Parâmetros	SST (g.L ⁻¹)		SDT (g.L ⁻¹)	
	L1	L2	L1	L2
Inicial	48,00	34,60	4,00	3,40
A	42,10	30,10	7,80	7,18
B	21,00	14,70	33,40	24,90
C	25,00	19,03	29,70	20,71

Fonte: Própria (2020).

A condição B para os dois tipos de lodo apresentou resultados significativos, com uma redução dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) de cerca de 60% e 59% e redução dos Sólidos Suspensos Totais (SST) em torno de 56% e 57%, para L1 e L2, afirmando que, o pré-tratamento alcalino aplicado aos lodos foi promissor para uma solubilização evidente por conta da hidrólise, que foi favorecida por conta do pH alcalino. LI et al. (2020) observaram em seu estudo que o pré-tratamento de lodo em pH 11 durante 1,5h com oxidação combinada de ferrato (K₂SO₄) seguida da fermentação anaeróbia sem controle de pH resultou em uma redução final de SSV em torno de 44,2%.

Para a condição C foi obtido uma redução de 50% e 45% de SSV e em média, uma redução em torno de 46% de SST, para L1 e L2. Essa diminuição é acarretada por conta da quebra e liberação de matéria orgânica biodegradável, por decorrência da fermentação alcalina sem pré-tratamento e conseqüentemente apresentando um aumento nos sólidos dissolvidos, principalmente nas frações voláteis com um acréscimo em torno de 19,0 e 13,7 vezes, para L1 e L2, respectivamente.

LIU et al. (2019) observaram a influência do pH ácido, neutro e alcalino em seu estudo para estabilização do lodo de excesso, obtendo uma redução de Sólidos Voláteis (SV) em torno de 50% em um período de 20 dias para pH 9 e uma redução de 25,4% em pH ácido, em torno de 5. Evidenciando assim, a eficácia do tratamento alcalino.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante das análises realizadas e dos resultados obtidos, pode-se concluir que a fermentação alcalina conjuntamente com pré-tratamento alcalino juntamente a um controle de pH favorece a hidrólise do lodo, quebrando os flocos e disponibilizando nutrientes, principalmente fósforo.

Ocorreu aumento na DQO para os dois lodos após fermentação. Para os lodos que foram submetidos a um pré-tratamento, o aumento chegou a 70 vezes a mais quando comparado as condições iniciais para L2. Esse resultado é justificado por consequência do pré-tratamento alcalino a pH 12 no qual acarretou uma maior solubilização do material orgânico. Essa solubilização contribuiu para a diminuição das concentrações dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), com redução de 58 e 60%, para L1 e L2, respectivamente. Essa condição de tratamento ainda favoreceu um aumento nas concentrações de fósforo, com resultados de cerca de 2,6 superiores, para o lodo 1, à condição controle.

Para os lodos que não sofreram pré-tratamento (condição C), os resultados foram consideráveis por conta da fermentação alcalina na qual favorece a hidrólise do lodo. A DQO apresentou um aumento de cerca de 60 vezes em relação à condição inicial e um aumento das concentrações de fósforo em torno de 2,3 e 2 vezes superiores à condição controle para L1 e L2, respectivamente. Por conta da hidrólise provocada pela fermentação alcalina, as concentrações de SSV diminuíram em média 47,5% e conseqüentemente as concentrações dos Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV) e totais (SDT) aumentaram.

Diante do exposto e dos resultados obtidos, fica evidente que a aplicação da fermentação alcalina para recuperação de nutrientes, principalmente de fósforo, é favorável. Esse tipo de tratamento pode ser também uma possível via de acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e favorecer uma produção de biogás. Outrossim, a fermentação alcalina acoplada ao pré-tratamento alcalino auxilia em uma melhor solubilização do lodo, facilitando ainda mais a recuperação desses recursos.

REFERÊNCIAS

- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 1ª ed. Belo Horizonte: DESA, 2001.
- APHA-American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**: 22 ed. Washington, 2012.
- ARDERN, E., LOCKETT, W. T. The activated sludge process, Withington Works. Chemistry and Industry, 1923.
- BI, W., LI, Y. Y., HU, Y. Y., 2014. Recovery of phosphorus and nitrogen from alkaline hydrolysis supernatant of excess sludge by magnesium ammonium phosphate. **Bioresour. Technol.** 166 (166), 1–8.
- BOUGRIER, C.; CARRÈRE, H.; BATTIMELLI, A.; DELGENÈS, J. P. **Effects of various pre-treatments on waste activated sludge in order to improve matter solubilization and anaerobic digestion**. In: 10TH WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION, Aug. 29 – Sep. 02, 1994, Montreal, Canada. Proceedings of 10th World Congress on Anaerobic Digestion, v. 10, p. 998- 1003, 2004.
- CHEAH, Y.-K., VIDAL-ANTICH, C., DOSTA, J., MATA-ÁLVAREZ, J. Volatile fatty acid production from mesophilic acidogenic fermentation of organic fraction of municipal solid waste and food waste under acidic and alkaline pH. **Environmental Science and Pollution**. 2019
- CHEN, H., YI, H., LI, H., GUO, X.,XIAO, B. Effects of thermal and thermal-alkaline pretreatments on continuous anaerobic sludge digestion: Performance, energy balance and, enhancement mechanism. **Renewable Energy**, v. 147, p. 2409–2416. 2020.
- CHEN, Y., LIN, H., YAN, W., HUANG, J., WANG, G. SHEN, N. Alkaline fermentation promotes organics and phosphorus recovery from polyaluminum chloride-enhanced primary sedimentation sludge. **Bioresource Technology**, v.294. p.122-160. 2019.
- CODD, G. A. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and bio-logical significance. **Water Science and Technology**, 32 (4), 149, 156., 1995.
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 2006.
- ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência-FINEP. 575p.. 1998.
- FERREIRA, T. S. **Fermentação alcalina para recuperação de fósforo e produção de biogás de lodo aeróbio**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, 2021.
- FRØLUND, B., PALMGREN, R., KEIDING, K., NIELSEN, P.H. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. **Water Res.** 30,1996.

GEHLING, G. **Lodos ativados**. IPH 02058: Tratamento de água e esgoto. Cap 15. Rio Grande do Sul, 2017.

GENÇ, N.; YONSEL, S.; DAGASAN, L.; ONAR, A. N. Wet oxidation: a pretreatment procedure for sludge. **Waste Management**, v. 22, p. 611-615, 2002.

GHERGHEL, A., TEODOSIU, C.DE GISI, S. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy. **Journal of Cleaner Production**, 2019.

HENRIQUE, I.N.; SOUSA, J.T.; CEBALLOS, B. S.O.; BRASIL, D.P.; **Remoção Biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos**. Engenharia Sanitária e Ambiental.v.2, n.2, p.197-204, 2010.

HOEPCKER, E. C. & SCHROEDER,E.D. The effect of loading rate on batch activated sludge effluent quality. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v.51, n. 2, p. 264-273, 1979.

HIGGINS, M.J., BEIGHTOL, S., MANDAHAR, U., SUZUKI, R., XIAO, S., LU, H.W., LE, T.,MAH, J., PATHAK, B., DECLIPPELEIR, H., NOVAK, J.T. Pretreatment of a primary and secondary sludge blend at different thermal hydrolysis temperatures: impacts on anaerobic digestion, dewatering and filtrate characteristics. **Water Res.** 122, 557–569, 2017.

IRVINE, R. L. ; RICHARD O. RICHTER, R.O. Comparative evaluation of sequencing batch reactors. **Journal of the environmental engineering division**, p 503 – 514. 1978.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Processo de lodos ativados**. Cap 15. In: Tratamento de Esgotos Domésticos. 3ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 380p. 1995.

KOCH, K., LÜBKEN, M., GEHRING, T., WICHERN, M., HORN, H. Biogas from grass silage measurements and modeling with ADM1. **Bioresour. Technol.** 101, 8158–8165, 2010.

LI, B.,HUANG, H.M.,BOIARKINA, I.,YU, W.,HUANG, Y.F.,WANG, G.Q.,et al.. Phosphorus recovery through struvite crystallisation: recent developments in the understanding of operational factors. **J. Environ. Manag.** 248, 1–9, 2019(a).

LI, C., WANG, X., ZHANG, G., YU, G., LIN, J., WANG, Y. Hydrothermal and alkaline hydrothermal pretreatments plus anaerobic digestion of sewage sludge for dewatering and biogas production: bench-scale research and pilot-scale verification. **Water Res.**117, 49–57, 2017(a).

LI, X., YUAN, Y., HUANG, Y., GUO, C., JIN, R., LIU, T.MA, J. Transformation and migration of phosphorus in excess sludge reduction pretreatment by alkaline ferrate oxidation combined with anaerobic digestion. **Journal of Environmental.** v. 92, p. 224-234, 2020.

LIN, L., LI, R., LI, Y., XU, J., LI, X. Recovery of organic carbon and phosphorus from wastewater by Fe-enhanced primary sedimentation and sludge fermentation. **Process Biochemistry**, v.54, p.135–139. 2017.

LIU, H., HAN, P., LIU, H., ZHOU, G., FU, B., ZHENG, Z. . Full-scale production of VFAs from sewage sludge by anaerobic alkaline fermentation to improve biological nutrients removal in domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 260, p.105–114, 2018.

- LIU, J., DENG, S., QIU, B., SHANG, Y., TIAN, J., BASHIR, A., CHENG, X. Comparison of pretreatment methods for phosphorus release from waste activated sludge. **Chemical Engineering Journal**.v. 368, p. 754-763, 2019.1.
- LIU, S., YANG, X., YAO, X. Effects of pH on the biodegradation characteristics of thermophilic micro-aerobic digestion for sludge stabilization. **RSC Advances**, v. 9, n. 15, p. 8379–8388, 2019.
- LIU, Y. Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process. **Chemosphere**, v. 50, p. 1-7, 2003.
- LIU, Y., LI, X., KANG, X., YUAN, Y., JIAO, M., ZHAN, J., DU, M. **Effect of extracellular polymeric substances disintegration by ultrasonic pretreatment on waste activated sludge acidification**. Int. Biodeterior. Biodegrad. 102, 131–13, 2015..
- LUNA, Y. H. D. M., LOPES, S. W., SOUSA, T. J., LOPES, S. W.; Caracterização de lodo anaróbio produzido em reatores de manta de lodo de baixo tempo de retenção de sólidos. **Revista DAE**, núm. 218, vol. 67, 2019.
- LUNA, Y.H.D.M.; **Caracterização e solubilização de lodo anaeróbio proveniente de reatores de baixo tempo de retenção celular**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 2017.
- MA, H., CHEN, X., LIU, H., LIU, H.; FU, B. **Improved volatile fatty acids anaerobic production from waste activated sludge by pH regulation: Alkaline or neutral pH? Waste Management**, v.48, p.397–403, 2016.
- MALTA, T. S. **Aplicação de lodos de Estações de Tratamento de esgotos na agricultura: estudo de caso no município de Rio das Ostras – RJ**. Dissertação de Mestrado – Fundação Osvaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. 68p., 2001.
- MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós tratamento de efluente de reator anaeróbio de leite expandido**. Tese de doutorado – EESC. São Carlos, SP. P. 19-20, 2002.
- METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York, 1991 e 2001.
- METCALF e EDDY. Inc. **Wasterwater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. Ed. New York, McGraw – Hill Book, 1815p. 2003.
- MONTE, F. P.; BRITO, A. L. M.; LOPES, W. S.; CEBALLOS, B. S. O.; **Aumento da produção de biogás (metano) a partir da solubilização de lodos de esgotos**. In: Giselle Medeiros da Costa One; Helder Neves de Albuquerque (ORGs). Saúde e Meio Ambiente: os desafios da interdisciplinaridade nos ciclos da vida humana. Instituto Bioeducação – IBEA - Campina Grande - PB p. 276-294, 2016.
- NEYENS, E.; BAEYENS, J.; WEEMAES, M.; DE HEYDER, B. Hot acid hydrolysis as a potential treatment of thickened sewage sludge. **J. Hazardous Materials**, v. B98, p. 275-293, 2003(b).
- PINTO-COELHO, R.M., GIANI, A. E VON SPERLING E. **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais**. Segrac. Belo Horizonte, 193 p. 1994.

RAMOS, J. S. A., OLIVEIRA, C. I., JUNIOR, M. M. C. J. **Tijolos ecológicos de solo cimento: Alternativa Sustentável a destinação do lodo gerado em estações de tratamentp de esgotos**. AESabesp – Associação dos Engenheiros da Sabesp, a Fenasan – Feira Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, Brasil, 2018.

RANDALL, C.W.; BARNARD, J.L.; STENSEL, H. D. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal**. Lancaster: Technology Publishing, 1992.

ROSA, S.A.S.; BAZZANELLA, A. Microbiologia dos lodos ativados. **Revista Tae**. N. 15, ano 3, 2013.

SANTOS, A.C. dos; OLIVEIRA, R.A. de. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal – SP, vol.31, n.4, 2011.

SEVIOUR, R J., MINO, T; ONUKI, M., **The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems**. Institute of Environmental Studies, University of Tokyo, Tokyo, FEMS Microbiology Re-views, 2003. 29 p.

SHENG, G. P., YU, H. Q., LI, X. Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. **Biotechnology Advances**, v. 28, p. 882–894, 2010.

SILVERSTEIN, J.; SCHROEDER, E.D. RBS process with nitrification and desnitrification. **Wat. Use & Wastewater**. Japan, 1983.

SILVA, G. **Avaliação do processo de remoção biológica de fósforo de reator em bateladas sequenciais (RBS), com diferentes condições operacionais, utilizando ensaios respirométricos e de biodesfosfatação em bancada**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2016.

SOUSA, J.T. de; FORESTI, E. Avaliação de reator sequencial em batelada (RSB) no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 1, p. 9-16, 2001.

STENSEL, H.D. **Principles of biological phosphorus removal**. In: SEDLAK, R.I. (Ed.). Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice. 2nd ed. New York: Lewis Publishers, 1991. p. 141-163.

SURAMPALLI R.Y.; TYAGI R.D.; SCHEIBLEO.K.; HEIDMAN J.A.. Nitrification,denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**.n.61, n. 2, p. 151-157, 1997.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G.; **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: ep graf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de lodo ativado, Nº ISBN 900 847**. Campina Grande, PB. 1999.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; SMOLDERS, G.J.; KUBA, T.; HEIJNEM, J.J. **Metabolism of micro-organisms responsiblefor enhanced biological phosphorusremoval from wastewater**. Kluwer Academic Publishers, v. 71, p. 109-116, 1997.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Vol. 4. Ed. DESA-UFMG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1997.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Vol.4. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte 2ªEd. 2002.

WAGNER, J. **Processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais em condições de baixa carga orgânica**. 2015. [s. l.], 2015.

WANG, D., LIU, Y., NGO, H. H., ZHANG, C., YANG, Q., PENG, L., NI, B.-J. Approach of describing dynamic production of volatile fatty acids from sludge alkaline fermentation. **Bioresource Technology**, v.238, p. 343–351.2017.

WEI, Y.; VAN HOUTEN, R. T.; BORGER, A. R.; EIKELBOOM, D. H.;FAN, Y. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. **Wat. Res.**, v. 37, p. 4453-4467, 2003.

WENTZEL, M.C.; LÖTTER, L.H.; LOEWENTHAL, R.E.; MARAIS, G.V.R. **Metabolic behaviour of Acinetobacter spp.In enhanced biological phosphorus removal– a biochemical model**. Water SA, v. 12, n. 4, p. 209-224, 1986.

WILÉN, B-M.; LUMLEY, D.; MATTSSON, A.; MINO, T. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full-scale activated sludge plant. **Water Res.**, v.42, p.4404-4418, 2008.

WU, L., ZHANG, C., HU, H., LIU, J., DUAN, T., LUO, J., QIAN, G. Phosphorus and short-chain fatty acids recovery from waste activated sludge by anaerobic fermentation: effect of acid or alkali pretreatment. **Bioresour. Technol.** 240, 192–196, 2017.

WU, Y., LUO, J., ZHANG, Q., ALEEM, M., FANG, F., XUE, Z., et al. Potentials and challenges of phosphorus recovery as vivianite from wastewater: a review. **Chemosphere** 226, 246–258, 2019.

XIAO, B., LIU, C., LIU, J., GUO, X. Evaluation of the microbial cell structure damages in alkaline pretreatment of waste activated sludge. **Bioresour. Technol.** 196, 109–115, 2015.

XU, J.; YUAN, H.; LIN, J.; YUAN, W.; Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, p. 2531–2536, 2014.

YANG, Q., LUO, K., LI, X.M., WANG, D.B., ZHENG, W., ZENG, G.M., LIU, J.J. Enhanced efficiency of biological excess sludge hydrolysis under anaerobic digestion by additional enzymes. **Bioresour. Technol.** 101, 2924–2930, 2010.

YU, Q., LEI, H., LI, Z., LI, H., CHEN, K., ZHANG, X., LIANG, R. Physical and chemical properties of waste-activated sludge after microwave treatment. **Water Res.** 44,2841–2849, 2010.

YUAN, Y., WANG, S., LIU, Y., LI, B., WANG, B., PENG, Y. Long-term effect of pH on short-chain fatty acids accumulation and microbial community in sludge fermentation systems. **Bioresour Technol** 197:56–63, 2015.

ZHANG, C., QIN, Y., XU, Q., LIU, X., LIU, Y., NI, B.-J., YANG, Q., WANG, D., LI, X., WANG, Q. **Free ammonia-based pretreatment promotes short-chain fatty acid**

production from waste activated sludge. ACS Sustain. Chem. Eng. 6, 9120–9129, 2018.

ZHANG, D., CHEN, Y., ZHAO, Y., ZHU, X. New sludge pretreatment method to improve methane production in waste activated sludge digestion. **Environ. Sci. Technol.** 44, 4802–4808, 2010.

ZHAO, J., WANG, D., LIU, Y., NGO, H.H., GUO, W., YANG, Q., LI, X. Novel stepwise pH control strategy to improve short chain fatty acid production from sludge anaerobic fermentation. **Bioresour. Technol.** 249, 431–438, 2018.

ZHEN, G., LU, X., KATO, H., ZHAO, Y., LI, Y.-Y. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: current advances, full-scale application and future perspectives. **Renew. Sust. Energ. Rev.** 69, 559–577, 2017.

ZOU, J., PAN, J., HE, H., WU, S., XIAO, N., NI, Y., LI, J. Nitrifying aerobic granular sludge fermentation for releases of carbon source and phosphorus: the role of fermentation pH. **Bioresour Technol** 260:30–37, 2018.