



INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS -  
ICIAG

GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL

MATHEUS SILVA

ESTUDO DA TECNOLOGIA DO LGA: PRINCÍPIOS, REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NUTRIENTES E AVALIAÇÃO PARA EFLUENTES DE LATICÍNIOS

UBERLÂNDIA

2021

MATHEUS SILVA

ESTUDO DA TECNOLOGIA DO LGA: PRINCÍPIOS, REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NUTRIENTES E AVALIAÇÃO PARA EFLUENTES DE LATICÍNIOS

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao instituto de Ciências  
Agrárias da Universidade Federal de  
Uberlândia como requisito parcial para  
obtenção do título de bacharel em  
Engenharia Ambiental.

Orientador: Ismarley Lage Horta Morais

UBERLÂNDIA

2021

MATHEUS SILVA

ESTUDO DA TECNOLOGIA DO LGA: PRINCÍPIOS, REMOÇÃO BIOLÓGICA DE  
NUTRIENTES E AVALIAÇÃO PARA EFLUENTES DE LATICÍNIOS

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao instituto de Ciências  
Agrárias da Universidade Federal de  
Uberlândia como requisito parcial para  
obtenção do título de bacharel em  
Engenharia Ambiental.

Uberlândia, 26 de novembro de 2021.

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Ismarley Lage Horta Moraes  
(Orientador – FECIV/UFU)

---

Prof. Dra. Maria Lyda Bolanos Rojas  
(FECIV/UFU)

---

Prof. Vitor Luís Amorim Fonseca  
(UFV)

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente à Deus, pela oportunidade de estudar, pela saúde e pela família que ele me concedeu.

Aos meus pais Etel Silva e Luci Helena Silva e à minha irmã Giovanna Silva, que tiveram papel fundamental em toda minha trajetória e por todo o suporte durante meus anos de estudo.

Ao meu orientador Ismarley Lage Horta Moraes, por toda a paciência, disponibilidade e auxílio durante a realização deste trabalho.

E a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a minha formação fizeram parte da minha jornada até aqui.

## RESUMO

As águas residuárias produzidas em um laticínio são caracterizadas pela elevada carga orgânica, grande quantidade de nutrientes e presença de compostos químicos e inorgânicos decorrentes de etapas de limpeza e desinfecção. Pesquisas recentes apontam para um tipo de tratamento biológico com bastante eficiência de remoção de matéria orgânica e que ainda pode remover nutrientes em um único reator, implicando em economia de área e energia. Trata-se de um sistema utilizando lodo granular aeróbio por meio do Reator em Batelada Sequencial (RBS). A estrutura esférica densa dos grânulos possibilita maior velocidade de sedimentação e causa limitação na transferência de oxigênio, implicando na existência de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias que contribuem para os processos de remoção biológica de nutrientes, favorecido ainda pelo elevado tempo de residência celular. Sendo assim, foi realizada uma pesquisa com diferentes trabalhos a fim de reunir informações e apresentar resultados já constatados por outros pesquisadores. De maneira geral, foi constatado que temperaturas na faixa de 20 à 30° C apresentaram elevada eficiência de nitrificação/desnitrificação e boa formação de grânulo. Uma pesquisa utilizando efluente de laticínio apresentou resultados significativos de eficiência de remoção, sendo eles: 68 a 96% de eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), 84.4 a 97.2% de eficiência de remoção de demanda biológica de oxigênio (DBO), 68 a 99.85% de eficiência de remoção de amônio (NH<sub>4</sub>), 36.6 a 79.4% de eficiência de remoção de nitrogênio total (Nt) e 11.54 a 72.24% de eficiência de remoção de fósforo total (Pt). Também foi apresentado resultados de tratamentos para outros tipos de efluentes. Com efluentes de águas residuais urbanas, a remoção média de NT foi de apenas 21%, limitada devido ao baixo tempo de retenção celular (TRC) (2 a 3 dias) e atingindo valores de remoção de NH<sub>4</sub> em torno de 80%, valor atribuído a temperaturas relativamente altas (16-27°C). Para águas residuais de refinaria de petróleo foram constatados resultados de 86% e 92%, na eficiência de remoção de DQO e NH<sub>4</sub> respectivamente. Conclui-se que a tecnologia de Lodo Granular Aeróbio (LGA) é uma das tecnologias mais estudadas para tratamento de efluentes, porém, alguns pontos ainda precisam ser melhorados, como por exemplo, o problema de instabilidade do grânulo (fator crucial para operação a longo prazo).

**Palavras-chave:** granulação; tratamento aeróbio; nitrogênio; fósforo.

## ABSTRACT

The wastewater produced in a dairy is characterized by its high organic load, large amount of nutrients and the presence of chemical and inorganic compounds resulting from cleaning and disinfection steps. Recent researches point to a type of biological treatment with very efficient removal of organic matter and which can still remove nutrients in a single reactor, resulting in area and energy savings. It is a system using aerobic granular sludge through a Sequential Batch Reactor (RBS). The dense spherical structure of the granules allows for greater sedimentation speed and limits oxygen transfer, implying the existence of aerobic, anoxic and anaerobic zones that contribute to the processes of biological removal of nutrients, further favored by the long time of cell residence. Therefore, a survey was carried out with different works in order to gather information and present results already observed by other researchers. In general, it was found that the range from 20 to 30° C had a high rate of nitrification / denitrification and good granule formation. A survey using dairy effluent presents removal efficiency results, as follows: 68 to 96% chemical oxygen demand (COD) removal efficiency, 84.4 to 97.2% oxygen removal efficiency (BOD), 68 to 99.85% ammonium removal efficiency (NH<sub>4</sub>), 36.6 to 79.4% total nitrogen removal (Nt) and 11.54 to 72.24% phosphorus removal efficiency total (Pt). Treatment results for other types of effluents were also presented. With urban wastewater effluents, the average NT removal was only 21%, limited due to the low cell retention time (TRC) (2 to 3 days) and reaching NH<sub>4</sub> removal values around 80%, attributed value at relatively high temperatures (16-27°C). For oil refinery wastewater, results of 86% and 92% were found in the removal efficiency of COD and NH<sub>4</sub>, respectively. It is concluded that the Aerobic Granular Sludge (LGA) technology is one of the most studied technologies for effluent treatment, however, some points still need to be improved, such as the granule instability problem (crucial factor for long operation deadline).

**Keywords:** dairy; treatment; nutrients.

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ARL	Águas residuárias da indústria de laticínios
BOAs	Bactérias oxidantes de amônia
BONs	Bactérias oxidantes de nitrito
C	Carbono
CH <sub>4</sub>	Metano
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EBPR	Remoção biológica de fósforo assistida
ETE	Estações de tratamento de esgoto
IVL	Índice de volume de lodo
LA	lodo floculento
LGA	Lodo granular aeróbio
MO	Matéria orgânica
N	Nitrogênio
N <sub>2</sub>	Nitrogênio
N <sub>2</sub> O	Óxido nítrico
NH <sub>4</sub>	Amônio
NO	Óxido nítrico
Nt	Nitrogênio total
OAPs	Organismos acumuladores de fosfato
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
PHB	Polihidroxibutirato
Pt	Fósforo total
RBS	Reator em batelada sequencial
RBS	Reatores em bateladas sequenciais
SPE	Substâncias poliméricas extracelulares
TDH	Tempo de detenção hidráulica



TRC

Tempo de retenção celular

UASB

Upflow anaerobic sludge blanket

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema característico do processo de lodos ativados convencional.....	18
Figura 2 - Floco de lodo ativado .....	19
Figura 3 - Representação esquemática do ciclo operacional do RBS para remoção de matéria orgânica (MO).....	20
Figura 4 - Representação esquemática da estrutura de um grânulo aeróbio, realizando simultânea remoção de nitrogênio e fósforo durante a etapa de aeração. ....	23
Figura 5 - Fluxograma de etapas para formação dos grânulos aeróbios. ....	24
Figura 6 - Evolução da biomassa em reator granular ao longo do período de operação do (a) dia 30 e (b) dia 200. ....	26
Figura 7 - Foto dos grânulos no reator RR e RD.....	27
Figura 8 - Modelo conceitual dos principais processos biológicos da remoção de carbono e nitrogênio no lodo granular aeróbio.....	34
Figura 9 - Perfil de pH durante remoção da N-NH <sub>3</sub> .....	34
Figura 10 - (a) Carga de nitrogênio e porcentagem de nitrificação observada no intervalo de 200 dias (a) afluente NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (♦), efluente NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (○), efluente NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (Δ), e efluente NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (×) (b) Remoção de nitrogênio (*) e nitrificação (●).....	35
Figura 11 - Perfil de OD durante remoção de DQO .....	36
Figura 12 - Perfil de OD durante remoção da N-NH <sub>3</sub> .....	36
Figura 13 - Perfil de Eh e nitrato.....	37
Figura 14 - Perfil de Eh e DQO .....	37
Figura 15 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>4</sub> ) nos reatores RR e RD durante 72 dias de operação.....	38
Figura 16 - Concentração de NT afluente e efluente no reator RR durante 72 dias de operação .....	39
Figura 17 - Concentração de NT afluente e efluente no reator RR durante 72 dias de operação .....	39
Figura 18 - Eficiência de remoção no reator RR e RD durante 72 dias de operação	40

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Volume aproximado de efluentes gerados em diferentes linhas de produção .....	14
Tabela 2 - Principais parâmetros do afluente .....	40
Tabela 3 - Desempenho do tratamento .....	40
Tabela 4 - Configurações de reatores em bateladas sequenciais (RBS) de volume constante de lodo granular aeróbio (LGA) utilizadas na patente Nereda® .....	44
Tabela 5 - Configurações de reatores em bateladas sequenciais (RBS) de volume constante de lodo granular aeróbio (LGA) utilizadas na patente Nereda® com ciclo de 4 h .....	44
Tabela 6 - Desempenho médio das estações de tratamento de esgoto (ETE) com tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) no tratamento de esgoto doméstico.....	45

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 - Níveis de tratamento de esgoto .....	15
---	----

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO .....	13
2.1 EFLUENTES DE INDÚSTRIAS DE LATICÍNIO .....	14
2.2 TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	15
2.2.1 Processos aeróbios .....	16
2.2.2 Processos anaeróbios .....	16
2.3 LODOS ATIVADOS .....	17
2.4 REATOR EM BATELADA SEQUENCIAL (RBS) .....	19
2.5 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES .....	21
2.6 LODO GRANULAR AERÓBIO .....	22
2.7 FATORES QUE INFLUENCIAM NA GRANULAÇÃO .....	27
2.8 ESTABILIDADE DOS GRÂNULOS .....	30
2.9 REMOÇÃO DE NUTRIENTES COM LODO GRANULAR AERÓBIO .....	31
2.10 RBS DE VOLUME CONSTANTE .....	41
2.11 APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA DE LGA EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM ESCALA REAL E PARÂMETROS DE PROJETOS .....	43
2.12 OPERAÇÃO DE REATORES DE LGA .....	45
2.13 DESAFIOS PARA IMPLANTAÇÃO DA TECNOLOGIA DE LGA .....	46
3 CONCLUSÃO .....	46
REFERÊNCIAS .....	49

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes sanitários sem o tratamento adequado, é o fator determinante na problemática de degradação da qualidade da água dos corpos receptores. O aumento crescente na concentração de nutrientes, como fósforo e nitrogênio nos ecossistemas aquáticos está relacionado com as frequentes florações de algas e ao demasiado crescimento da vegetação, conhecido como o processo de eutrofização. O fósforo é um elemento essencial à vida, no entanto, a sua acumulação em excesso no meio, é visto como um problema que conduz à deterioração da qualidade do corpo hídrico e a eutrofização (COMITÉ ECONÔMICO E SOCIAL EUROPEU, 2013).

No Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019), apenas 108,1 milhões de habitantes são atendidos com redes de coleta de esgoto e vale destacar que do total geral de esgoto gerado, apenas 49,1% são tratados. Em relação às águas residuárias da indústria de laticínios (ARL), além de apresentarem alta carga orgânica, possuem concentrações de nutrientes semelhantes e por vezes superiores aos dos esgotos domésticos (DA SILVA; DE SIQUEIRA; NOGUEIRA, 2018). Concomitantemente, a quantidade e a carga poluente das águas residuárias das indústrias de laticínios variam, dependendo do tipo de processo e do controle exercido sobre as diferentes descargas de resíduos (SERTOLI et al., 2008). A concentração elevada de nitrogênio presente neste tipo de efluente, é oriunda principalmente das proteínas do leite (SERTOLI et al., 2008). Por outro lado, grande parte do fósforo presente nas águas residuárias pode ser atribuído ao uso de detergentes, produto largamente utilizado para limpeza de equipamentos do processamento do leite, limpeza de pisos e utensílios de refeitórios (MENDONÇA et al., 2012).

Apesar da facilidade de tratamento dos principais resíduos líquidos oriundos do processamento do leite, alguns componentes utilizados no processo podem interferir negativamente na tratabilidade das águas residuárias dessa tipologia industrial, como a acidez e os resíduos de detergentes que alteram o pH, enquanto os sanitizantes inibem o crescimento bacteriano, tornando o tratamento mais complexo (DA SILVA; DE SIQUEIRA; NOGUEIRA, 2018).

As estações de tratamento de esgoto (ETE) convencionais são projetadas para

remover primordialmente material orgânico biodegradável. Estas estações de tratamento são desprovidas de compartimentos onde possa ocorrer a remoção de nitrogênio por mecanismos microbiológicos ou remoção significativa de fósforo, pois, não são dimensionadas com tal propósito (MENDONÇA et al., 2012).

Pesquisas recentes apontam para um tipo de tratamento biológico com bastante eficiência de remoção de matéria orgânica e que ainda pode gerar economia de energia. Trata-se de um sistema utilizando lodo granular aeróbio (LGA) ao invés dos já tradicionais lodos ativados. Grânulos aeróbios são microesferas geradas durante o tratamento de águas residuárias e são mais densas do que os flocos formados durante o tratamento convencional pelo sistema de lodos ativados (SARMA; TAY, 2018) e o reator a ser utilizado nesse sistema possui uma forma mais compacta que o reator utilizado nos lodos ativados e pode ser capaz de remover de forma eficiente nutrientes como nitrogênio e fósforo que quando lançados em grande quantidade nos cursos d' água podem causar a eutrofização (SENGAR et al., 2018).

A elevada idade do lodo do LGA possibilita o crescimento e a reprodução de microrganismos de crescimento lento, tais como as bactérias nitrificantes, o que contribui para aumentar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (YAN et al., 2016). A estrutura esférica densa dos grânulos causa limitação na transferência de oxigênio, permitindo a ocorrência de zonas anóxicas e anaeróbias no interior dos grânulos, o que possibilita a ocorrência simultânea dos s de nitrificação e desnitrificação (WANG et al., 2019; YAN et al., 2016). Em relação ao fósforo, processos convencionais de remoção de fósforo necessitam de reatores aeróbios e anaeróbios. Grânulos aeróbios possibilitam a utilização de um único reator, com a remoção ocorrendo por bioacumulação e, sobretudo, por precipitação. (SARMA; TAY, 2018).

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo evidenciar a eficiência do sistema de reator sequencial em batelada com lodo granular aeróbio para o tratamento de águas residuárias de laticínios com ênfase na remoção de nitrogênio e fósforo e também apresentar resultados de trabalhos que usaram a mesma tecnologia para tratamento de águas residuais urbanas e de refinaria de petróleo, a fim de comparação devido a carga orgânico diferente da apresentada em efluente de laticínios.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

## 2.1 Efluentes de indústrias de laticínio

Estima-se que a produção de leite tenha sido em torno de 35 milhões de toneladas em 2015 e 33,6 milhões de toneladas em 2016 (IBGE, 2006) e para projeção futura, estima-se também, que em 2025 o Brasil produzirá 47,5 milhões de toneladas de leite (VILELA, 2015). É possível comparar o volume de efluente produzido por quilo de leite processado por meio da tabela 1.

Tabela 1 - Volume aproximado de efluentes gerados em diferentes linhas de produção

Tipos de produto	Volume de efluente líquido (litro/kg de leite processado)
Produtos “brancos” (leites, cremes e iogurtes)	3
Produtos “amarelos” (manteiga e queijos)	4
Produtos “especiais” (concentrados de leite ou soro e produtos lácteos desidratados)	5

Fonte: CETESB, 2006

Considera-se que os efluentes provenientes de indústrias de laticínios estão entre os mais poluidores devido ao alto grau de consumo de água nas operações de processamento, limpeza e elevada geração de efluentes líquidos (VOURCH et al., 2008). Tais efluentes se constituem de elevada carga orgânica e de nutrientes. Constituintes esses que quando descartados de maneira inadequada, podem acarretar grandes problemas ambientais.

Esses efluentes trazem consigo uma elevada demanda química e bioquímica de oxigênio devido ao alto grau de lipídios, carboidratos e proteínas em sua composição, que conferem uma alta carga orgânica. Quando dispostos em corpos d'água sem o devido tratamento, diminuem radicalmente a concentração de oxigênio dissolvido e colocam em ameaça o ecossistema aquático (VILLA; SILVA; NOGUEIRA, 2007).

Outro problema muito frequente é a variação da carga orgânica no efluente de laticínio, que pode vir a causar o intumescimento do lodo e prejudicar a eficiência dos processos biológicos (ALMEIDA, 2004). Esse problema pode ser evitado mediante etapa de pré-tratamento que possa diminuir a carga orgânica e viabilizar o prosseguimento do tratamento biológico (VILLA; SILVA; NOGUEIRA, 2007). Neste contexto, julga-se necessário a execução de tratamentos de efluentes aperfeiçoados e adaptados com identificação dos pontos críticos de geração dos efluentes no



processo produtivo a fim de se ter uma produção sustentável (SARAIVA, 2013).

## 2.2 Tratamento de efluentes

O desenvolvimento na área de tratamento de efluentes é de fato a narrativa que dita a preocupação com assuntos relacionados à saúde e ao ambiente, particularmente em paralelo com o crescimento das cidades. Visto isso, os métodos de tratamento de esgoto foram, a princípio, desenvolvidos voltados para a saúde pública e devido às condições precárias causadas pela descarga indevida de efluentes no meio ambiente. Diante disso, de acordo com o crescimento das cidades, uma grande demanda por novos métodos de tratamento, objetivando a aceleração dos processos ocorridos na natureza, sob condições controladas foram surgindo (METCALF; EDDY, 2013).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, na qual complementa a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, os efluentes de qualquer fonte poluidora apenas poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o tratamento adequado desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis..

Metcalf e Eddy (2013) classificam os níveis de tratamento de maneira bem detalhada, como mostrado no quadro a seguir:

Quadro 1 - Níveis de tratamento de esgoto

<b>Nível de tratamento</b>	<b>Descrição</b>
<b>Preliminar</b>	Remoção de constituintes, como trapos, galhos, flotáveis, areia e graxa que possam causar problemas operacionais ou de manutenção às operações e aos processos de tratamento e sistemas auxiliares.
<b>Primário</b>	Remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica do esgoto.
<b>Primário avançado</b>	Remoção melhorada de sólidos suspensos e de matéria orgânica do esgoto. Tipicamente efetuada pela adição de compostos químicos ou filtração.
<b>Secundário</b>	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos suspensos. A desinfecção é também, tipicamente incluída na definição de tratamento secundário convencional.

<b>Secundário com remoção de nutrientes</b>	Remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio, fósforo ou ambos).
<b>Terciário</b>	Remoção de sólidos suspensos residuais (após tratamento secundário), usualmente por filtros granulares, filtros de pano ou microtelas. A desinfecção é, também um componente típico do tratamento terciário. Remoção de nutrientes é geralmente incluído nesta definição.
<b>Avançado</b>	Remoção de materiais, suspensos ou dissolvidos, que permanecem após tratamento biológico, quando requerido para aplicações diversas de reuso.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2013

No que tange ao tratamento secundário, são classificados em aeróbios e anaeróbios e visam a retirada de substâncias biodegradáveis presentes no efluente que pode estar dissolvida ou em suspensão, por meio de métodos que aceleram a decomposição dos poluentes orgânicos. Os subtópicos 2.2.1 e 2.2.2 trazem uma explicação mais detalhada a respeito de cada processo em específico.

### **2.2.1 Processos aeróbios**

Esse processo baseia-se na utilização de microorganismos que requerem oxigênio molecular, sendo mais comumente aplicados na indústria, representados principalmente pelas lagoas aeradas e pelos sistemas lodos ativados (FREIRE et al., 2000).

Esse processo pode ser usado para quase todos os tipos de efluentes, sendo que, para cada quilograma de DBO removida, é produzido aproximadamente 0,4 a 0,7 quilograma de lodo. Se trata do processo de tratamento de efluentes mais utilizado e o principal exemplo é o Sistema de Lodos Ativados, composto fundamentalmente por tanque de aeração e decantação (LANGE, 2012). O sistema de lodos ativados será detalhado posteriormente.

### **2.2.2 Processos anaeróbios**

Quando se trata de sistemas de biodigestão anaeróbia, refere-se a um processo de tratamento biológico de efluente dos quais o oxigênio, nitrito, nitrato e o

consequente aumento da geração de amônia não fazem parte. O processo é conduzido com o objetivo de converter a matéria orgânica biodegradável em metano e dióxido de carbono (GRADY, 1999).

A digestão anaeróbia é proveniente de um processo biológico que é realizado por um consórcio microbiano diversificado, promovendo a transformação de macromoléculas orgânicas complexas em produtos mais simples como o metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) na inexistência de oxigênio molecular (BOTHEJU; BAKKE, 2011; CAMPOS, 1999).

As principais vantagens atreladas ao tratamento anaeróbio, abordadas pela maioria dos pesquisadores são: a baixa produção de lodo quando se compara com processos aeróbios, a baixa demanda energética e a conversão de parte da matéria orgânica biodegradável em biogás, proporcionando um elevado potencial de aproveitamento energético (SYED et al., 2008; PÖSCHL; WARDA; OWENDE, 2010).

### **2.3 Lodos Ativados**

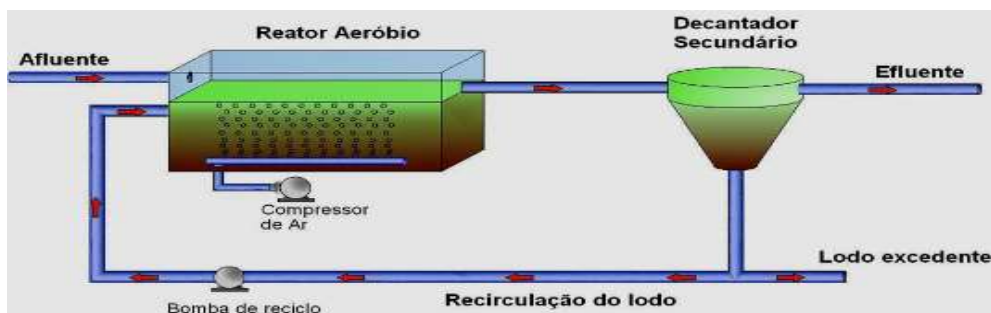
Entre os anos de 1914 e 1920, diversos sistemas de lodos ativados em batelada foram operados, no entanto, foram sendo deixados de lado devido à complexidade da operação (US EPA, 1999). Porém, por volta de 1950 e início de 1960, o interesse pela tecnologia foi retomado e simultaneamente começou a existir uma maior e mais tecnológica gama de equipamentos que auxiliaram na criação de controles automatizados por microprocessadores (VON SPERLING, 2007). Tendo em vista o aumento da preocupação com os impactos gerados por lançamento de efluentes em cursos d'água, os RBS vêm sendo otimizados a fim de maximizar a remoção biológica de nutrientes (DEBIK; MANAV, 2010; ZHANG et al., 2011).

O sistema de lodos ativados é usualmente utilizado para o tratamento biológico de esgotos domésticos e efluentes industriais. Sistema esse que teve início na década de 1880, na Inglaterra, advindo do estudo do sistema de aeração de esgotos em tanques (METCALF; EDDY, 2013). Em síntese, a tecnologia de lodo ativado é uma das mais utilizadas para o tratamento biológico de águas residuárias (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012). Todavia, ela necessita de diversas operações unitárias de tratamento quando se tem em mente a remoção de nutrientes, gerando maiores custos de instalação e operação, demanda de área, além de gastos energéticos elevados. Em vista a esse cenário, novas tecnologias foram surgindo, como a de lodo

granular aeróbio (LGA), tecnologia na qual foi apontada como uma das mais promissoras da atualidade (NANCHARAIH; REDDY, 2018).

Resumidamente, o sistema básico de tratamento por lodos ativados, como apresentado na figura 1, é constituído pelos subseqüentes componentes elementares: (1) um reator no qual os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e aerados; (2) uma unidade de separação sólido-líquido, normalmente um tanque de sedimentação e (3) um sistema de recirculação dos sólidos separados no sedimentador para o reator. Componentes esses que quando combinados oferecem uma característica importante ao sistema de lodo ativado que é a formação de sólidos sedimentáveis flocculentos, os quais podem ser retirados pela sedimentação gravitacional (METCALF; EDDY, 2013).

Figura 1 - Esquema característico do processo de lodos ativados convencional



Fonte: adaptado de VON SPERLING, 1997

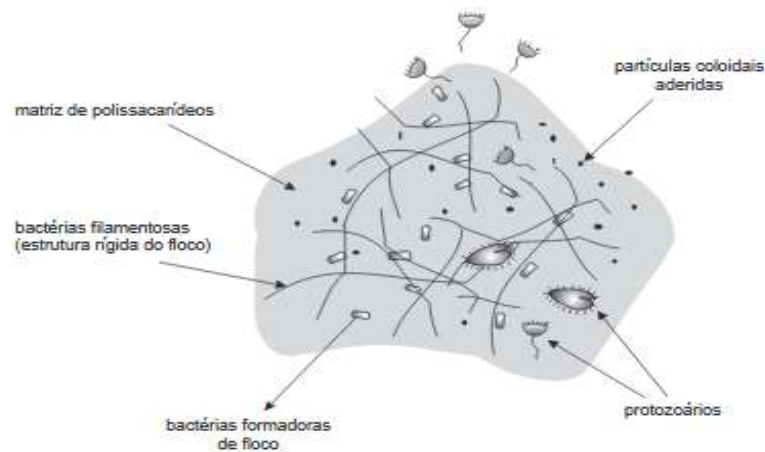
O sistema de lodo ativado é definido por processos que geram uma massa ativada de microrganismos que são aptos à degradação da matéria orgânica dissolvida e em suspensão, transformando-a em gás carbônico, água e biomassa. Esse ambiente aeróbio que é instaurado pela adição de ar ao sistema, além de fornecer oxigênio, mantém o sistema em agitação contínua. Além de que, através da alimentação do sistema com o efluente a ser tratado, ocorre o desenvolvimento bacteriano, dado que a eficiência do sistema de tratamento se dá por meio da relação alimento/microrganismo presentes no sistema (LANGE, 2012).

Outro ponto que interfere na eficiência do sistema é o tempo de retenção dos sólidos que é intitulado como idade do lodo e é essa permanência maior do lodo no sistema devido à recirculação que vai garantir uma maior eficiência do sistema de lodos ativados, visto que, a biomassa tem tempo considerável para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos (VON SPERLING, 2016).

No que tange aos microorganismos envolvidos no processo, podem ser

categorizados em relação à fonte de carbono em heterotróficos, nas quais usam matéria orgânica como fonte de carbono para síntese de novas células e podem ser categorizados como autotróficos, os quais utilizam gás carbônico como fonte de carbono. Outro ponto a se salientar é que as bactérias possuem uma matriz gelatinosa, que permite a sua aglutinação e de outros microrganismos, como protozoários, formando os flocos. O floco possui dimensões maiores, o que contribui para uma sedimentação facilitada, como é ilustrado na figura 2 (VON SPERLING, 2016).

Figura 2 - Floco de lodo ativado



Fonte: Von Sperling, 2016

Quando ocorre um aumento excessivo de bactérias filamentosas dentro de um sistema de lodos ativados ocorre o fenômeno conhecido como *bulking* filamentoso que interfere profundamente na sedimentação, espessamento e concentração do lodo. Uma vez que, ao invés de sedimentar, ocorre o fenômeno inverso, ou seja, a flotação do lodo no sistema, acarretando o arraste de partículas junto com o efluente tratado. Em contrapeso, quando há pouca quantidade de bactérias filamentosas, faz com que o floco fique fraco e seja facilmente quebrado durante o processo do tratamento do efluente (MORAIS, 2011).

#### 2.4 Reator em Batelada Sequencial (RBS)

As tecnologias aplicadas para o tratamento de efluentes, fundamentadas na criação de biomassa granular, incluem os processos de granulação aeróbia e anaeróbia. No que tange aos processos que aplicam a granulação anaeróbia, os mais

comuns são os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (do inglês: Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB).

A geração de biomassa na forma de grânulos aeróbios vem sendo trabalhada em vários países, empregando reatores em bateladas sequenciais (RBS) operados em ciclos constantes dados pelas seguintes fases: enchimento, reação, sedimentação, descarte do tratado e repouso, como apresentado na figura 3 (WAGNER; COSTA, 2015).

Figura 3 - Representação esquemática do ciclo operacional do RBS para remoção de matéria orgânica (MO)



A fase do enchimento proporciona a adição do efluente podendo ser estático, misturado ou aerado, dependendo do objetivo do tratamento. Se o enchimento com mistura for o escolhido, a concentração de substrato, a concentração de oxigênio dissolvido e a concentração de nitrato variam durante o período de enchimento já no enchimento estático, envolve a introdução do esgoto sem mistura ou aeração (WILDERER et al., 1997).

A etapa de reação, a mais importante na degradação do substrato orgânico, pode ser anaeróbia ou aeróbia, ou pode ser alternada entre aeróbia, anóxica e anaeróbia, sendo misturada e/ou aerada segundo finalidade do processo, obtendo condições que podem vir a promover a remoção de matéria carbonácea, nitrogênio e fósforo. O tempo necessário para essa etapa varia de acordo com parâmetros como a composição e concentração do substrato, qualidade requerida para o efluente, concentração da biomassa e temperatura do resíduo (CALLADO, 2001).

Na fase de sedimentação, a aeração é cessada para permitir a decantação dos

sólidos no interior do tanque sem interferência de entrada e saída de líquidos (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Posteriormente, na fase de retirada do tratado, o sobrenadante é drenado do sistema, para que assim, possa ser dado início à etapa de repouso, a qual pode ser usada para aumentar a duração de uma ou mais fases de um ciclo (ARTAN e ORHON, 2005). O excedente de lodo pode ser retirado tanto nessa fase quanto na fase de aeração. Esse lodo fica em repouso até o início do próximo ciclo de operação (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

## 2.5 Remoção Biológica de Nutrientes

Os macronutrientes, nitrogênio e fósforo, uma vez que despejados em larga escala e de forma contínua no corpo hídrico receptor, propiciam o desenvolvimento exagerado de algas, plantas aquáticas e alguns outros organismos, maximizando o processo de eutrofização. Além do mais, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato são classificados como potenciais cancerígenos (Souza, 2000).

A função primordial da remoção de fósforo e nitrogênio, no processo de tratamento de esgotos, busca diminuir o impacto eutrofizante promovido pelo lançamento de efluente nos corpos hídricos, pois, a redução somente de nitrogênio não é substancialmente eficiente, pois diversas bactérias, cianobactérias e algas podem fixá-lo da atmosfera e oxidá-lo em nitrito e nitrato. Em suma, a remoção de fósforo durante o processo de tratamento é, portanto, mais efetiva na atenuação da eutrofização (Henrique et al., 2010).

A remoção biológica de nitrogênio é feita por meio da nitrificação, na qual é realizada por bactérias autotróficas em presença de oxigênio. Nitrogênio na forma orgânica ou amoniacal é oxidado previamente a nitrito pelas bactérias *Nitrossomonas sp.* e posteriormente este é oxidado a nitrato pelas bactérias *Nitrobacter sp.* seguida da desnitrificação, etapa essa que é realizada por bactérias heterotróficas em condições anóxicas, que também realizam a biodegradação da matéria orgânica em ausência de oxigênio e em presença de nitrato (RUBINO; ARAÚJO; COELHO, 2003).

Em poucas palavras, a nitrificação é a oxidação do amônio e nitrogênio orgânico a nitrato na presença de oxigênio dissolvido, ou melhor, em ambiente aeróbio. Já na desnitrificação, o nitrato é reduzido biologicamente a partir de condições anóxicas ou em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, a óxidos

gasosos de N ( $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) e os mesmos para  $\text{N}_2$  que é liberado para a atmosfera (CALLADO, 2001).

Para o tratamento biológico do fósforo, é essencial a existência tanto de zonas anaeróbias quanto de zonas aeróbias na linha de tratamento. Simplificadamente, na fase anaeróbia os organismos acumuladores de fosfato (OAPs) liberam fosfato a fim de obter energia para o transporte de substrato e para a formação e armazenamento de produtos metabólicos orgânicos, tais como polihidroxibutirato (PHB). Na fase aeróbia o PHB é oxidado a gás carbônico e água. Assim, o fosfato solúvel é retirado da solução pelos OAPs, sendo armazenado em suas células para que ocorra geração de energia (RUBINO; ARAÚJO; COELHO, 2003).

Nesse processo, a remoção biológica de fósforo na forma de fosfato pode ocorrer de duas formas, tanto por aumento do crescimento da biomassa microbiana acumuladora de fosfato (OAPs), quanto pelo aumento da capacidade de estocagem de fosfato, na forma de poli-P. Em resumo, a hegemonia de organismos acumuladores de fosfato no sistema neste tipo de configuração (anaeróbio-aeróbio), provém da capacidade que eles possuem em hidrolisar, na falta de oxigênio, poli-P para suprir aumento da fonte de carbono. Nesta circunstância, ocorre o acúmulo de PHB e liberação dos ortofosfatos. Posteriormente, os OAPs crescem aerobicamente e o ortofosfato se converte em poli-P às dispensas da degradação de PHB como fonte de carbono e energia (RUBINO; ARAÚJO; COELHO, 2003).

Visto isso, para exemplificar o uso de RBS para a remoção de nutrientes, cita-se os estudos de Lee et al. (2007), Henrique et al. (2010) e Bassin et al. (2012). No primeiro estudo foi alcançado uma eficiência de remoção biológica de fósforo em 93% utilizando idade do lodo de 20 dias. No segundo estudo estudaram a remoção biológica de fósforo em RBS com o monitoramento de diferentes idades do lodo (20, 5 e 3 dias), os resultados demonstraram eficiência média de remoção na faixa de 79 e 82%, sendo que, o sistema que operou com idade de lodo de 5 dias, obteve os melhores resultados. Por fim, no terceiro estudo avaliaram dois reatores de grânulos em bateladas sequenciais com temperaturas na faixa de 20 e 30° C, e constataram nitrificação/desnitrificação completa e remoção de 90% de fosfato.

## **2.6 Lodo granular aeróbio**

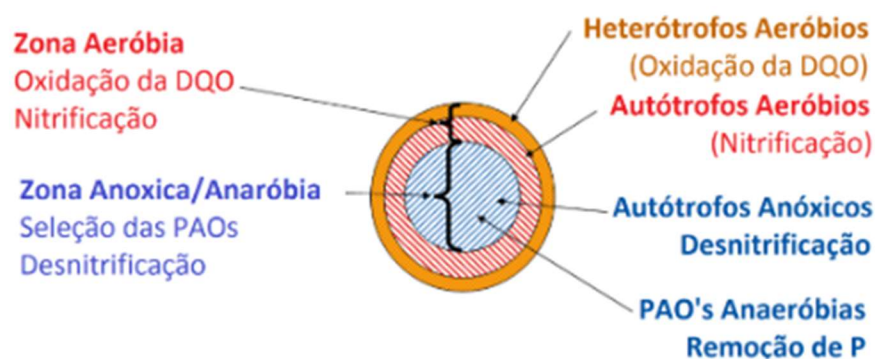
Quando se compara com o lodo floculento (LA), encontrado no sistemas de



lodos ativados convencional, o lodo granular aeróbio apresenta algumas vantagens, como maior velocidade de sedimentação e retenção de biomassa na forma de grânulos compactos e densos e paralela remoção de carbono, nitrogênio e fósforo devido à presença das zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia nos grânulos, imprimindo uma maior colaboração metabólica entre os microrganismos (AB HALIM et al., 2015; NANCHARAI AH; REDDY, 2018; ROLLEMBERG et al., 2018; WINKLER et al., 2018).

A fim de identificar o LGA, destaca-se a ausência de meio suporte, a presença de microrganismos ativos em aglomerados com tamanho mínimo de 0,2 mm e boa sedimentabilidade, descrita através do uso do parâmetro índice volumétrico de lodo (IVL) (DE KREUK, KISHIDA E VAN LOOSDRECHT, 2007). A representação esquemática de um grânulo aeróbio pode ser observada na figura 4.

Figura 4 - Representação esquemática da estrutura de um grânulo aeróbio, realizando simultânea remoção de nitrogênio e fósforo durante a etapa de aeração.



Fonte: Adaptado de Ekama (2015)

Os grânulos retratam em sua estrutura um gradiente de difusão de oxigênio encarregado por formar diferentes zonas nomeadas aeróbia, anóxica e anaeróbia como representado na figura 4, ocasionando uma grande variedade populacional de microrganismos (ROLLEMBERG et al., 2018). Na zona aeróbia, caracterizada por ser a mais externa, predominam microrganismos heterotróficos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Na porção intermediária, possui oxigênio suficiente para suprir a oxidação de amônia, onde predominam os microrganismos nitrificantes, encarregados pelos processos de nitrificação. Por último, na zona anóxica-anaeróbia, na porção central do grânulo, apresenta predominância dos processos de desnitrificação e remoção de fósforo (SENGAR et al., 2018), além de células microbianas mortas (SARMA; TAY; CHU, 2017).

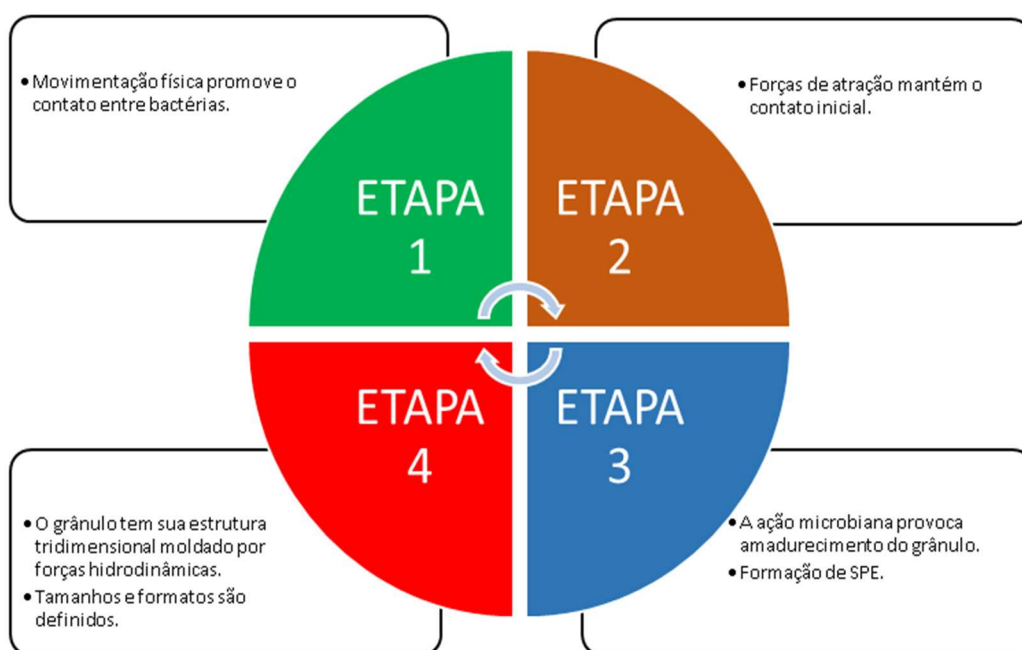
Devido a presença de diferentes zonas nos grânulos aeróbios, infere-se que

eles possuem uma estrutura microbiana densa, com ótima sedimentabilidade e retenção de biomassa, além de habilidade de resistir a variações de carga orgânica (ZHENG *et al.*, 2006). Além disso, a particularidade mais promissora dessa tecnologia em vista ao lodo ativado, é a viabilidade de remoção de metais pesados, como níquel, cádmio, cobre e zinco (LIU *et al.*, 2003; XU; LIU; TAY, 2006), além de contaminantes emergentes, como fármacos, produtos de higiene pessoal e produtos químicos industriais (SARMA; TAY; CHU, 2017).

Os fatores determinantes no processo de granulação são a força de cisalhamento hidrodinâmica, definida pela velocidade ascensional das bolhas de ar e o regime de alimentação (períodos sequenciais de abundância e escassez de substrato) (NANCHARAIH; REDDY, 2018).

No que concerne a Liu e Tay (2002), consideram um mecanismo mais geral do processo de formação de grânulos aeróbios, estratificando em quatro estágios, como exposto na figura 5.

Figura 5 - Fluxograma de etapas para formação dos grânulos aeróbios.



Fonte: Adaptado de Liu e Tay (2002).

Citado na figura anterior como um dos fatores que influenciam na formação dos grânulos, substâncias poliméricas extracelulares (SPE) são produzidas por secreção compostos com alto peso molecular as quais são formadas a partir de microrganismos do sistema de lodos ativados são formados principalmente por polissacarídeos e proteínas e não possuem fácil biodegradabilidade. Conclui-se que o SPE é

responsável pela união das bactérias do sistema por meio do suprimento de uma matriz para elas fixarem-se (HENZE et al., 1997). As SPE são constituídas por um material viscoso composto por substâncias secretadas por bactérias através de circunstâncias impostas pelo ambiente em que se encontram, formado por proteínas, polissacarídeos, ácidos húmicos e lipídeos (ADAV et al., 2008). Diversos estudos evidenciaram que a maior parte das SPE são geradas durante a fase de *feast* (abundância de substrato) no ciclo dos RBSs, em seguida ao período de alimentação, onde a Demanda Química de Oxigênio (DQO) é hegemonicamente degradada. Por outro lado, existe uma consumação considerável dessas substâncias poliméricas na fase *famine*, na qual o substrato se encontra em concentrações restritivas, forçando as bactérias a utilizarem as SPE como fonte de carbono e energia para respiração endógena (CORSINO et al., 2015).

Além dos aspectos que alteram os processos já citados, podemos elencar também a composição do substrato, tempo de detenção hidráulica (TDH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), tempo de sedimentação, velocidade mínima de sedimentação, taxa de aeração e volume de troca de reator. Esses elementos são caracterizados como fatores chave na pressão de seleção e são utilizados a fim de estimular a mudança da atividade dos microrganismos, condicionando a formação de grânulos mais resistentes e mais densos (ROLLEMBERG et al., 2018).

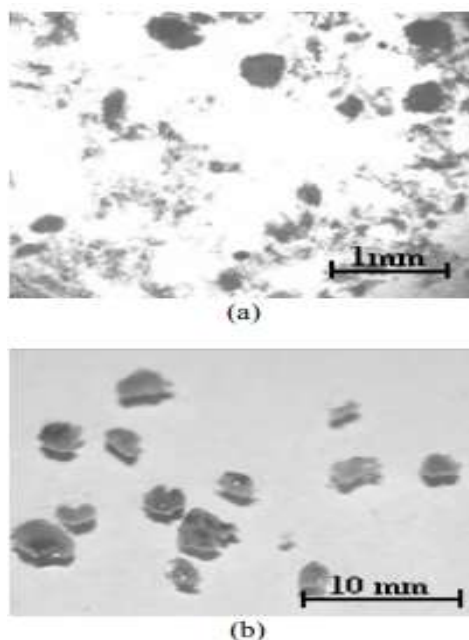
Morgenroth et al. (1997) produziram um estudo no qual utilizaram o lodo granular aeróbio em um RBS para tratamento de efluente doméstico. Fizeram uma diminuição do ciclo de tratamento do reator a fim de intensificar a formação de biomassa granular no sistema. Perceberam que a diminuição do tempo de sedimentação do reator e a redução do tempo de detenção hidráulica (TDH) exercia uma triagem de microrganismos com maior probabilidade para formação de grânulos.

Beun et al. (1999), produziram um experimento com a utilização de um RBS com o intuito de expor a formação de grânulos aeróbios. Chegaram à mesma dedução do experimento de Morgenroth et al. (1997) onde fica esclarecido que a diminuição do TDH favorece a formação de grânulos no reator. Ainda reiteram que o tempo de sedimentação se faz imensamente importante no arranjo dos grânulos, visto que, um tempo muito curto pode não ocasionar a formação de grânulos e um tempo muito longo pode tornar a biomassa floculenta.

Jungles et al., (2014) avaliaram o desempenho de um reator sequencial em batelada por meio de lodo granular aeróbio para tratamento de águas residuais

urbanas e os valores de DQO estavam em torno de 600 mg DQO/L, encontrando ao final do experimento grânulos com tamanho médio de 4 mm, grânulos esses que foram aumentando gradativamente de tamanho ao longo do período de operação, como apresentado na figura 6.

Figura 6 - Evolução da biomassa em reator granular ao longo do período de operação do (a) dia 30 e (b) dia 200.



Fonte: Adaptado de Jungles et al., (2013)

Al-Hashimi et al., (2017) estudaram a tecnologia de lodo aeróbio granular (LGA) no tratamento de águas residuais de refinaria de petróleo e de laticínio, assim como investigaram a viabilidade e flexibilidade do LGA. Foram usados dois reatores, um para cada tipo de água residual, sendo eles: água residual de refinaria de petróleo (reator RR) e água residual de indústria de laticínio (reator RD). Constataram que o processo de granulação desenvolvido no reator RR foi suficiente para produzir grânulos com tamanho variando entre 0,3 e 3 mm, sendo que grânulos de 1 mm tiveram presença mais significativa totalizando 20% de distribuição, em comparação com o reator RD que apresentou uma porcentagem de grânulos variando entre 0,3 e 0,5 mm e outra porcentagem variando entre 0,75 e 2 mm, sendo que os grânulos de 0,5 mm se apresentaram em uma quantidade mais significativa totalizando aproximadamente 38% da quantidade total de grânulos.

Pode ser que o tamanho menor apresentado no reator RD se deve ao fato de que continha grande quantidade de partículas sólidas degradáveis de leite as quais

interferem com o processo de granulação e retarda-o, assim como pode causar a lavagem da biomassa. Porém, a formação de agregações em ambos os reatores, como mostrado na figura 7, aumentaram a velocidade de sedimentação do lodo e diminuíram o índice de volume de lodo (IVL) durante o período de operação.

Figura 7 - Foto dos grânulos no reator RR e RD.



Fonte: Adaptado de Al-Hashimi et al., (2017)

A velocidade de sedimentação máxima e valor mínimo de IVL alcançados no reator RR foram 24 m/hr e 50 ml/g respectivamente. Já no reator RD os valores foram 15,5 m/hr e 70 ml/g. Visto isso, é possível perceber que o reator RR apresentou lodo granular aeróbio com melhor desempenho, no que tange às características físicas do lodo, do que o reator RD, além disso, o reator RD precisava de mais tempo para integrar seus grânulos.

## 2.7 Fatores que influenciam na granulação

Diversos fatores e condições operacionais devem ser estabelecidos para que se tenha a agregação celular em uma cultura biológica. De acordo com Liu e Tay (2004), Adav et al. (2008) e Singhe Srivastava (2010), os fatores a seguir são as principais condições para a formação do lodo granular aeróbio: tempo de decantação, velocidade de crescimento dos microrganismos, estratégia de alimentação, concentração de oxigênio dissolvido, intensidade de aeração, configuração do reator, composição e a concentração do substrato, temperatura e pH. Além desses fatores, como citado no tópico 2.6, as SPE desempenham um papel importante na granulação no que tange a união das bactérias do sistema por meio do suprimento de uma matriz

para elas fixarem-se (HENZE et al., 1997).

- Tempo de decantação: Períodos muito longos de tempo de sedimentação promovem a formação de flocos com baixa capacidade de sedimentação, sendo assim, é necessário diminuir o tempo, provocando a retirada desses flocos e proporcionando um melhor cultivo dos grânulos aeróbios (QIN & LIU, 2008; DEZOTTI et al., 2011). Liu e Tay (2004) e Qin et al (2004a) garantem que um tempo de sedimentação menor (abaixo de 15 min para a granulação aeróbia ser bem-sucedida) permite uma maior formação de SPE e um estímulo da hidrofobicidade da superfície celular, proporcionando assim uma pressão seletiva responsável por selecionar e formar os grânulos.

- Velocidade de crescimento dos microrganismos e estratégia de alimentação: o ciclo dos reatores em batelada sequencial é conhecido por conter o regime *feast-famine* durante a etapa de reação. De acordo com De Kreuk e Van Loosdrecht (2004), o regime *feast-famine* é marcado por apresentar um período rico em substrato, após o enchimento do reator, denominado *feast* (maior velocidade de crescimento), seguido pelo período *famine* (menor velocidade de crescimento). Sendo assim, os microrganismos dos grânulos armazenam a matéria orgânica no interior das células durante o período *feast* a fim de consumi-las no período *famine* (NI & YU, 2008). Tay et al. (2001), explicam que a falta de alimento durante o período *famine* estimula a hidrofobicidade das bactérias, permitindo a junção entre elas.

- Concentração de oxigênio dissolvido e intensidade de aeração: Sturm e Irvine (2008) sustentam a ideia de que os grânulos se desenvolvem com um valor de OD acima de 5,00 mg. L<sup>-1</sup> e para Dangcong et al. (1999) entre 0,70-1,00 mg. L<sup>-1</sup>. De acordo com Show et al. (2012), o OD não é um fator de controle da granulação aeróbia, e sim a intensidade da aeração. A intensidade de aeração em torno de 2,0 a 6,0 L ar.min<sup>-1</sup> é indicada para a estabilidade do grânulo, uma vez que essas altas taxas de aeração são responsáveis por criar uma força de cisalhamento (provocando a superfície lisa do LGA), promovem a produção de SPE (implicando em melhorias estruturais ao grânulo) e oferecem oxigênio para a degradação dos substratos (TAY et al., 2001; SHOW et al., 2012).

- Configuração do reator: Beun et al. (1999) dizem que esse fator tem relação com o fluxo do líquido e na agregação microbiana no processo de formação do grânulo. Liu e Tay (2002) alegam que os grânulos podem ser formados em reatores de coluna com fluxo ascendente ou reatores perfeitamente agitados, sendo

necessário para o de coluna uma elevada relação entre altura e diâmetro a fim de obter o formato granular devido aos atritos hidráulicos, elevada turbulência e um fluxo circular. Agora nos reatores perfeitamente agitados apresentam grânulos de formato e tamanho irregulares, fruto do fluxo disperso, colisões aleatórias e tensões de cisalhamento.

- Composição e concentração do substrato: Dezotti et al. (2011), Liu e Tay (2002) afirmam que os substratos que contém glicose, acetato, etanol, fenol, amido, melaço e águas residuais sintéticas, podem ser tratados pelo sistema de LGA. No entanto, os grânulos terão a diversidade das espécies de microrganismos e a microestrutura correlacionada com o tipo de substrato tratado. Para a Liu e Tay (2002) e Show et al. (2012), a concentração do substrato não é um fator considerável na formação do lodo granular, interferindo nas características físicas dos grânulos aeróbios, como o IVL e a densidade específica.

- Temperatura e pH: Adav et al. (2008) e Dezotti et al. (2011) relatam que trabalhos realizados em temperaturas ambientes entre 20 e 25 °C, apontam bons resultados na formação do grânulo. De Kreuk et al. (2005) demonstrou que a operação do RBS à uma temperatura de 8 °C, é instável, visto que, resulta em grânulos com estruturas irregulares e o crescimento de organismos filamentosos ocasionando a lavagem da biomassa. O pH é um coeficiente que afeta muito a velocidade de crescimento microbiano, pois, para McSwain et al. (2004a), a oxidação no reator em condições elevadas de carga orgânica produz quantidades de CO<sub>2</sub>, diminuindo o valor de pH e viabilizando o crescimento de fungos, que colaboram para a granulação inicial. Os grânulos formados em condições de baixo pH apresentaram diâmetro de aproximadamente 7,00 mm, ao passo que em condições de pH igual a 8,0, o diâmetro alcançado foi de 4,80 mm (YANG et al, 2008). Em um estudo realizado por Alattabi et al., (2017), constatou-se que o valor de pH diminuiu durante o preenchimento anóxico no início do ciclo de tratamento e continuou a diminuir durante os primeiros 30 minutos da fase de aeração que pode ter ocorrido devido a liberação de fermentação ácida, assim sendo, a diminuição adicional do perfil de pH durante os primeiros 30 minutos da etapa de reação está associada à nitrificação da amônia, que consome a alcalinidade.

- Substâncias poliméricas extracelulares (SPE): Influi-se que as SPE são responsáveis pela união das bactérias do sistema por meio do suprimento de uma matriz para elas fixarem-se (HENZE et al., 1997). As SPE funcionam como uma

espécie de escudo protetor que é produzido pelos microrganismos e funcionam protegendo e evitando a ruptura do floco (Trzcinski, 2019). Em geral, a tensão de cisalhamento hidrodinâmica criada pelas bolhas de aeração acarreta a produção de SPE e a maximização da hidrofobicidade das superfícies celulares, aperfeiçoando o processo de formação granular (NANCHARAI; REDDY, 2018). Na fase inicial de granulação, forças de cisalhamento direcionam os flocos a colidirem e se agregarem. Fora isso, o cisalhamento arranca as partes irregulares dos grânulos, fazendo com que sua superfície se torne esférica e regular (ZHOU et al., 2014). Conforme Liu et al. (2005), elevadas forças de cisalhamento incitam as bactérias a secretar mais SPE, colaborando para a adesão das células e para manutenção da integridade estrutural do agregado.

## **2.8 Estabilidade dos grânulos**

A estabilidade da estrutura granular no LGA se dá como um dos critérios limitantes para a utilização dessa técnica (CORSINO et al., 2017). Vários fatores como os citados no tópico anterior podem ocasionar instabilidade nos grânulos gerando sua ruptura e comprometendo toda a operação de tratamento do efluente. Além disso, o conceito de estabilidade do LGA é considerado como uma variação nula na distribuição de tamanho dos grânulos e na atividade dos mesmos, assim como a não ocorrência de sua ruptura e lavagem do reator em operações a longo prazo. Inúmeros estudos reportaram esse fenômeno, evidenciando a alta concentração de sólidos suspensos no efluente, redução da eficiência do tratamento e até mesmo com a falha total do sistema (LEE et al., 2010; WAN et al., 2013 apud FRANCA et al., 2017). Até os dias atuais existem controvérsias a respeito dos mecanismos relativos à perda da estabilidade do LGA.

De acordo com Morgenroth et al. (1997), o baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) beneficia a granulação e ainda, segundo Beun Et al. (1999) melhora a estabilidade da biomassa granular. Um baixo TDH e uma força de cisalhamento elevada, também foram apontados por Beun Et al. (1999) como requisitos favoráveis a granulação.

Em um estudo de Liu e Tay (2008), averiguaram a importância do tempo de jejum (intervalo entre alimentações) em um reator em batelada sequencial, na formação e estabilidade dos grânulos e puderam perceber que um tempo de jejum



menor acelera a granulação, mas os grânulos formados sob essa conjuntura não se apresentam muito estáveis, diferentemente do que acontece em reatores em que a microbiota está exposta a maiores tempos de jejum, os grânulos são mais estáveis, viabilizando longos períodos de operação do sistema. Assim sendo, um tempo coerente de jejum deve ser estabelecido para manter a estabilidade dos grânulos a longo prazo.

Beun et al. (1999) constataram que grânulos cultivados em cargas orgânicas altas também apresentam conduta semelhante com o crescimento excessivo de organismos filamentosos, ocasionando a instabilidade de operação do RBS. A instabilidade dos grânulos sob alta carga orgânica é definida como tendo três razões primordiais: excesso de crescimento de microrganismos filamentosos (LIU; LIU, 2006), a hidrólise das proteínas intracelulares e degradação do núcleo anaeróbio do grânulo (ZHENG et al., 2006) e a perda da capacidade de agregação das bactérias devido a deficiência de produção de SPE (ADAV; LEE; LAI, 2010).

Em meio a todos os fatores que implicam na granulação, a seleção de uma população microbiana com uma baixa taxa de crescimento máxima é a principal condição para a estabilização do LGA. Nessa perspectiva, soluções práticas a fim de melhorar a estabilidade do grânulo numa operação a longo prazo têm sido desenvolvidas, como o estímulo de gradientes de concentração de substratos mínimos e controle da taxa de crescimento microbiano no interior do grânulo, integrando a alimentação anaeróbia do tipo *plug-flow* e estratégias específicas no que tange a remoção de lodo (FRANCA et al., 2017).

## **2.9 Remoção de nutrientes com lodo granular aeróbio**

O LGA é apto a propiciar inúmeros processos de conversão biológica, incluindo degradação orgânica, nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo, fruto da coexistência de variadas populações de microrganismos no grânulo (YANG; TAY; LIU, 2004). Esses processos são dominados pelos diferentes gradientes de concentração de oxigênio dissolvido no interior do reator advindo da estrutura do grânulo, sendo assim, a parte externa do grânulo é aeróbia e o núcleo retrata circunstâncias anóxicas/anaeróbias (DE KREUK et al., 2007). Essas zonas são camadas concêntricas com condições operacionais opostas nas quais permitem tanto a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio, ao passo que o último é removido por

intermédio do processo de nitrificação-desnitrificação (FIGUEROA et al., 2009).

A nitrificação e a desnitrificação simultânea (NDS) podem acontecer devido à existência de zonas aeróbias nas camadas externas do grânulo e camadas anóxicas, ricas em substratos localizadas nas zonas internas. Quanto maior for a remoção biológica de nitrogênio pela NDS durante a etapa aeróbia, menor quantidade de nitrogênio oxidado irá permanecer no final do ciclo. Simultaneamente, menos matéria orgânica será consumida pela desnitrificação heterotrófica durante a etapa de alimentação, havendo assim uma maior disponibilidade para o processo de remoção biológica de fósforo assistida (EBPR) pelos OAPs (ISANTA et al., 2012).

Essas etapas desenrolam-se devido a ação de bactérias oxidantes de amônia (BOAs) e das bactérias oxidantes de nitrito (BONs). Em seguida ocorre o processo denominado desnitrificação, que se resume na redução do nitrito ou do nitrato a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) pelas bactérias heterotróficas desnitrificantes (SARMA; TAY; CHU, 2017).

Para se remover o nitrogênio, dois processos são imprescindíveis. O primeiro é a nitrificação, fase essa em que a fração amoniacal ( $NH_4^+$ ) é oxidada a nitrito ( $NO_2^-$ ) na etapa chamada nitritação e posteriormente a nitrato ( $NO_3^-$ ) através da nitratação (SARMA; TAY; CHU, 2017).

Guimarães et al. (2017) fizeram um estudo a fim de estudar o desempenho de um LGA tratando esgoto sanitário e caracterizaram a distribuição da comunidade microbiana nos grânulos aeróbios por meio das técnicas de hibridização *in situ* por fluorescência (FISH) e de microscopia eletrônica de varredura. Percebeu-se que a nitrificação parcial foi mais relevante no reator com o amônio sendo oxidado para nitrito. Obtiveram pequenos grânulos (aproximadamente 0,3 mm), fator que pode ter sido limitante no que tange ao volume anóxico. Pequena quantidade de bactérias oxidadoras de nitrito foram detectadas, o que suporta a nitrificação parcial observada. Foi relatado também a presença de BONs nas regiões internas dos grânulos, ao passo que, as bactérias oxidadoras de amônia foram as bactérias nitrificantes dominantes, encontradas principalmente na camada mais externa, porém, em quantidade reduzida localizadas também no núcleo do grânulo. Os autores identificaram a grande quantidade de genes catabólicos relacionado a conversão das formas de nitrogênio, que expôs os seguintes processos: nitrificação parcial, desnitrificação via nitrito, desnitrificação das nitrificantes, desnitrificação completa e incompleta.

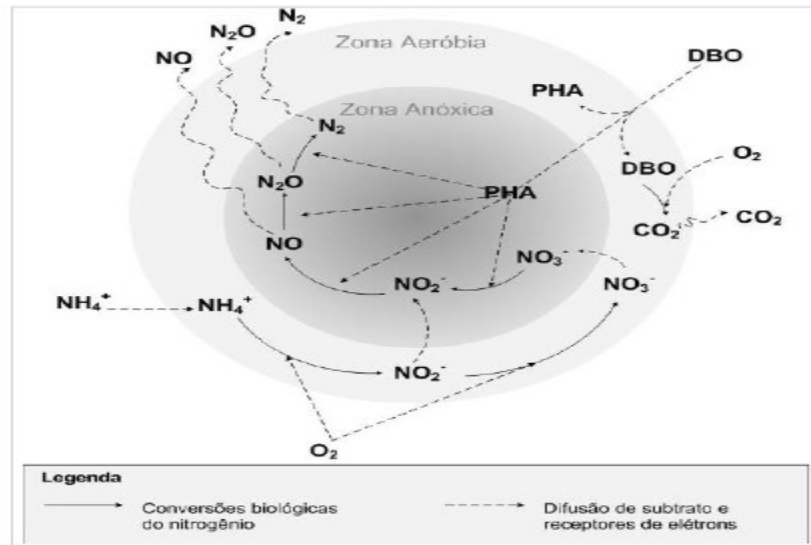
Isanta et al. (2012) alcançaram uma predominância de 80% de nitrificação

parcial na operação de um RLGA com efluente sintético de baixa concentração de matéria orgânica. Foi relatado que quanto maior o tamanho do grânulo, menor é a superfície específica granular. Logo, um fluxo reduzido de oxigênio em direção ao núcleo do grânulo é alcançado para uma determinada quantidade de biomassa, favorecendo a nitrificação parcial fruto da limitação de oxigênio (BARTROLÍ; PÉREZ; CARRERA, 2010). Percebeu-se também, uma mínima relação OD/amônio (0,45 a 0,90 no final do ciclo) como uma causa possível da remoção de nitrogênio via nitrito, evidenciando a presença de amônio em excesso e a utilização de altas concentrações de OD (até 8 mg. L<sup>-1</sup> durante a fase *famine*) (ISANTA et al., 2012).

Para a remoção de fósforo em RLGA, o procedimento se baseia na habilidade de algumas bactérias heterotróficas realizarem o processo de bioacumulação, que se resume no acúmulo de fosfato em suas células, na forma de polifosfatos (WANG et al., 2019). A extração de fósforo compreende a incorporação na biomassa celular e posteriormente o descarte da mesma (ROLLEMBERG et al., 2018). O fósforo é incorporado como polifosfato no interior das células desses microrganismos para posteriormente ser utilizado como fonte de energia a fim de converter MO de fácil biodegradabilidade em Polihidroxialcanoatos (PHAs). Em situações anaeróbias os PHAs acondicionados servem como energia e carbono para a absorção de fósforo do meio (PURBA et al., 2020).

Depois da fase de alimentação do sistema, a concentração de substrato fonte de carbono é elevada e disseminada no núcleo dos grânulos. Dito isso, o mesmo tem parte convertida e mantida na forma de polímero, como os polihidroxibutiratos (PHBs). No interior, esses PHBs ficam disponíveis para serem utilizados como fonte de carbono de desnitrificação, contribuindo para a remoção de nitrogênio (WAGNER, 2000). Na figura 8, é apresentado um esquema de transformação de C, N e P dentro do grânulo aeróbio com suas respectivas zonas.

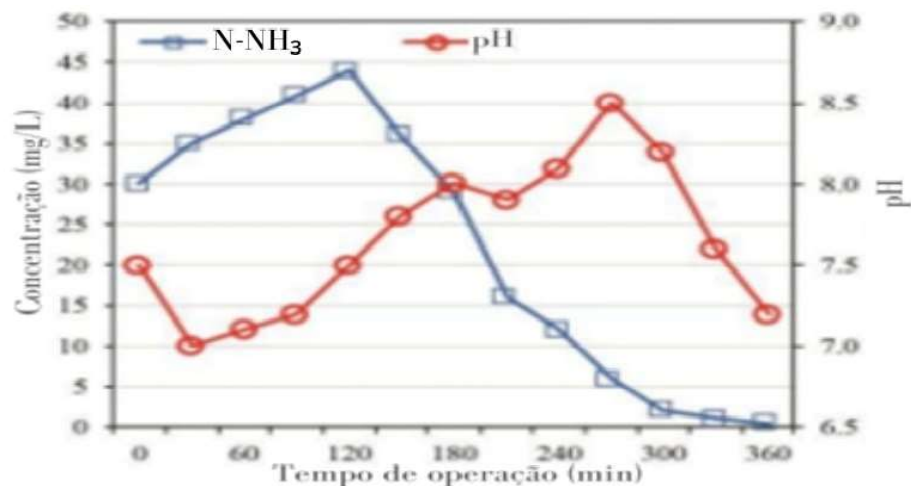
Figura 8 - Modelo conceitual dos principais processos biológicos da remoção de carbono e nitrogênio no lodo granular aeróbio



Fonte: Guimarães (2017)

Por meio de um estudo com RBS para tratar esgoto doméstico e com tempo de ciclo de 6 horas, Alattabi et al., (2017) retrataram a remoção de  $N-NH_3$ , a qual se eleva discretamente durante a conversão da DQO e posteriormente começa a se degradar e é praticamente removida depois de 5 horas de operação conforme figura 9:

Figura 9 - Perfil de pH durante remoção da  $N-NH_3$

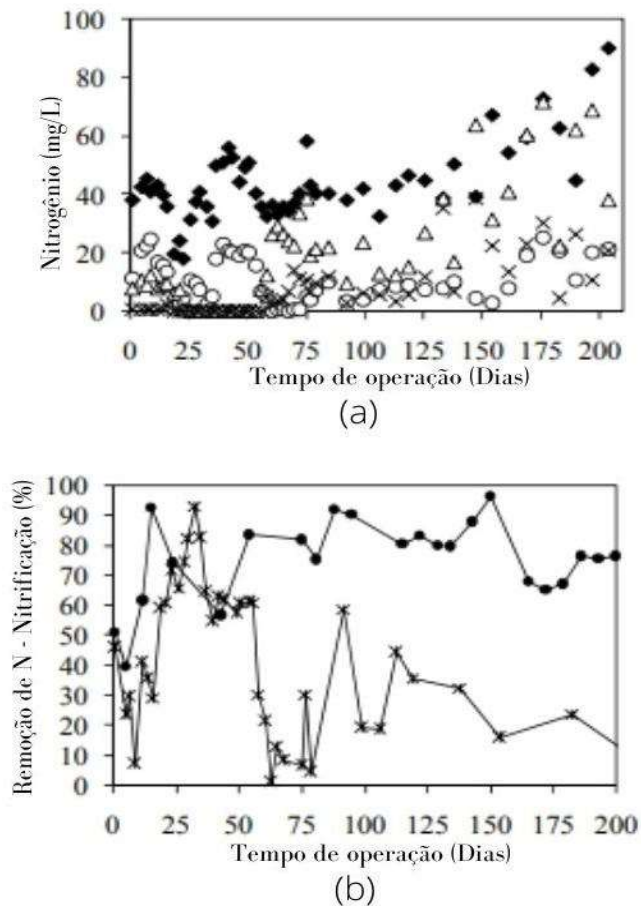


Fonte: Adaptado de Alattabi et al., (2017)

Em outro estudo apresentado por Jungles et al., (2013) a fim de tratar águas residuais urbanas, foi constatado que a presença de nitrito foi observada em uma concentração maior do que a de nitrato. Acúmulo esse que é frequentemente descrito nestes tipos de sistemas (Figuroa et al., 2008). Isso pode ser relacionado ao efeito que a limitação das condições de oxigênio tem sobre o crescimento de BONs durante

os ciclos operacionais (Vázquez-Padín et al., 2010). A remoção média de nitrogênio foi de apenas 21%, o que indicou que a desnitrificação foi limitada. A nitrificação é detectada quando o tempo de retenção celular (TRC) é maior do que 12 dias (Sousa et al., 2008), e isso se relaciona com os valores obtidos durante o período de operação. Neste estudo, o TRC de 2 a 3 dias atingiu a remoção de amônia em torno de 80% e isso pode ser atribuído a temperaturas relativamente altas (16-27°C). Na figura 10 é apresentado os valores obtidos no estudo que teve duração de 200 dias.

Figura 10 - (a) Carga de nitrogênio e porcentagem de nitrificação observada no intervalo de 200 dias (a) afluyente  $\text{NH}_4^+$  ( $\blacklozenge$ ), efluente  $\text{NH}_4^+$  ( $\circ$ ), efluente  $\text{NO}_2^-$  ( $\Delta$ ), e efluente  $\text{NO}_3^-$  ( $\times$ ) (b) Remoção de nitrogênio ( $*$ ) e nitrificação ( $\bullet$ )

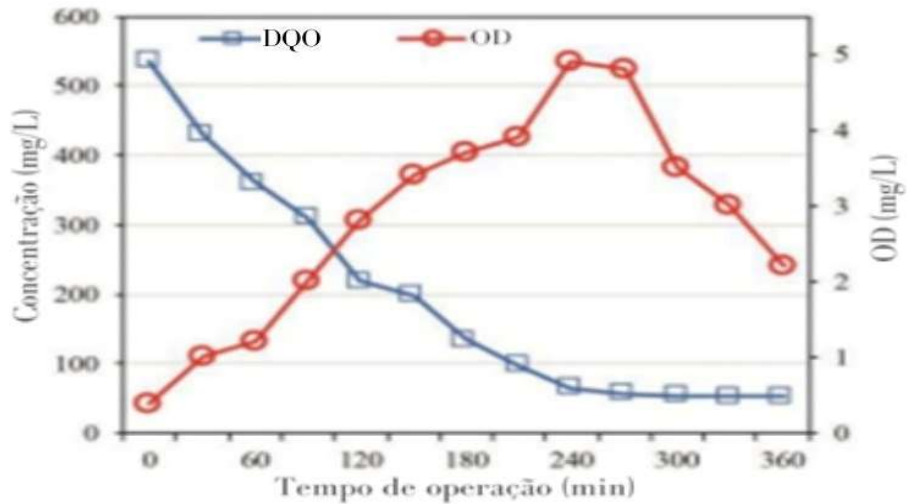


Fonte: Adaptado de Jungles et al., (2014)

Voltando ao estudo de Alattabi et al., (2017), na figura 11 pode-se notar claramente que o pico de OD ocorre quando a concentração de amônia está esgotada e pode indicar o fim do processo de nitrificação. Posteriormente à degradação da matéria orgânica, a respiração bacteriana diminui e isso pode aumentar a concentração de OD (HOLMAN; WAREHAM, 2005). A remoção de amônia pode resultar em um aumento expressivo no perfil de OD. Visto isso, o perfil de OD pode

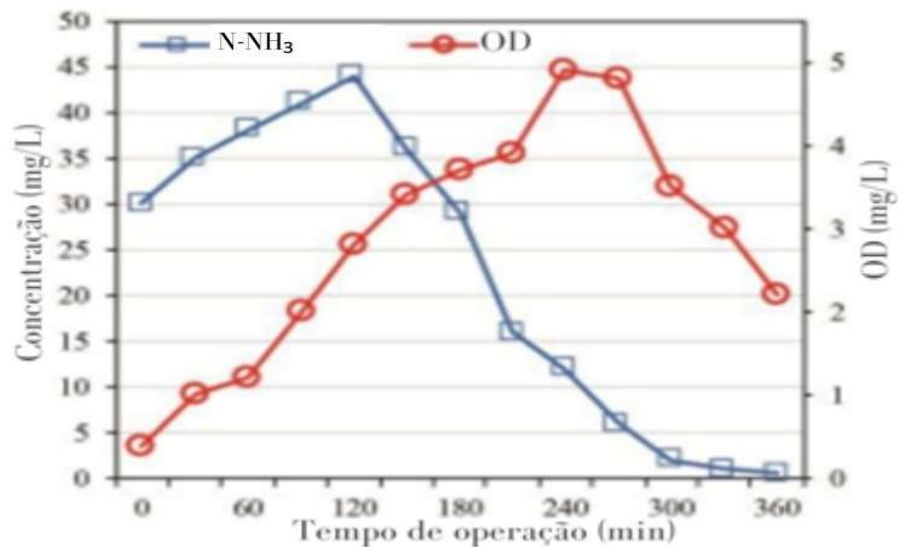
prever com precisão a remoção de DQO (figura 11) e amônia (figura 12).

Figura 11 - Perfil de OD durante remoção de DQO



Fonte: Adaptado de Alattabi et al., (2017)

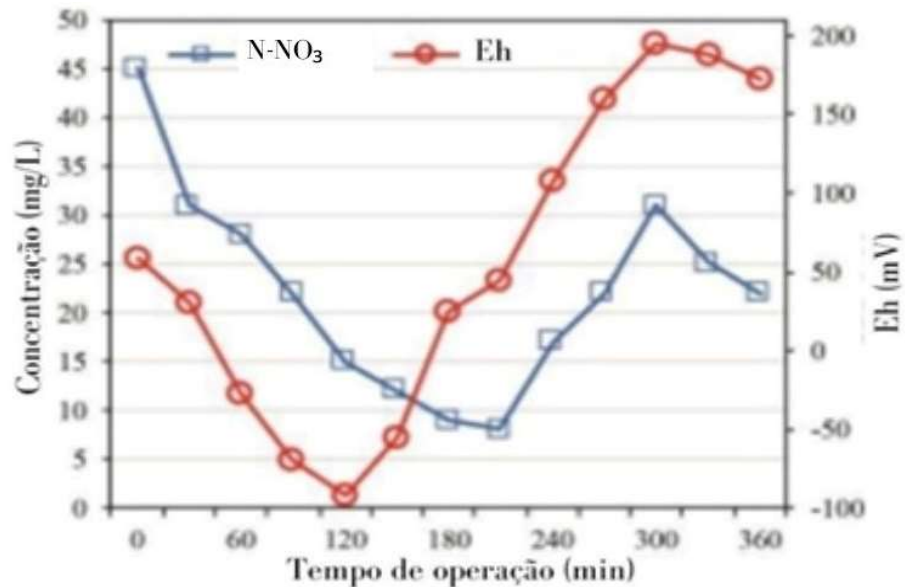
Figura 12 - Perfil de OD durante remoção da N-NH<sub>3</sub>



Fonte: Adaptado de Alattabi et al., (2017)

Alattabi et al., (2017) constataram que o potencial de oxidação-redução (Eh) aumentou fortemente quando a concentração de nitrato diminuiu e isso pode retratar o fim do processo de desnitrificação, como mostrado na figura 13.

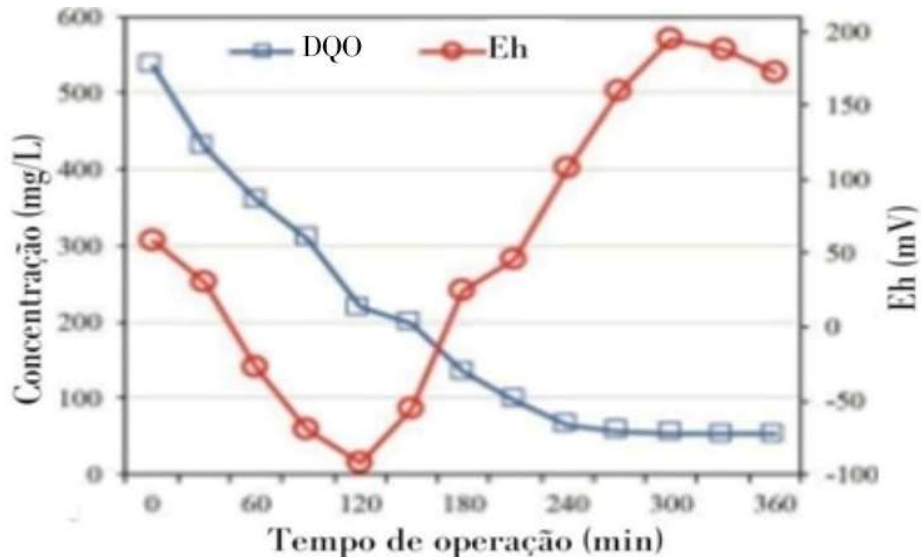
Figura 13 - Perfil de Eh e nitrato



Fonte: Adaptado de Alattabi et al., (2017)

Além disso, o aumento substancial no perfil de Eh durante a remoção de DQO prova que a DQO foi removida e o fim do processo de nitrificação pode ser caracterizado conforme figura 14 e devido também ao aumento do OD.

Figura 14 - Perfil de Eh e DQO

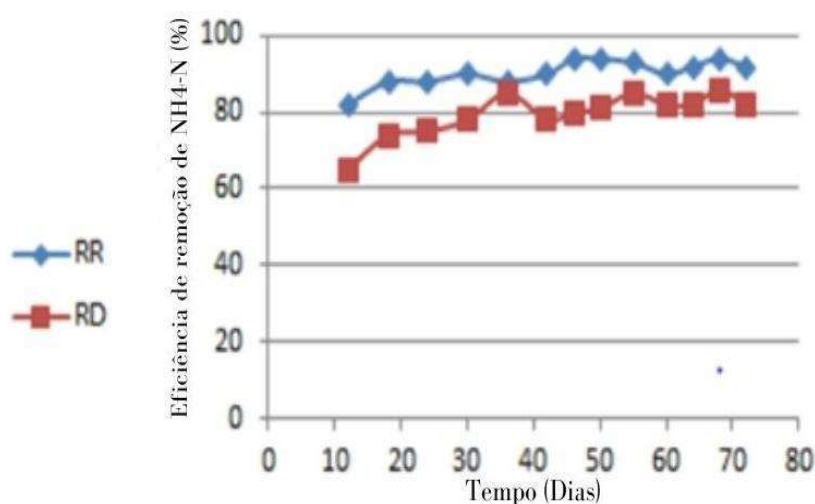


Fonte: Adaptado de Alattabi et al., (2017)

Usando a mesma tecnologia de tratamento de águas residuais, Al-Hashimi et al., (2017) apresentou resultados para tratamento de águas residuais de refinaria de petróleo e indústria de laticínios. Foi constatado que ambos reatores, águas residuais de refinaria de petróleo (RR) e águas residuais de indústria de laticínio (RD) apresentaram aumento gradual na eficiência de remoção de DQO de modo que ao

final do experimento o valor encontrado foi de 86% e 80% respectivamente e correspondeu a 17,5 e 265 mg/L respectivamente. Valores esses que indicam que os reatores RR e RD conseguiram fornecer as condições necessárias para o crescimento de organismos heterotróficos. Dessa maneira, a figura 15 ilustra a concentração de afluente e efluente de N-NH<sub>4</sub> nos reatores RR e RD o qual foi constatado que no reator RR desempenhou melhor que o RD devido ao N-NH<sub>4</sub> afluente em baixas concentrações, facilitando a oxidação.

Figura 15 - Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) nos reatores RR e RD durante 72 dias de operação

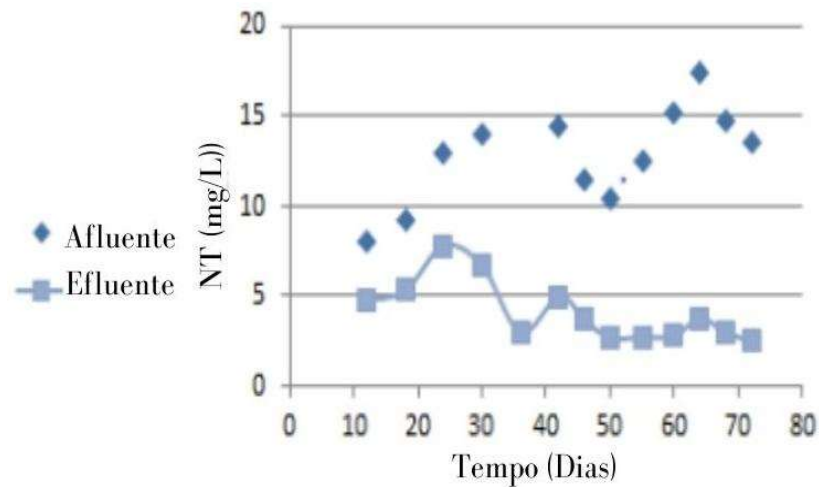


Fonte: Adaptado de Al-Hashimi et al., (2017)

Em suma, a eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub> em RR e RD no final do processo foram de 92% e 82% respectivamente, correspondente a concentração de N-NH<sub>4</sub> no efluente de 0,52 e 8,7 mg/L respectivamente quando a concentração afluente destes reatores eram 6,5 e 48,8 mg/L. Contrastando com os resultados de afluente e efluente de nitrogênio total (Nt) apresentados nas figuras 16 e 17, nas quais indicam que a distribuição do tamanho dos grânulos pode ser o principal fator que afetou na eficiência de remoção de Nt.

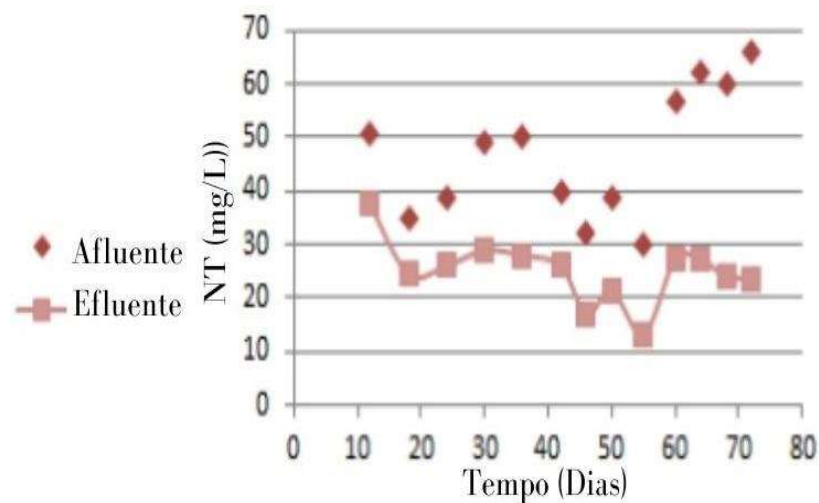


Figura 16 - Concentração de NT afluyente e efluente no reator RR durante 72 dias de operação



Fonte: Adaptado de Al-Hashimi et al., (2017)

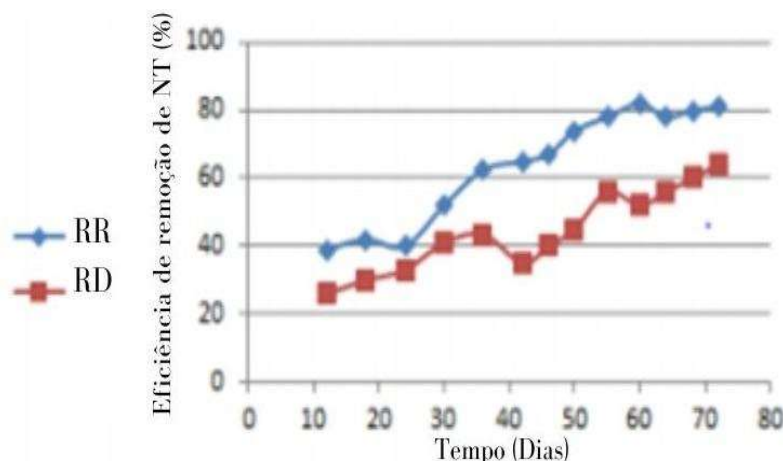
Figura 17 - Concentração de NT afluyente e efluente no reator RR durante 72 dias de operação



Fonte: Adaptado de Al-Hashimi et al., (2017)

O grânulo maior no reator RR forneceu condição anóxica em seu núcleo e influenciou no processo de desnitrificação em direção à eficiência de remoção de 81% de nitrogênio. Embora o tamanho pequeno da maioria dos grânulos no reator RD enfraqueça a eficiência de remoção de nitrogênio para 64%. Na figura 18 é apresentada a eficiência (%) de remoção em ambos em reatores.

Figura 18 - Eficiência de remoção no reator RR e RD durante 72 dias de operação



Fonte: Adaptado de Al-Hashimi et al., (2017)

Ionescu et al., (2016) propuseram um trabalho, no qual estudaram o cultivo de lodo granular aeróbio em RBS para tratamento de águas residuais de indústria de laticínios. O ciclo era dividido entre: enchimento (45 min), reação (11 hr), sedimentação (5 min) e descarte do tratado (10 min), o qual foi alimentado com alta carga orgânica e nutrientes. Para os parâmetros apresentados na tabela 2, os resultados foram os seguintes apresentados na tabela 3:

Tabela 2 - Principais parâmetros do afluente

CODCr mg O <sub>2</sub> /L	1689 - 4610
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /L	492 - 1806
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	23 - 114
Ntot mg/L	53 - 162
Ptot mg/L	10,4 - 50

Fonte: Ionescu et al., (2016)

Tabela 3 - Desempenho do tratamento

Qualidade do efluente	Eficiência de remoção
CODCr = 92 - 374 mg O <sub>2</sub> /L	CODCr = 68 - 96 %
DBO <sub>5</sub> = 28.5 - 112 mg O <sub>2</sub> /L	DBO <sub>5</sub> = 84.41 - 97.2 %
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = <0.05 - 23 mg/L	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 68 - 99.85 %
Ntot = 3.4 - 42.9 mg/L	Ntot = 36.6 - 79.4 %
Ptot = 4.42 - 18.08 mg/L	Ptot = 11.54 - 72.24 %

Fonte: Ionescu et al., (2016)

Após 26 dias, o grânulo tinha diâmetro de 2 mm e o desempenho do tratamento aumentou de acordo com o aumento dos grânulos levando em consideração o tempo de detenção hidráulica total de 12 hr. Além disso, a DQO foi removida com eficiência que oscilou entre 68 e 96%, enquanto a remoção de DBO variou entre 84 e 97% e a eficiência de remoção de nitrogênio variou entre 36 e 79%, enquanto a remoção de

fósforo esteve na faixa entre 11 e 72%, tomando de base de que essa variação se dá pelo fato de que o nitrogênio e a carga de fosfato afluyente variaram entre 53 e 162 mg/L para nitrogênio e entre 10 e 50 mg/L para fosfato.

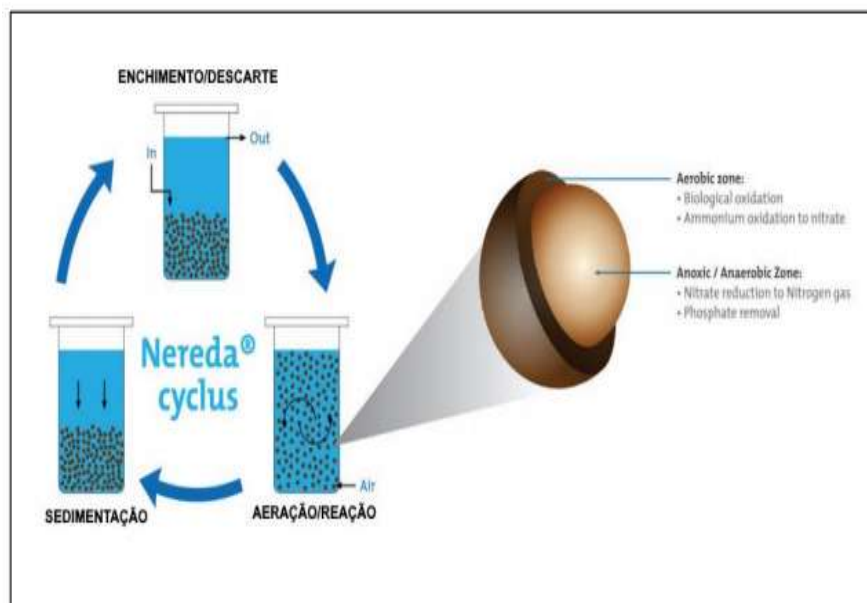
## **2.10 RBS de volume constante**

Os RBS utilizados nos sistemas de LGA são geralmente operados em ciclos operacionais contendo as seguintes fases: enchimento, reação, sedimentação dos sólidos em suspensão, descarga do tratado e repouso. Porém, esse sistema de RBS consta com algumas desvantagens operacionais, como as citadas a seguir:

- Após feito o descarte do efluente, deve-se fazer uma nova alimentação em curto espaço de tempo entre uma operação e outra. Caso ocorra uma falha no descarte, pode haver perda de biomassa e até uma inundação da ETE se não houver um sistema de extravasamento.
- Nos sistemas de RBS convencionais, a alimentação ocorre em poucos minutos, o que faz necessário o uso de bombas de elevada potência (DEZOTTI; SANT'ANNA JR.; BASSIN, 2011; BRK AMBIENTAL, 2018).

Visto os problemas apresentados, foi proposto uma modificação dos RBS convencionais, o qual foi dado o nome de RBS de volume constante (PRONK et al., 2015). Nesse modelo, as etapas de alimentação e descarte acontecem ao mesmo tempo, fazendo com que, à medida que o afluyente entra pela parte inferior, o efluente tratado é removido pela parte superior. Sendo assim, o sistema é composto pelo fluxo apresentado na figura 19.

Figura 19 - Fluxo esquemático do sistema Nereda®



Fonte: Royal HaskoningDHV (2018)

Inúmeras pesquisas utilizando sistemas contínuos foram desenvolvidas e fruto disso, algumas plantas em escala real com reatores de LGA em fluxo contínuo já estão em operação (KENT; BOTT; WANG, 2018).

Os principais modelos de sistemas contínuos empregados são: sistemas com membrana e sistemas com recirculação. Sendo que, nos reatores com membrana (membrane biological reactor – MBR), é usada uma membrana que atua como barreira seletiva, proporcionando efluente tratado de elevada qualidade e também tanques para formação dos grânulos (MARTIN; CLIPPELEIR; STURM, 2016).

Os sistemas com recirculação, são providos com tanque de aeração, no qual ocorre a formação dos grânulos, seguido de um decantador, a fim de selecionar o agregado granular de melhor sedimentabilidade para recirculação para o tanque de reação (KENT; BOTT; WANG, 2018).

Mesmo que alguns sistemas contínuos tenham obtido desfechos efetivos na formação dos grânulos, constata-se que os grânulos apresentaram instabilidade e eram facilmente desintegráveis. Desse modo, ainda se faz necessário mais análises em reatores de fluxo contínuo (JUANG et al., 2010). Por exemplo, em se tratando de sistemas de recirculação, inúmeros autores alegaram problemas de destruição dos grânulos na bomba de recirculação (LI et al., 2014). Por outro lado, Corsino et al. (2016) observou que grânulos semeados em MBR se desintegram durante uma operação de 42 dias.

## 2.11 Aplicação da tecnologia de LGA em estações de tratamento de esgoto em escala real e parâmetros de projetos

A tecnologia de LGA tem sido aplicada pela Royal HaskoningDHV Consultoria em parceria com a Universidade Tecnológica de Delft e em 2005, essa tecnologia foi patenteada com o nome Nereda®. No Brasil, todas são operadas pela BRK Ambiental, como a ETE Deodoro (Rio de Janeiro), a ETE Jardim São Paulo (Recife) e a ETE Jardim Novo em Rio Claro (São Paulo). No caso da ETE Deodoro, foi a primeira ETE da América Latina a ter reatores de LGA em operação (ROBERTI, 2018) e é importante salientar que a tecnologia Nereda® normalmente é operada como RBS de volume constante (ROLLEMBERG et al., 2019).

Os reatores de LGA têm sido construídos principalmente em concreto, sendo fundamental um conjunto de acessórios e operações de manejo para o funcionamento adequado, assim como seu formato cilíndrico ou retangular (NEREDA, 2018). Dentre as ações e acessórios utilizados, pode-se destacar:

- Entrada ascendente do afluente
- Controle da idade do lodo
- Sistema de aeração
- Descarte do lodo em diferentes níveis no reator, a fim de selecionar os grânulos com melhor sedimentabilidade
- Manutenção de altas concentrações de sólidos no reator

A tabela 4 apresenta algumas configurações para elaboração de projeto e operações das ETEs de reatores de LGA utilizadas na patente Nereda® do tipo RBS de volume constante.

Tabela 4 - Configurações de reatores em bateladas sequenciais (RBS) de volume constante de lodo granular aeróbio (LGA) utilizadas na patente Nereda®

Parâmetro	Valor de referência
Velocidade média ascensional do efluente	2 - 3 m/h
Velocidade média ascensional do afluente	5 m/h
Velocidade mínima de sedimentação	10 m/h
Volume de troca máximo	70%
Altura	4 - 12 m
Oxigênio dissolvido	2 – 2,5 mg O <sub>2</sub> /L
Concentração de sólidos no reator	8 – 12 g SST/L
Relação A/M	0,2 – 5,0 g DQO/g SSV.dia
TDH	6 – 24 h
Tempo de ciclo	4 – 8 h
IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>	> 0,9

Legenda: A/M: alimento/microrganismo; TDH: tempo de detenção hidráulica; IVL: índice volumétrico de lodo; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio.

Fonte: Adaptado de Nancharaiah e Reddy (2018) e Dezotti, Sant'Anna Jr. e Bassin (2011)

A tabela 5 apresenta a configuração mais usualmente empregada pelos reatores Nereda®, com ciclos de 4 h. No entanto, é importante ressaltar que, o ciclo varia de acordo com o objetivo do tratamento, como remoção de nitrogênio e biofosfatação. Sendo que na maioria das ETEs de LGA que tratam esgoto sanitário tem sido observado ciclos variáveis com duração de 2 à 9 h (Rollemberg, Silvio Luiz de Souza et al., 2020).

Tabela 5 - Configurações de reatores em bateladas sequenciais (RBS) de volume constante de lodo granular aeróbio (LGA) utilizadas na patente Nereda® com ciclo de 4 h

Fase	Duração (min)	Fração do ciclo (%)
Alimentação e descarte simultâneos (condições anaeróbias)	60	25
Fase aeróbia	165	69
Sedimentação	15	6

Fonte: Adaptado de Rollemberg, Silvio Luiz de Souza et al., (2020)

A configuração do ciclo e duração de cada fase depende de vários fatores que devem ser avaliados, sendo os principais: sólidos suspensos voláteis (SSV), sólidos suspensos totais (SST), temperatura, qualidade do efluente desejada, tipo do efluente, carga orgânica e tempo de detenção hidráulica (TDH) (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

## 2.12 Operação de reatores de LGA

A principal desvantagem do sistema de LGA está ligada à complexidade operacional, pois necessita-se de grande nível de automação. No que tange às ETEs da patente Nereda®, tem-se utilizado sensores on-line para supervisionar o desempenho do reator e assim poder determinar a melhor duração de cada ciclo, além de colaborar para tomadas de decisão mais assertivas (NEREDA, 2018; PRONK et al., 2015).

Outro ponto a se destacar é a fase de descarte do lodo, no qual pode se dar de diversas formas. Alguns autores propuseram a retirada de uma parcela pelo topo e outra pelo fundo, no entanto, essa metodologia apresenta problemas no que se refere a implantação da ETE em escala real. Visto isso, Zhu et al. (2013) afirmam que o descarte de 10% do lodo de fundo promove o aumento da eficiência de remoção de nutrientes e uma maior estabilidade do grânulo. Em contrapartida ao modelo de lodos ativados, em que o descarte ocorre baseando-se apenas na idade do lodo, nos sistemas de LGA, é avaliado o controle da idade do lodo associando-se com a remoção do lodo de baixa sedimentabilidade (DEZOTTI; SANT'ANNA JR.; BASSIN, 2011; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012). Contudo, o aperfeiçoamento da fase de descarte de lodo em sistemas de LGA ainda precisa de mais estudos e devido à toda complexidade, tem sido considerado um desafio para a implantação do sistema em escala real (NANCHARAIH; REDDY, 2018).

Os resultados entregues com a tecnologia de LGA, representados na tabela 6, tem se mostrado muito favoráveis sobretudo na remoção de matéria orgânica e nutrientes, devido principalmente ao mecanismo de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo simultâneas nos grânulos (ROLLEMBERG et al., 2018).

Tabela 6 - Desempenho médio das estações de tratamento de esgoto (ETE) com tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) no tratamento de esgoto doméstico

ETE	Eficiências de remoção (%)			Referência
	DQO	Nt	Pt	
Lubawa (Polônia)	> 90	> 90	> 90	Świątczak e Cydzik-Kwiatkowska (2018)
Garmerwolde (Holanda)	> 90	86	87	Pronk <i>et al.</i> (2015)

Gansbaai (África do Sul)	94	90	> 80	Giesen <i>et al.</i> (2013)
Deodoro (Brasil)	> 90	> 60	> 50	Roberti (2018)
Ryki (Polônia)	> 90	> 90	> 90	Nereda (2017)
Kingaroy (Austrália)	> 90	95	> 90	Nereda (2017)

Legenda: DQO - demanda química de oxigênio; Nt: nitrogênio total; Pt: fósforo total.  
 Fonte: Adaptado de Rollemberg, Silvio Luiz de Souza et al., (2020)

### 2.13 Desafios para implantação da tecnologia de LGA

Apesar da possibilidade de formação de grânulos por meio de esgoto doméstico (XAVIER et al., 2018), a estabilidade a longo prazo do LGA ainda continua sendo um obstáculo para o uso em escala real. Além disso, outros problemas podem ser destacados, como: elevado custo de implementação advindo do uso de aparelhagem de alto custo como sondas e sensores, partida do sistema e complexidade operacional (FRANCA et al., 2018).

Embora diversos métodos já tenham sido sugeridos, nota-se que a sua aplicação em escala real se dá, diversas vezes, inviável. Além de tudo, é importante salientar que, as ETEs que tratam esgoto doméstico não atingem valores de eficiência tão elevados quanto aos atingidos em escala laboratorial. Na ETE Deodoro, a título de exemplo, após 272 dias de operação, constatou-se que apenas 5,6% dos grânulos possuíam diâmetro acima de 0,2 mm e menos de 1% possuía diâmetro acima de 1 mm. Além disso, verificou-se um acúmulo de nitrato no decorrer do período de operação (o que leva a crer que também não ocorreu o mecanismo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, fruto do baixo diâmetro do grânulo), o que indica também a baixa remoção de fósforo nessa ETE (em torno de 50% - 60%), ao passo que, em alguns estudos são observadas remoções de 90% (HE et al., 2018).

## 3 CONCLUSÃO

Foram relatados estudos sobre a remoção de nutrientes usando RBS por meio de lodo granular aeróbio, focando na remoção de nutrientes de efluente de laticínio e usando de base diversos estudos relacionados e também trabalhos que estudaram a remoção de nutrientes de efluentes de esgoto doméstico e de refinaria de petróleo, a fim de expandir a discussão sobre a tecnologia e também ajudar a entender os resultados do processo para efluente de laticínio, visto que, apontaram resultados que



ajudam no entendimento como um todo, seus pontos positivos e negativos.

Em suma, usando o perfil de pH, o fim do processo de nitrificação foi significativamente indicado em condições aeróbicas. No sistema de RBS, pH e ORP estão mais relacionados ao estágio anaeróbio, enquanto que o OD está mais relacionado com o estágio aeróbio. Além disso, pode-se concluir que idades de lodo até 20 dias mostraram eficiência para a tecnologia e temperaturas na faixa de 20 à 30° C apresentaram eficiência elevada, nitrificação/desnitrificação completa e remoção média de 90% de fosfato, além de boa formação do grânulo, visto que, foi apresentado que a operação em temperaturas baixas ocasiona a má formação do grânulo, deixando-o instável, advindo do crescimento de organismos filamentosos ocasionando a lavagem da biomassa.

No estudo proposto por Alattabi et al., (2017), para tratamento de esgoto doméstico, pode-se destacar alguns pontos:

- Conclui-se que em um ciclo de 6 horas, ocorreu uma elevação discreta da remoção de amônia-N durante a conversão da DQO e posteriormente se degrada quase por completo após 5 horas de operação.
- Notou-se que o pico de OD ocorre quando a concentração de amônia está quase esgotada e isso pode indicar o fim do processo de nitrificação.
- O potencial de oxidação-redução (Eh) aumentou fortemente quando a concentração de nitrato diminuiu e isso pode retratar o fim do processo de desnitrificação.
- O aumento substancial no perfil de Eh após a remoção de DQO prova que a DQO foi removida e o fim do processo de nitrificação pode ser caracterizado devido ao aumento do OD.

No estudo apresentado por Jungles et al., (2013), também para tratamento de águas residuais urbanas, podemos listar alguns pontos:

- A remoção média de nitrogênio foi de apenas 21%, o que indicou que a desnitrificação foi limitada devido ao baixo TRC.
- O TRC de 2 a 3 dias atingiu a remoção de amônia em torno de 80% e isso pode ser atribuído a temperaturas relativamente altas (16-27°C).

No estudo proposto por Al-Hashimi et al., (2017), usando efluente de refinaria de petróleo e efluente de indústria de laticínio, pode-se apresentar alguns pontos:

- 86% e 92%, na eficiência de remoção de DQO e  $\text{NH}_4$  respectivamente para águas residuais de refinaria de petróleo.
- 80% e 82% na eficiência de remoção de DQO e  $\text{NH}_4$  respectivamente para águas residuais de laticínios.
- Um bom desempenho de lodo para cada tipo de água residual foi apresentado por alta velocidade de sedimentação e IVL mínimo, que eram (24 m/hr, 50 ml/g, para águas residuais de refinaria e 15,5 m/hr, 70 ml/g para águas residuais de laticínios).

No estudo apresentado por Ionescu et al., (2016), estudaram exclusivamente a eficiência de remoção de nutrientes de efluente de laticínio e os resultados conduziram para as seguintes implicações:

- As primeiras estruturas granulares foram observadas após apenas 5 dias e aumentou significativamente atingindo até 2 mm em tamanho, após 26 dias.
- O aparecimento de *Vorticella convallaria* indicou boas condições de tratamento, visto que, essas espécies são conhecidas como bioindicadores de bom desempenho de tratamento de águas residuais.
- A abundância de bactérias filamentosas começou a diminuir como resultado de sua incorporação na estrutura granular.
- A alta taxa de eficiência de remoção da carga orgânica, nitrogênio e fosfato, só foi possível devido à difusão de gradientes de substrato, nutrientes e oxigênio dentro dos grânulos.

Apesar de várias tentativas a fim de solucionar os problemas elencados no decorrer do tópico 3, percebe-se que em muitas das vezes a sua aplicação da tecnologia em escala real torna-se inviável. Além do mais, sabe-se que geralmente as ETEs que tratam esgoto doméstico não costumam alcançar valores de eficiência tão elevados como os relatados em experimentos de laboratório.

Conclui-se que a tecnologia de LGA é uma das tecnologias mais estudadas para tratamento de efluentes, não exclusivamente devido ao nível de remoção de poluentes, mas também pelo menor gasto de energia e baixa demanda de espaço físico. Contudo, alguns pontos ainda precisam ser melhorados como o problema de instabilidade do grânulo (fator crucial para operação a longo prazo).

## REFERÊNCIAS

- AB HALIM, M. H. et al. **Aerobic sludge granulation at high temperatures for domestic wastewater treatment**. *Bioresource Technology*, v. 185, p. 445–449, 2015.
- ADAV, S. S.; LEE, D. J.; LAI, J.Y. **Intergeneric coaggregation of strains isolated from phenol-degrading aerobic granules**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v.79, p.p. 657-661, 2008.
- ADAV, S. S.; LEE, D. J.; SHOW, K. Y.; TAY, J. H. **Aerobic granular sludge: recent advances**. *Biotechnology Advances*, v.26, p.411-223, 2008.
- ADAV, S. S.; LEE, D.-J.; LAI, J.-Y. **Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 85, n. 5, p. 1601–1610, 2010.
- ADAV, S.S.; LEE, D.J. **Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure**. *Journal of Hazard Mater*, v. 154, p. 1120-1126, 2008.
- ALATTABI, A.W; HARRIS C.; ALKHADDAR R.; ALZEYADI A.; ABDULREDH M.; **Online Monitoring of a Sequencing Batch Reactor Treating Domestic Wastewater**. *Procedia Engineering*, p.800-807, 2017.
- ALMEIDA, Edna et al. **Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio**. *Quím. Nova, São Paulo*, v. 27, n. 5, p. 818-824, Oct. 2004.
- APHA. **STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER**. [s.l.] American Public Health Association, 2017. v. 23.
- ARTAN, N.; ORHON, D. **Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal**. In: IWA Publishing. 99p. Scientific and Technical Report, n.19, 2005.
- BARTROLÍ, A.; PÉREZ, J.; CARRERA, J. **Applying ratio control in a continuous granular reactor to achieve full nitrification under stable operating conditions**. *Environmental Science & Technology*, v. 44, n. 23, p. 8930-8935, 2010.
- BASSIN, J. P.; KLEEREBEZEM, R.; DEZOTTI, M.; LOOSDRECHT, M.C.M. **Simultaneous nitrogen and phosphorous removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures**. *Water Research*, v. 46, p. 3805-3816, 2012.
- BEUN, J. J. et al. **Aerobic granulation in a sequencing batch reactor**. *Water Research*, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1999.
- BOTHEJU, D.; BAKKE, R. Oxygen effects in Anaerobic Digestion –A Review. **The open Waste Management Journal**, v.4, p.1-19, 2011.

Brasil. **Ministério do Desenvolvimento Regional**. Secretaria Nacional de Saneamento –SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos –2019. Brasília: SNIS/MDR, 2020. 183p.: il.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRK AMBIENTAL. (2018) **Tecnologia Nereda – Tratamento de esgotos sanitários com biomassa granular aeróbia**. In: ENCONTRO NACIONAL DAS ÁGUAS, 7., 2018, São Paulo. Anais...

CALLADO, Nélia Henriques. **Reatores seqüenciais em batelada em sistema anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário sintético e com remoção de nutrientes**. 2001. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. Acesso em: 28 mar. 2021.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**, 1a ed, Rio de Janeiro: ABES, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental–ABES, Projeto PROSAB, 1999. 464p.

CETESB –Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia Técnico Ambiental da Indústria de Produtos Lácteos–Série P+L**. São Paulo, 2006. 89p.

COMITÊ ECONÔMICO E SOCIAL EUROPEU. **Utilização sustentável do fósforo**. Bruxelas, 2013.

CORSINO, S. F. et al. **Cultivation of granular sludge with hypersaline oily wastewater**. International Biodeterioration & Biodegradation, v. 105, p. 192–202, 2015.

CORSINO, S. F. et al. **Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater**. Bioresource Technology, Elsevier Ltd, v. 226, p. 150–157, 2017. ISSN 18732976. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.026>. Acesso em: 28 de março de 2021.

CORSINO, S. F. et al. **Simultaneous nitrification-denitrification for the treatment of high strength nitrogen in hypersaline wastewater by aerobic granular sludge**. Water Research, v. 88, p. 329–336, 2016.

CORSINO, S.F.; CAMPO, R.; BELLA, G.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G. (2016) **Study of aerobic granular sludge stability in a continuous flow membrane bioreactor**. Bioresource Technology, v. 200, p. 1055-1059.

DA SILVA, R. R.; DE SIQUEIRA, E. Q.; NOGUEIRA, I. DE S. **Impactos ambientais**

**de efluentes de laticínios em curso d'água na Bacia do Rio Pomba.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, n. 2, p. 217–228, 2018.

DANGCONG, P.; BERNET, N.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. **Aerobic granular sludge-a case report.** *Water Research*. v.33, n.3, p.890-893, 1999.

De KREUK, M. K. D. et al. **Kinetic model of a granular sludge SBR: Influences on nutrient remo-val.** *Biotechnology and Bioengineering*, v. 97, n. 4, p. 801–815, 2007.

DE KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Aerobic granular sludge – state of the art.** *Water Science & Technology*, v. 55, n. 8–9, p. 75, 2007.

DE KREUK, M.K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures.** *Water Research*, v.39, p.4476-4484, 2005.

DE KREUK, M.K.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. **Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability.** *Water Science and Technology*. v.49, n.11-12, p.9-17, 2004.

DEBIK, E.; MANAV, N. **Sequence Optimization in a Sequencing Batch Reactor for Biological Nutrient Removal from Domestic Wastewater.** *Bioprocess Biosystems Engineering*, 33, 533–540, 2010.

DERLON, N. et al. **Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume.** *Water Research*, v. 105, p. 341-350, 2016.

DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G.L., BASSIN, J.P (Org.) **Processos biológicos avançados para tratamento de efluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana.** 1 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.

EGBUIKWEM, P. N.; NAZ, I.; SAROJ, D. P. **Appraisal of suspended growth process for tre-atment of mixture of simulated petroleum, textile, domestic, agriculture and pharmaceutical waste water.** *Environmental Technology (United Kingdom)*, Taylor & Francis, v.0, n.0, p.1–16, 2019. ISSN1479487X. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1609097>. Acesso em: 28 mar. 2021.

EKAMA, G. **Recent developments in biological nutrient removal.** *Water SA*. 41, 515-524, 2015.

FIGUEROA, M. et al. **Nitrogen removal in aerobic granular systems.** *Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution*, p. 432, 2009.

FIGUEROA, M., MOSQUERA-CORRAL, A., CAMPOS, J. L. and MÉNDEZ, R., **Treatment of saline wastewater in SBR aerobic granular reactors.** *Water Science and Technology*, 58(2), 479-485, 2008.

FILALI, A. et al. **Stability and performance of two GSBP operated in alternating anoxic/aerobic or anaerobic/aerobic conditions for nutrient removal.**

Biochemical Engineering Journal, v. 67, p. 10-19, 2012.

FRANCA, R. D. et al. **Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. Biotechnology Advances**, v. 36, n. 1, p. 228-246, 2017.

FREIRE, Renato Sanches et al. **Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas**. Quím. Nova, São Paulo, v. 23, n. 4, p.504511, Aug.2000.

GAO, D. et al. **Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors**. Journal of Hazardous Materials, v. 186, n. 1, p. 320-327, 2011.

GRADY, C.P.L. Jr; DAIGGER, G.T.; LIM, H.C. **Biological Wastewater Treatment**. 2.ed. Boca Raton: CRC Press, 1999.

GUIMARÃES, L. B. **Caracterização microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e potencial de recuperação de exopolímeros de efluentes em reatores em bateladas sequenciais**. Florianópolis, 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.

HE, Q.; SONG, Q.; ZHANG, S.; ZHANG, W.; WANG, H. (2018) **Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions**. Chemical Engineering Journal, v. 331, p. 841-849.

HENRIQUE, Israel Nunes et al. **Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos**. Eng. Sanit. Ambient. Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 197-204, June 2010.

HENZE, M. et al. **Wastewater Treatment**. [S.l.: s.n.], 1997.

Holman, J.B., Wareham, D.G., **COD, ammonia and dissolved oxygen time profile in the simultaneous nitrification/denitrification process**. Biochem. Eng. J., 2005, 22 (2), 125–133

IBGE. **Censo agropecuário 2006**. Rio de Janeiro, 2006. 146 p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/agropecuario.pdf>. Acesso em: 31 jan. 2021.

IONESCU, A.I. et al. **Aerobic Granular Sludge Cultivation in a Sequencing Batch (SBR) Using Activated sludge as Inoculum**. Revista de Chimie (Bucaresti), v. 67, n. 2, 2016.

ISANTA, E. et al. **Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater**. Chemical Engineering Journal, v. 198, p. 163-170, 2012.

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora, v. 1, 906 p., 2005.

JUANG, Y.C.; ADAV, S.S.; LEE, D.J.; TAY, J.H. (2010) **Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: precipitating calcium and iron salts in granular interiors**. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 21, p. 8051-8057.

JUNG, F.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. **Impact of enzymatic pré-hydrolysis on batch activated sludge systems dealing with oily wastewaters**. *Biotechnology Letters*, v. 24, p. 1797-1802, 2002.

Jungles, M. K. et al. **Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge**. *Brazilian Journal of Chemical Engineering* [online]. 2014, v. 31, n. 1 [Accessed 14 June 2021], pp. 27-33.

KENT, T.R.; BOTT, C.B.; WANG, Z. (2018) **State of the art of aerobic granulation in continuous flow bioreactors**. *Biotechnology Advances*, v. 36, n. 4, p. 1139-1166.

KOCATURK, I.; ERGUDER, T.H. **Influent COD/TAN ratio affects the carbon and nitrogen removal efficiency and stability of aerobic granules**. *Ecological Engineering*, v. 90, p. 12-24, 2016.

KONG, Y. et al. **Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios**. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 45, n. 5, p. 379–383, 2009.

LABBÉ, J. I. et al. **Microalgae growth in polluted effluents from the dairy industry for biomass production and phytoremediation**. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, n. 1, p. 635–643, 2017.

LANGE, C.R. **Sistemas de tratamento de efluentes líquidos**. Indaial: Uniasselvi, 2012

LEE, D.; KIM, M.; CHUNG, J. **Relationship between solid retention time and phosphorus removal in anaerobic-intermittent aeration process**. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 103, n. 4, p. 338–344, 2007.

LEE, D.J.; CHEN, Y.Y.; SHOW, K.-Y.; WHITELEY, C.G.; TAY, J.-H. (2010) **Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation**. *Biotechnology Advances*, v. 28, n. 6, p. 919-934.

LI, A. J.; LI, X. Y.; YU, H. Q. **Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules**. *Process Biochemistry*, v. 46, n. 12, p. 2269-2276, 2011.

LI, J.; CAI, A.; WANG, M.; DING, L.B.; NI, Y.J. (2014) **Aerobic granulation in a modified oxidation ditch with an adjustable volume intraclarifier**. *Bioresource Technology*, v. 157, p. 351-354.

LIU, Y. Q.; TAY, J. H. **The essential role of hydrodynamic shear force in the**

**formation of biofilm and granular sludge.** *Water Research*, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002.

LIU, Y. Q.; TAY, J. H. **Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors.** *Enzyme and Microbial Technology*, v. 41, n. 4, p.516–522, 2007.

LIU, Y., WANG, Z.W., QIN, L., LIU, Y.Q., TAY, J.H. **Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor.** *Applied Microbiology and Biotechnology*, 67: 26-32, 2005.

LIU, Y.; LIU, Q. S. **Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors.** *Biotechnology Advances*, v. 24, n. 1, p. 115–127, 2006.

LIU, Y.; TAY, J. H. **The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge.** *Water Research*, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002.

LIU, Y.; TAY, J.H. **State of the Art of Biogranulation Technology for Wastewater Treatment** *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 533-563, 2004.

LIU, Y.Q e TAY, J.H. **Influence of Starvation Time on Formation and Stability of Aerobic Granules in Sequencing Batch Reactors.** *Bioresource Technology*, v. 99, p. 980-985, 2008.

LIU, Y.Q.; WU, W. W.; TAY, J. H.; WANG, J. L. **Starvation is not Prerequisite for the Formation of Aerobic Granules.** *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 76, p. 211-216, 2007.

M.A.I. Al-Hashimi, T.R. Abbas, and G.F. Jumaha, **“Aerobic Granular Sludge: an Advanced Technology to Treat Oil Refinery and Dairy Wastewaters,”** *Engineering and Technology Journal*, Vol. 35, Part A, No. 3, pp. 216-221, 2017.

MACHADO, R. M. G.; FREIRE, V. H.; SILVA, P. C.; FIGUERÊDO, D. V.; FERREIRA, P. E. **Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios.** 1 ed. Belo Horizonte: Segrac, 2002, 223 p.

MARTIN, K.A.S.; CLIPPELEIR, H.; STURM, B. (2016) **“Accidental granular sludge?”: Understanding process design and operational conditions that lead to low SVI-30 values through a survey of full scale facilities in North America.** In: WEFTEC, 2016. Anais... Nova Orleans: Water Environment Federation. p. 3396-3405.

MCSWAIN, B. S.; IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A. **The influence of settling time on the formation of aerobic granules.** *Water Science and Technology*, v. 50, n. 10, p. 195-202, 2004.

MCSWAIN, B. S.; IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A. **The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure.** *Water Science and Technology*, v.49, n.11-



12, p.19-25, 2004a.

MENDONÇA, H. V. et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente e Água**, v. 7, n. 2, p. 75–87, 2012.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3a ed. McGraw-Hill, Inc.: New York, 1991. 1334 p.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**: 5. Ed. Nova York: Editora AMGH, 2013

MORAIS, I. L. H. **Tratamento com Lodo Aeróbio Granular de Efluentes de Fábricas de Papel**. Dissertação, 2011.

MORAIS, I. L. H.; SILVA, C. M.; BORGES, C. P. **Aerobic granular sludge to treat paper mill effluent: organic matter removal and sludge filterability**. *Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 18, p. 8119–8126, 2016.

MORGENROTH, E.; SHERDEN, T. I.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J.J.; WILDERER, P. A. **Aerobic Granular Sludge, in a Sequencing Batch Reactor**. *Water Research*, v. 31, n.12, p. 3191-3194, 1997.

MOSQUERRA-CORRAL, A. et al. **Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor**. *Water Research*, v. 39, n. 12, p. 2676-2686, 2005.

NANCHARAI, Y. V.; REDDY, G. K. K. **Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications**. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1128–1143, 2018.

NEREDA. (2018) **Nereda® Technology – Wastewater Treatment Solutions by Royal Haskoning DHV**. Holanda.

NI, B.J.; YU, H.Q. **Growth and storage processes in aerobic granules grown on soybean wastewater**. *Biotechnology and bioengineering*. v.100, n.4, p.664-672, 2008.

PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. **Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge**. *Water Resources and Industry*, Elsevier, v.9, p.115, 2015. ISSN22123717. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wri.2014.11.002>. Acesso em: 31 jan. 2021.

PÖSCHL, M.; WARDA, S. OWENDE, P. **Evaluation of energy efficiency of various biogas production pathways**. *Applied Energy*, v. 87, n. 11, p. 3305-3321, 2010.

PRADO, M. **Concepção e estudo de uma unidade compacta para tratamento preliminar de esgoto sanitário composta por separador hidrodinâmico por vórtice e grade fina de fluxo tangencial**. 2006. 268 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro,

2004.

PRONK, M.; DE KREUK, M.K.; DE BRUIN, B.; KAMMINGA, P.; KLEEREBEZEM, R.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2015) **Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment**. *Water Research*, v. 84, p. 207-217.

PURBA, L. D. A. et al. **Various applications of aerobic granular sludge: A review**. *Environmental Technology and Innovation*, Elsevier B.V., v. 20, p. 101045, 2020. ISSN 23521864.

QIN, L.; LIU, Y. **Aerobic granulation at different settling times**. In: LIU, Y. **Wastewater purification: aerobic granulation in sequencing batch reactors**. Boca Raton: CRC Press, p.51-67, 2008.

QIN, L.; TAY, J.H.; LIU, Y. **Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors**. *Process Biochemistry*, v.39, p.579-584, 2004a.

R CORE TEAM. R: **A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria, 2019. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 31 jan. 2021.

**Reactor (SBR) Using Activated Sludge as Inoculum**. DE CHIMIE, Bucaresti, 67, nº 6, p 1-3, 2016.

REN, T. T et al. **Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity**. *Water Research*, v. 42, n. 13, p. 3343-3352, 2008.

ROBERTI, G. (2018) **Start-up of a full-scale aerobic granular sludge system: evaluation of biomass formation and its performance in the biological treatment of sanitary sewage**. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ROCKTÄSCHEL, T. et al. **Comparison of two different anaerobic feeding strategies to establish a stable aerobic granulated sludge bed**. *Water Research*, v. 47, n. 17, p. 6423-6431, 2013.

ROLLEMBERG, S. L. DE S. et al. **Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms**. *Bioresource Technology*, v. 270, p. 678–688, 2018.

ROLLEMBERG, S.L.S.; OLIVEIRA, L.Q.; BARROS, A.R.M.; MELO, V.M.M.; FIRMINO, P.I.M.; DOS SANTOS, A.B. (2019) **Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge**. *Bioresource Technology*, v. 278, p. 195-204.

Rollemborg, Silvio Luiz de Souza et al. **Tecnologia de lodo granular aeróbio no**

**tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios.** Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]. 2020, v. 25, n. 3 [Acessado 16 outubro 2021], pp. 439-449.

RUBINO, F. F.; ARAÚJO, O. Q. F.; COELHO, M. A. Z. **Remoção Biológica de Nutrientes em Reator Batelada Sequencial.** 2º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo & Gás. Rio de Janeiro, 2003.

SARAIVA, Claudety Barbosa et al. **Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios.** Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes, [S.l.], v. 64, n. 367, p. 10-18, dez. 2013. ISSN 2238-6416. Disponível em: <https://rilct.emnuvens.com.br/rilct/article/view/75/81>. Acesso em: 20 nov. 2020.

SARMA, S. J.; TAY, J. H. **Aerobic granulation for future wastewater treatment technology: challenges ahead.** Environ. Sci.: Water Res. Technol, v. 4, n. 9, 2018.

SARMA, S. J.; TAY, J. H. **Carbon, nitrogen and phosphorus removal mechanisms of aerobic granules.** Critical Reviews in Biotechnology, v. 38, n. 7, p. 1077–1088, 2018.

SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. **Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology.** Trends in Biotechnology, v. 35, n. 1, p. 66–78, 2017.

SENGAR, A. et al. **Aerobic granulation technology: Laboratory studies to full scale practices.** Journal of Cleaner Production, v. 197, p. 616–632, 2018.

SERTOLI, A. et al. **Caracterização físico-química de efluente de indústria de laticínios tratado por sistema de lagoas de estabilização.** 1o Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente. Anais...Bento Gonçalves – RS: 2008.

SHOW, K.Y.; LEE, D.J; TAY, J.H. **Aerobic Granulation: Advances and Challenges.** Appl Biochem Biotechnol. v.167, p.1622-1640, 2012.

SINGH, M.; SRIVASTAVA, R.K. **Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review.** Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering. v.6, p.3-13, 2010.

SOUZA, S.G.M. **Sequenciamento em Batelada para Remoção Biológica de Nitrogênio,** Tese de Mestrado, Curso de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, EQ-UFRJ, 2000.

STRYDOM, J. P.; MOSTERT, J. F.; BRITZ, T. J. **Two-phase anaerobic digestion of different dairy effluents using a hybrid bioreactor.** Water SA, v. 23, n. 2, p. 151-155, 1997.

STURM, B. S.; IRVINE, R. L. **Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation.** Water Science and Technology, v. 58, n. 4, p. 781-787, 2008.

SUTHERLAND, I. W. **Biofilm exopolysaccharides: a Strong and sticky**

**framework. Microbiology.** N. 147, p. 3-9, 2001.

SYED, M.; SOREANN, G.; FALLETA, P.; BELAND, M. **Removal of hydrogen sulfide from gas streams using biological processes: A review.** Canadian Biosystems Engineering, v. 48, p.2.1-2.14, 2008.

TAY, J.H.; LIU Q. S.; LIU, Y. **Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor.** Journal of Applied Microbiology. v.91, p.168-175, 2001.

TEIXEIRA, C. P. A. B. (2002). **Estudo comparativo de tipos diferentes de processos oxidai-vos avançados.** 191p. Tese (Doutorado) –Faculdade de Engenharia civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002

TELLES, Dirceu D'Alckimin; COSTA, Regina Helena Pacca Guimarães. **Reúso da Água.** São Paulo: Blucher, 2010.

TRZCINSKI, A. P. **Advanced Biological Physical, and Chemical Treatment of Waste Activated Sludge.** [S.l.: s.n.], 2019.

US EPA (United States Environmental Protection Agency). **Sequencing Batch Reactors.** Wastewater technology fact sheet, EPA 832-F-99-073, Office of Water, Washington, DC, 1999.

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J. (2012) **Handbook biological wastewater treatment: design and optimization of activate sludge systems.** Londres: IWA Publishing.

Vázquez-Padín, J. R., et al. **Nitrifying granular systems: A suitable technology to obtain stable partial nitrification at room temperature.** Separation and Purification Technology, 74, 178- 186 (2010).

VILELA, D. **Para onde caminha o leite.** Revista Balde Branco, n. 603, p. 41-43, jan. 2015.

VILLA, Ricardo Dalla; SILVA, Milady R. Apolinário da; NOGUEIRA, Raquel F. Pupo. **Potencial de aplicação do processo foto-fenton/solar como pré-tratamento de efluente da indústria de laticínios.** Quím. Nova, São Paulo, v. 30, n. 8, p. 1799-1803, 2007.

VON SPERLING, M. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors Volume 5.** Department of Sanitary and Environmental Engineering –UFMG. IWA Publishing, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 4. ed. Belo Horizonte, 2016. 453 p.

VON SPERLING, M., 1997, **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Volume 4-Lodos ativados, DESA, UFMG, Brasil.

VOURCH, M.; BALANNEC, B.; CHAUFER, B.; DORANGE, G. **Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse**. *Desalination*, v. 219, p. 190–202, 2008.

WAGNER, J. **Processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais (RBS)**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis -SC, 2015.

WAGNER, J; DA COSTA, R. H. R. **Aerobic granulation in a sequencing batch reactor using real domestic wastewater**. *Journal of Environmental Engineering*, v. 139, n. 11, p. 1391-1396, 2013.

WAGNER, Jamile; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da. **Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico**. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 269-278, Jun. 2015.

WAGNER, M. et al. **Phylogeny of All Recognized Species of Ammonia Oxidizers Based on Comparative 16S rRNA**. *Society*, v. 66, n. 12, p. 5368–5382, 2000.

WANG, X. et al. **Impact of carbon to nitrogen ratio on the performance of aerobic granular reactor and microbial population dynamics during aerobic sludge granulation**. *Bioresource Technology*, v. 271, n. September 2018, p. 258–265, 2019.

WINKLER, M. K. H. et al. **An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater**. *Chemical Engineering Journal*, v. 336, p. 489–502, 2018.

WINKLER, M. K. et al. **Microbial diversity differences within aerobic granular sludge and activated sludge flocs**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 97, n. 16, p. 7447–7458, 2012. ISSN 01757598.

XAVIER, J.A.; GUIMARÃES, L.B.; LEITE, W.R.; MARTINS, C.L.; DAUDT, G.C.; COSTA, R.H.R. (2018) **Granulação natural em reator operado em bateladas sequenciais: características dos grânulos e desempenho no tratamento de esgoto sanitário**. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 23, n. 6, p. 1067-1077.

YAN, L. et al. Simultaneous nitrification and denitrification by EPSs in aerobic granular sludge enhanced nitrogen removal of ammonium-nitrogen-rich wastewater. **Bioresource Technology**, v. 202, p. 101–106, 2016

YANG, S.F.; LI, X.Y.; YU, H.Q. **Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions**. *Process Biochemistry*, v.43, p.8-14, 2008.

YANG, S.-F.; TAY, J.-H.; LIU, Y. **Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules**. *Biochemical Engineering Journal*, v. 17, n. 1, p. 41–48, 2004.

ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D.J. (2016) **Aerobic granular processes: Current research trends**. *Bioresource Technology*, v. 210, p. 74-80.

ZHANG, Z., LI, H., ZHU, J., WEIPING, L., XIN, X. **Improvement strategy on enhanced biological phosphorus removal for municipal wastewater treatment plants: full-scale operating parameters, sludge activities, and microbial features**. *Bioresour. Technologic*. v. 102, n. 7, p. 4646–4653. 2011.

ZHENG, Y.-M. et al. **Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions**. *Chemosphere*, v. 63, n. 10, p. 1791–1800, 2006.

ZHOU, D., NIU, S., XIONG, Y., YANG, Y., DONG, S. **Microbial selection pressure is not a prerequisite for granulation: dynamic granulation and microbial community study in a complete mixing bioreactor**. *Bioresource Technology*, 161: 102-108, 2014.

ZHU, L.; YU, Y.; DAI, X.; XU, X.; QI, H. (2013) **Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process**. *Chemical Engineering Journal*, v. 217, p. 442-446.