



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

HENRIQUE CÉSAR GUEDES CAMPOS
MARÍLIA MARQUES VELLOSO DA SILVEIRA

**REMOÇÃO DE FÓSFORO EM RBS COM LODO GRANULAR AERÓBIO
TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO**

Recife
2019

HENRIQUE CÉSAR GUEDES CAMPOS
MARÍLIA MARQUES VELLOSO DA SILVEIRA

**REMOÇÃO DE FÓSFORO EM RBS COM LODO GRANULAR AERÓBIO
TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção de grau de Bacharel em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite

Recife
2019

Catálogo na fonte
Bibliotecário Gabriel Luz, CRB-4 / 2222

C198r Campos, Henrique César Guedes.

Remoção de fósforo em RBS com lodo granular aeróbio tratando esgoto doméstico / Henrique César Guedes Campos; Marília Marques Velloso da Silveira – Recife, 2019.

51 f., figs., tabs., abrev. e siglas.

Orientador: Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite

TCC (Graduação) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Departamento de Engenharia Civil, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Civil. 2. Reator em bateladas sequenciais. 3. Lodo granular aeróbio. 4. Remoção de fósforo. I. Silveira, Marília Marques Velloso da. II. Leite, Wanderli Rogério Moreira (Orientador). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2019–337

**ATA DA DEFESA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO PARA
CONCESSÃO DO GRAU DE ENGENHEIRO CIVIL**

CANDIDATO(S): 1 – Henrique César Guedes Campos
2 – Marília Marques Velloso da Silveira

BANCA EXAMINADORA:

Orientador: Prof^{fa}. Dr^a. Wanderli Rogério Moreira Leite

Examinador 1: Msc. Bárbara Karoline Soares Fernandes Dantas

Examinador 2: Prof. Dr. Bruna Scandolaro Magnus

TÍTULO DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO:

REMOÇÃO DE FÓSFORO EM RBS COM LODO GRANULAR AERÓBIO
TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO.

LOCAL: Sala de reunião do LABIOTA – LITPEG - UFPE

DATA: 31 / 07 / 2019 **HORÁRIO DE INÍCIO:** 10:00H.

Em sessão pública, após exposição de cerca de 30 minutos, o(s) candidato(s) foi (foram) arguido(s) oralmente pelos membros da banca com NOTA: 9,9 (deixar ‘Exame Final’, quando for o caso).

1) (X) aprovado(s) (nota > = 7,0), pois foi demonstrado suficiência de conhecimento e capacidade de sistematização no tema da monografia e o texto do trabalho aceito.

As revisões observadas pela banca examinadora deverão ser corrigidas e verificadas pelo orientador no prazo máximo de 30 dias (o verso da folha da ata poderá ser utilizado para pontuar revisões).

O trabalho com nota no seguinte intervalo, **3,0 = < nota < 7,0**, será reapresentado, gerando-se uma nota ata; sendo o trabalho aprovado na reapresentação, o aluno será considerado **aprovado com exame final**.

2) () reprovado(s). (nota <3,0)

Na forma regulamentar foi lavrada a presente ata que é assinada pelos membros da banca e pelo(s) candidato(s).

Recife, 31 de Julho de 2019

Orientador:

Avaliador 1:

Avaliador 2:

Candidato 1:

Candidato 2:

À nossa família e amigos,

Dedico

AGRADECIMENTOS DE HENRIQUE

Agradeço primeiramente a minha família, meus pais, Márcia e Mário, minha irmã, Amanda, o marido da minha mãe, Vladimir, e meu cachorro, Bart, por todo o apoio, por aguentarem meus aperreios e estresses, e apesar de tudo continuarem me amando e acreditando em mim. Obrigado por estarem sempre comigo por toda essa jornada. Amo vocês mais que tudo nessa vida.

Agradeço a minha namorada, Ingrid, por estar ao meu lado e ter tanta paciência. Você é linda de todas as maneiras que um ser humano pode ser. Obrigado por tanto carinho e por tanto amor. Amo você.

A todos os meus amigos que fizeram parte dessa caminhada comigo, em especial João Filipe, Victor Selim e Ana Helena por tantos momentos de companhia e estudos.

Agradeço a Marília por confiar em mim para fazermos esse trabalho juntos. Obrigado por ter compartilhado comigo esse momento de grande aprendizado.

Agradeço a toda equipe de Grânulos, Marília, Luciana, Oucilane e obviamente Julliana (calma Ouci, te amo igual, mas sabe como é. Hahaha), por toda paciência e ensinamentos. Tudo que aprendi no laboratório foi muito especial graças a vocês. Em especial a Oucilane e Julliana, guardo vocês no meu coração para sempre.

Agradeço ao nosso orientador, Wanderli Leite, pela paciência, ajuda e dedicação para que o nosso trabalho fosse concluído da maneira mais adequada.

Agradeço a todos os membros do LSA, alunos da pós-graduação, os ICs, os técnicos, e os professores, que contribuíram de todas as formas possíveis para enriquecer de bons momentos os dias no laboratório.

Agradeço à Universidade Federal de Pernambuco, ao Departamento de Engenharia Civil e ao Laboratório de Saneamento Ambiental. Ao CNPq pelo financiamento da pesquisa e pela bolsa de iniciação científica.

AGRADECIMENTOS DE MARÍLIA

Agradeço a Deus, por me inspirar todos os dias a lutar por meus sonhos e terminar essa jornada.

Aos meus pais, Zélia e Canuto, e meus irmãos, Tatiana e Breno, por todas as vezes que me escutaram e me fizeram rir em momentos de estresse.

Ao meu namorado, Tiago, que sempre esteve ao meu lado em todos os momentos da graduação me dando apoio e confiança.

Ao meu amigo e parceiro de experimento e trabalho de conclusão de curso, Henrique, por ter confiado em mim e alegrado nossos dias de trabalho.

As líderes da equipe grânulos, Julliana e Oucilane, por terem sido excelentes mentoras no estudo, durante a iniciação científica e no desenvolver deste trabalho.

Ao meu orientador, professor Wanderli Leite, por toda atenção e suporte na elaboração desta dissertação.

À toda a família LSA (alunos de iniciação científica, alunos de mestrado, alunos de doutorado e professores), que me acolheu maravilhosamente bem durante o período de iniciação científica.

Ao professor Mario Kato, por ter me dado a oportunidade de fazer iniciação científica em um lugar tão acolhedor como o LSA, seus ensinamentos e apoio.

Aos meus amigos da faculdade, que estiveram comigo durante todas as provas deste curso e transformaram esses anos de graduação mais divertidos.

À Universidade Federal de Pernambuco e ao Laboratório de Saneamento Ambiental, pelo ambiente inspirador e por todos os seus recursos oferecidos.

E por fim, a todos que de alguma forma contribuíram no meu processo de formação e conclusão de curso.

RESUMO

A tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) é uma técnica promissora, que surgiu otimizando o sistema de lodos ativados, para tratamento de esgoto sanitário. O fósforo é um macronutriente que favorece a produtividade primária e por isso sua transferência para águas superficiais deve ser controlada, evitando a poluição das águas. Neste contexto, este estudo objetivou o tratamento da carga orgânica e a remoção de fósforo de esgotos sanitários utilizando-se reatores em bateladas sequenciais (RBS) com lodo granular aeróbio. O estudo ocorreu durante 147 dias em reator de escala piloto com volume útil de 115L e troca volumétrica de 71% com ciclos operacionais de 4 horas de duração. A presença de grânulos aeróbios foi observada no 39º dia de operação, possuindo diâmetros pequenos devido ao início da operação e depois se desenvolvendo, alcançando tamanhos maiores. A concentração média de biomassa no sistema durante o período em que o lodo se apresentou granular foi 1158 mg/L. A remoção de matéria orgânica durante o período com LGA foi 77%. O fósforo total foi removido com 86% de eficiência e o ortofosfato com 87%, a alternância de fase aeróbia e anóxica favoreceu o processo EBPR e possivelmente o desenvolvimento de organismos acumuladores de fosfato.

Palavras-chave: Reator em bateladas sequenciais. Lodo granular aeróbio. Remoção de fósforo.

ABSTRACT

The aerobic granular sludge (AGS) technology is a promising technique that arose from the optimization of the activated sludge system for the treatment of sewage. Phosphorus is a macronutrient that favors primary productivity and therefore its transfer to surface waters must be controlled, avoiding water pollution. In this context, the present study aimed to treat the organic load and the removal of phosphorus from sewage using a sequential batch reactor (SBR) with aerobic granular sludge. The study was conducted for 147 days in a pilot scale reactor with 115L working volume and 71% volumetric exchange ratio with 4 hours operating cycles. The presence of aerobic granules was observed on the 39th day of operation, having small diameters due to the beginning of the operation and later developing better, reaching larger sizes. The average concentration of biomass in the system during granular period was 1158 mg / L. The removal of organic matter during the period with AGS was 77%. Total phosphorus was removed with 86% efficiency and orthophosphate with 87%, the aerobic and anoxic phase alternation favored the EBPR process and possibly the development of phosphate accumulating organisms.

Key-words: Sequencing batch reactor. Aerobic granular sludge. Phosphorus removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - O processo de formação de grânulos aeróbios: Representação esquemática do processo de formação de grânulos aeróbios e dos mecanismos envolvidos em cada etapa.....	18
Figura 2 - Modelo conceitual dos principais processos biológicos na remoção de carbono e nitrogênio em lodo granular aeróbio (DBO: carbono disponível utilizado pelos micro-organismos, PHA: carbono armazenado em forma de polímero intracelular)	19
Figura 3 - Fases de operação de um RBS.....	21
Figura 4 - Estrutura do lodo granular aeróbio em tamanho real (a), aumento de 7,5x (b) e aumento de 20x.....	23
Figura 5 - Metabolismo de um organismo acumulador de fósforo (PAO)	24
Figura 6 - Esquema da dimensão do reator	27
Figura 7 - Resultados dos testes de IVL aos 10 e 30 min, e relação IVL30/IVL10	35
Figura 8 - Classificação granulométrica da biomassa.....	36
Figura 9 - Concentração do SSVLM e SSV no efluente (SSV ef)	37
Figura 10 - Concentração de DQO afluente e efluente e eficiências de remoção	39
Figura 11 - Concentração de Fósforo Total afluente e efluente e eficiências de remoção	40
Figura 12 - Concentração de Ortofosfato afluente e efluente e eficiências de remoção.....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros de controle de eutrofização	25
Tabela 2 – Duração das etapas do ciclo operacional (em minutos).....	29
Tabela 3 – Análises Físico-Químicas	29
Tabela 4 – Características do esgoto sanitário	33

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos graxos voláteis
APHA	American public health association
ATP	Adenosina trifosfato
CLP	Controlador lógico programável
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DPAO	Denitrifying phosphate accumulating organisms (organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBPR	Enhanced Biological Phosphorus Removal
EPS	Substâncias poliméricas extracelulares
ETE	Estação de tratamento de esgoto
GAO	Glycogen accumulating organisms (organismos acumuladores de glicogênio)
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LA	Lodos ativados
LGA	Lodo granular aeróbio
OD	Oxigênio dissolvido
P-PO ₄	Ortofosfato solúvel
PAO	Polyphosphate accumulating organisms (organismos acumuladores de polifosfato)
pH	Potencial hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoatos
PHB	Polihidroxibutirato
PHV	Polihidroxivalerato
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
SSVLM	Sólidos suspensos voláteis no licor misto
STPP	Tripolifosfato de sódio
Ts	Tempo de sedimentação

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Justificativa e motivação	14
1.2	Objetivos gerais e específicos	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	Lodo Granular Aeróbio (LGA)	16
2.1.1	<i>Formação do LGA</i>	17
2.1.2	<i>Propriedades Físicas do LGA</i>	18
2.2	Reator de batelada sequencial (RBS)	20
2.3	Fósforo	22
2.3.1	<i>Remoção Biológica de Fósforo</i>	23
2.4	Legislação Ambiental sobre o controle de Fósforo nas águas	24
3	MATERIAIS E MÉTODOS	27
3.1	Sistema experimental	27
3.2	Operação do reator	28
3.3	Monitoramento e análises	29
3.3.1	<i>Índice Volumétrico de Lodo (IVL)</i>	30
3.4	Cálculos realizados	30
4	RESULTADOS E DISCURSSÕES	33
4.1	Caracterização do esgoto afluente.....	33
4.2	Caracterização/comportamento da biomassa.....	34
4.2.1	<i>IVL e Granulometria</i>	34
4.2.2	<i>Análise do comportamento dos sólidos</i>	36
4.2.3	<i>Remoção de DQO</i>	37
4.2.4	<i>Remoção de fósforo</i>	39
5	CONCLUSÃO	43
6	RECOMENDAÇÕES	44
	REFERÊNCIAS	45

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas que atingem o meio ambiente, e que merece uma atenção é a poluição dos corpos hídricos, influenciado negativamente pelo excessivo crescimento desordenado das cidades.

O despejo inadequado de resíduo industrial e dejetos humanos é uma das principais fontes de poluição hídrica. Sem o apropriado tratamento, o lançamento deste resíduo pode trazer risco a saúde tanto humana e da fauna aquática, através de patógenos e excesso de nutrientes (fósforo e nitrogênio).

Um dos processos de deteriorização que podem acontecer, devido ao lançamento desses resíduos, é a eutrofização, que é o enriquecimento do corpo hídrico com nutrientes. Como consequência, há o crescimento excessivo de algas (cianobactérias e microalgas) a níveis tais que sejam considerados causadores de interferências com os usos do corpo d'água (THOMANN & MUELLER, 1987).

O processo de eutrofização causa grandes danos aos corpos hídricos, tais como aumento da toxicidade das algas, mortandade de peixes devido a intoxicação por amônia (aumento de pH), além de uma elevada dificuldade para tratamento da água.

O sistema convencional de lodos ativados é o processo biológico aeróbio mais amplamente utilizado no mundo para o tratamento de águas residuárias em ambientes fechados (reatores) (METCALF & EDDY, 2016). Embora a compreensão dos processos de degradação aeróbios estejam relativamente consolidados, eles continuam sob investigação para melhorar a compreensão dos mecanismos microbianos fundamentais, no intuito de alcançar melhorias no processo. Entre estas melhorias, encontra-se a granulação aeróbia.

A tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA), reportada pela primeira vez por Mishima e Nakamura (1991) no congresso Aerobic Granular Sludge (Munique, Alemanha, 2004) considera que o LGA seja composto de agregados microbianos auto-imobilizados proveniente de lodo ativado convencional submetido a tensões hidrodinâmicas específicas (DE KREUK et al, 2005a).

O LGA é considerado uma das grandes conquistas na área de biotecnologia ambiental no século XXI. Tal fato pode ser percebido através da grande quantidade de estudos aplicados para diversos tipos de efluentes, como efluentes ricos em corantes azo

(FRANCA et al, 2015), anilinas (DAI et al, 2015), metais (LIU et al, 2015), e efluentes provenientes de matadouro (PIJUAN et al, 2011). No entanto, a maioria dos estudos acerca de granulação aeróbia utiliza escala laboratorial e efluentes sintéticos com alta carga orgânica devido à grande instabilidade dos grânulos quando aplicados ao tratamento de esgotos domésticos, especialmente de baixa carga de matéria orgânica.

Uma das vantagens da utilização do lodo granular é que, por serem compactos e densos, precisam de curtos tempos de sedimentação e mantêm cerca de três a cinco vezes mais biomassa por litro de efluente quando comparado ao lodo ativado convencional (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Sendo assim, os tanques de sedimentação tornam-se desnecessários para esta tecnologia; e a redução do tempo de reação possibilita a utilização de reatores com volumes menores, reduzindo a área utilizada pelo sistema (SARMA et al., 2017). Outra vantagem é a existência de microambientes nos grânulos, proporcionados pelos gradientes de difusão de oxigênio, os quais permitem o crescimento de bactérias com funções metabólicas e exigências ambientais diferentes. Dessa forma, diversas etapas do processo de tratamento aeróbio convencional acontecem no interior do lodo granular, possibilitando a remoção biológica simultânea de matéria orgânica e nutrientes, sem a necessidade de grandes fluxos de reciclagem (WINKLER et al, 2013). Além disso, a implantação de uma fase anóxica favorece a remoção de nutrientes como foi experimentado por Dantas (2018) e Sales (2018).

Apesar da presença dos microambientes nos grânulos, alguns estudos demonstram que a remoção de nutrientes pode não ocorrer de maneira satisfatória (ARAÚJO, 2016; ALVES, 2017; SILVA, 2017; SEZERINO et al, 2017), indicando que devem ser fornecidas condições adicionais para garantir a presença das zonas anóxicas/anaeróbias adequadas e a otimização da remoção de nitrogênio e fósforo. Devido a estes motivos, faz-se necessário a realização de novos estudos sobre a presença de subprodutos de fósforo (fosfatos orgânicos, ortofosfatos e polifosfatos) ao utilizar reatores em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios.

1.1 Justificativa e motivação

Tendo em vista a fragilidade dos ecossistemas aquáticos e a necessidade de assegurar os múltiplos usos da água, a legislação para lançamento de efluentes em corpos hídricos determina a eficiência mínima na remoção de matéria orgânica e fósforo. Para atender esses requisitos, vem se mostrando como uma alternativa promissora, a tecnologia de lodos granulares aeróbios, uma vez que este apresenta grandes vantagens quando comparado ao sistema de lodos ativados, como elevada retenção de biomassa, remoção eficiente de nutrientes e matéria orgânica e excelente sedimentabilidade do lodo (BASSIN et al, 2011).

A remoção de fósforo nesse tipo de sistema pode ser facilmente alcançada utilizando adequações nos critérios de projetos e práticas operacionais do sistema convencional, como a utilização de reatores em bateladas sequenciais (ARTAN & ORHON, 2005).

Tendo em vista às vantagens do sistema apresentado e à necessidade da preservação dos corpos hídricos, este trabalho visa acrescentar os conhecimentos sobre o sistema de tratamento de esgoto sanitário através do lodo granular aeróbio cultivado em reator de bateladas sequenciais (RBS) em escala piloto.

1.2 Objetivos gerais e específicos

Avaliar a remoção de fósforo de esgotos sanitários tratados em reatores de bateladas sequenciais (RBS) com lodo granular aeróbio.

Como objetivo específico, pode-se listar:

- Avaliar a degradação da matéria orgânica carbonácea do esgoto sanitário;
- Analisar a influência da granulação na remoção de fósforo.
- Analisar o desempenho do reator na remoção do fósforo após a fase de aeração.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Como base para a realização do trabalho foi necessário fundamentar alguns tópicos para facilitar a compreensão e desenvolvimento, tais como:

2.1 Lodo Granular Aeróbio (LGA)

Por se tratar de uma tecnologia que vem em constante avanço no mundo, os lodos granulares aeróbios (LGA) estão sendo cada vez mais usuais devido as suas grandes vantagens quando comparado ao sistema de lodos ativados (LA). Estrutura compacta, capacidade de remoção simultânea de fósforo e nitrogênio, devido à presença de um grupo de micro-organismos DPAO's (organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes) (TSUNEDA et al, 2005; ZENG et al., 2004), bom desempenho na velocidade de sedimentação, além de suportar altas cargas orgânicas e taxas de aeração (LONG et al., 2014).

Pode-se ainda afirmar que a sua principal vantagem é a presença de microzonas: aeróbias, anóxicas e anaeróbias, que condicionam o desenvolvimento de uma diversidade de bactérias com funções metabólicas diferentes. Isso proporciona um aumento na eficiência do tratamento do afluente, redução do tempo de reação e diminuição nas dimensões dos reatores (WANG et al. 2009; WEI et al. 2012).

Segundo Show et al (2012), os grânulos aeróbios só podem ser cultivados sob carregamento controlado de carga orgânica e estratégias de funcionamento específicas, ao contrário da granulação anaeróbia, que aparenta ser espontânea. O desenvolvimento e a estabilidade dos grânulos são pontos fundamentais na tecnologia de lodo granular aeróbio, contudo, é o aspecto menos elucidado. Os parâmetros de engenharia, tais como a carga orgânica volumétrica, tensão de cisalhamento, velocidade do fluxo de ar, tempo de retenção hidráulica, pressão de seleção e parâmetros microbiológicos, como o tipo de microrganismos dominantes e a síntese de Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS) foram investigados para estabelecer seus papéis no processo de granulação. No entanto, ainda não há um consenso entre todos esses dados, devido as condições locais variarem de uma região para outra (temperatura e clima), não sendo possível ainda desenvolver um sistema precisamente previsível (SARMA et al., 2017).

2.1.1 Formação do LGA

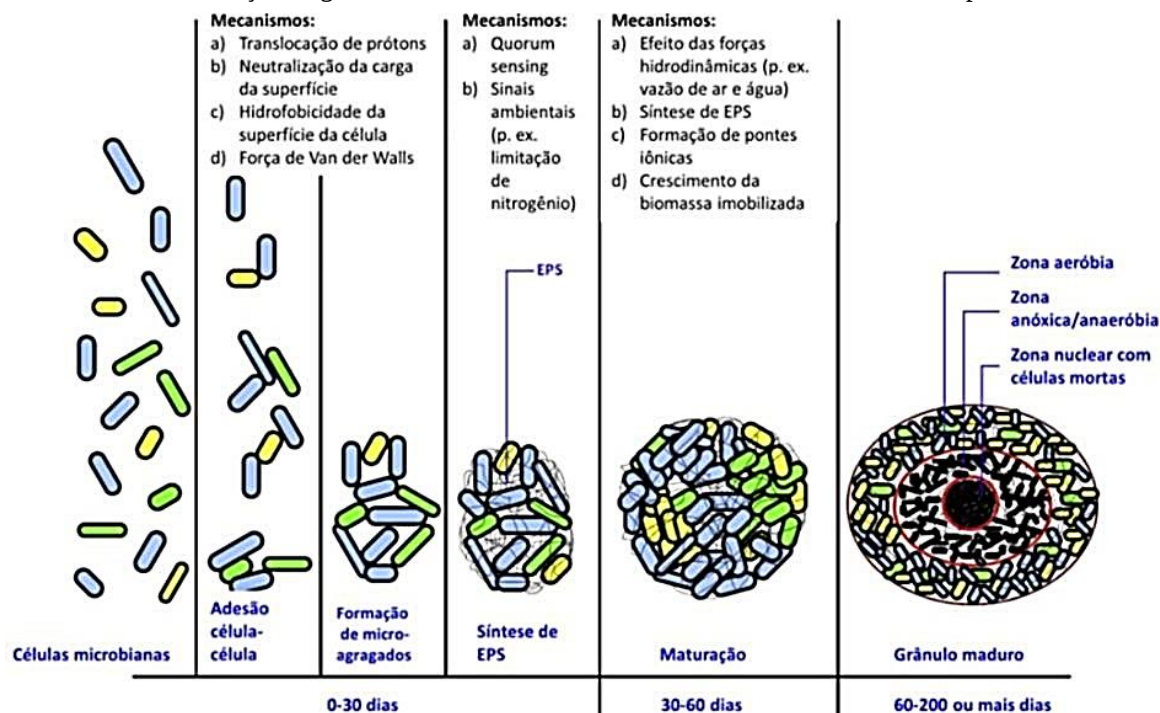
A primeira definição de um mecanismo de formação dos grânulos aeróbios foi proposta por Beun et al. (1999). Tais autores, durante a operação de um RBS alimentado com esgoto sintético e com curtos tempos de sedimentação (2 e 4 minutos), observaram que após a inoculação, o processo de granulação tinha início com a presença de uma matriz imobilizadora formada por fungos. Nessa matriz as bactérias podiam crescer e formar colônias até atingirem diâmetros entre 5 e 6 mm, quando foi observado o rompimento destes agregados, decorrente das limitações de oxigênio no seu interior.

Após isso, bactérias com melhor sedimentabilidade se agregavam novamente, configurando-se nos primeiros grânulos aeróbios formados.

Segundo Liu e Tay (2002), o processo de granulação não necessita de uma matriz não bacteriana e pode ser dividido em quatro etapas descritas abaixo (Figura 1):

- Contato entre os microrganismos promovido por movimentos decorrentes de mobilidade celular (através de flagelos, cílios ou pseudópodes), forças hidrodinâmicas, termodinâmicas, de difusão e/ou de gravidade);
- Forças atrativas iniciais (translocação de prótons, neutralização de carga na superfície, hidrofobicidade da superfície da célula e forças de Van der Waals) mantêm o contato superficial entre as células estável, atuando como força motriz para a auto agregação das bactérias;
- Forças microbianas favorecem o amadurecimento do grânulo (extensa biossíntese de EPS pelos microrganismos agregados estimulados por *quorumsensing* e estresses ambientais);
- Por último, a estrutura tridimensional do agregado torna-se estável devido às forças de cisalhamento hidrodinâmicas. Os grânulos são moldados pela força de cisalhamento hidrodinâmico para formar uma determinada comunidade estruturada, sendo esta força um dos fatores determinantes da forma exterior e do tamanho dos agregados.

Figura 1- O processo de formação de grânulos aeróbios: Representação esquemática do processo de formação de grânulos aeróbios e dos mecanismos envolvidos em cada etapa



Fonte: Sezerino et al (2017); adaptado de Sarma et al. (2017)

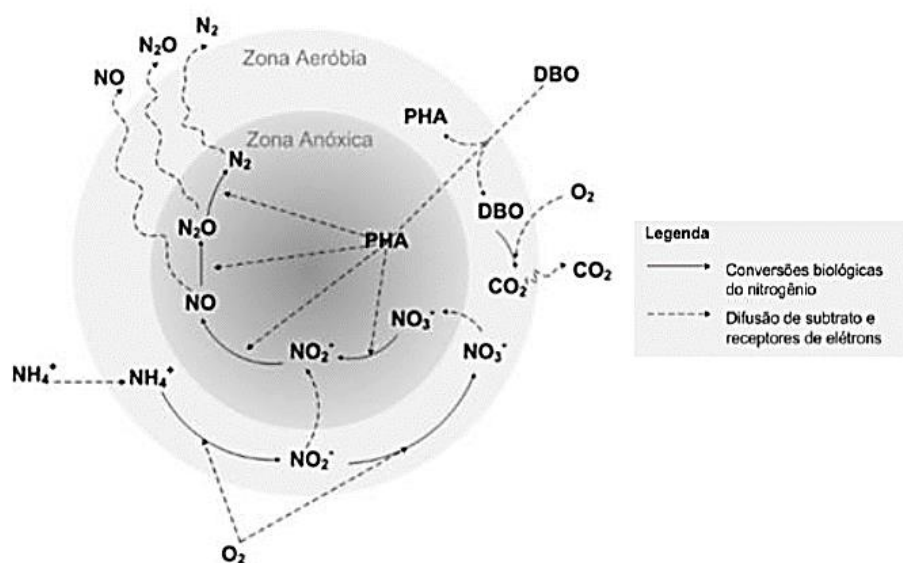
Ainda não existe um mecanismo de formação de grânulo aeróbio totalmente elucidado. Sabe-se que de forma generalizada a formação dos grânulos se inicia pelo desenvolvimento da biomassa como em sistemas de lodos ativados e submetendo a condições específicas obtém-se a formação de agregados microbianos.

2.1.2 Propriedades Físicas do LGA

Uma das características que é parâmetro de referência para determinar a presença de grânulos aeróbios é a dimensão dos agregados microbianos. Segundo Liu e Tay (2004) a estrutura deve apresentar tamanho variando de 0,2 a 5,0 mm. Já Kreuk et al. (2005b) afirma que a estrutura deve possuir tamanho mínimo de 0,2 mm e corresponder a 80% dos sólidos presentes no reator para que possa ser considerado grânulo aeróbio.

O tamanho não só serve como parâmetro de determinação, mas também como importante aspecto de estabilidade e viabilização para alguns processos biológicos que ocorrem no interior do grânulo. A Figura 2 a seguir apresenta um modelo conceitual dos principais processos biológicos na remoção de carbono e nitrogênio em lodo granular aeróbio.

Figura 2 - Modelo conceitual dos principais processos biológicos na remoção de carbono e nitrogênio em lodo granular aeróbio (DBO: carbono disponível utilizado pelos microrganismos, PHA: carbono armazenado em forma de polímero intracelular)



Fonte: Sezerino (2017)

Devido a uma limitada transferência de oxigênio que ocorre no interior dos grânulos, há a formação de camadas (estratificação) microbianas na biomassa. Isso permite a coexistência de três processos biológicos importantes no tratamento de efluentes: remoção de matéria orgânica, remoção de nitrogênio e remoção de fósforo. Segundo Wang et al. (2007), grânulos maiores que 3 mm dificultam o processo de desnitrificação. Já Lee et al. (2010) observaram que grânulos que possuíam diâmetros superiores a 4 mm apresentavam estados de anaerobiose. Assim sendo, deve-se determinar condições operacionais tais que permitam um eficiente tratamento biológico e limitem o tamanho do grânulo.

Normalmente apresentando forma esférica, os grânulos caracterizam-se por possuir densidade muito maior quando comparado com os flocos de lodos ativados convencionais (ADAV et al, 2008), proporcionando àqueles uma série de características, tais como:

- Excelente sedimentabilidade, o que facilita a separação do efluente tratado do lodo granular ou biomassa;
- Forma regular, lisa e esférica, o que permite suportar altas velocidades de fluxo.
- Alta retenção de biomassa no reator, o que aumenta a capacidade de suportar grandes cargas orgânicas;
- Estrutura microbiana densa e forte;

- O interior do grânulo apresenta diferentes zonas (aeróbias e anóxicas), o que permite diferentes processos biológicos se realizem no mesmo sistema.

Devido a tais características é possível o tratamento de grandes volumes de resíduo líquido em reatores compactos. Os grânulos aeróbios são cultivados preferencialmente em reatores de bateladas sequenciais, cuja operação é dividida em ciclos temporais (BASSIN, 2011).

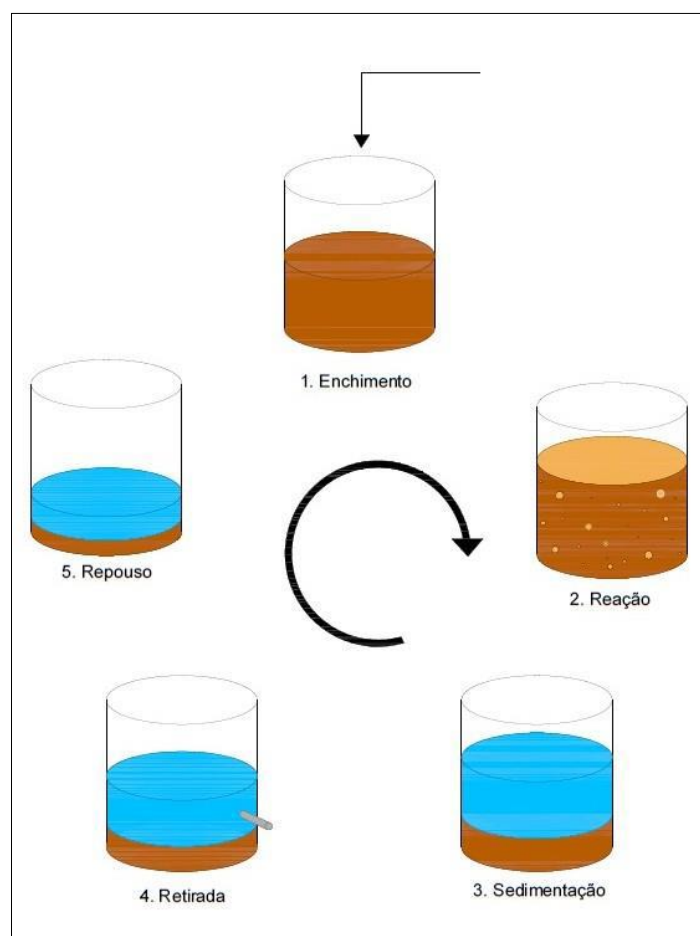
2.2 Reator de batelada sequencial (RBS)

Os reatores em bateladas sequenciais foram criados a partir do avanço dos equipamentos e da tecnologia. Eles são vantajosos pois conseguem ser mais baratos devido ao controle e a redução dos custos de operação, e o tratamento em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias que viabiliza a eliminação de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo em uma única unidade operacional. A sedimentação da biomassa também ocorre no mesmo tanque apenas com uma diferença de tempo. Uma desvantagem encontrada nesse sistema é a elevada vazão liberada após o tratamento do efluente e por isso, dependendo do volume do reator, seja necessário a instalação de um equalizador de vazão para que não prejudique nenhuma instalação do tratamento de esgoto.

A remoção da matéria orgânica e de nutrientes acontece de acordo com a variação de fase da operação do ciclo, cada fase leva um determinado tempo para realizar seus processos e seu volume também varia de acordo com sua necessidade.

Em geral, o RBS possui uma operação de cinco fases como mostrado na Figura 3.

Figura 3 - Fases de operação de um RBS



Fonte: Alves (2017)

As fases podem ser explicadas da seguinte forma:

- Enchimento: neste período o reator é preenchido com esgoto bruto e ocorre a mistura do mesmo com a biomassa já presente no sistema.
- Reação: esta fase se inicia imediatamente após o enchimento, nela ocorre o acionamento da aeração causando o contato da biomassa com os micro-organismos resultando em uma mistura completa que provoca a degradação da matéria orgânica e a remoção dos nutrientes.
- Sedimentação: durante esse passo, a aeração é desativada para que os sólidos sejam separados do líquido. Essa parte precisa ser muito bem executada para que não haja perda de biomassa do sistema.
- Retirada: neste ponto ocorre o descarte do efluente já tratado a partir de certa altura do reator para que não haja a coleta da biomassa do sistema.

- Repouso: essa é a etapa onde o efluente remanescente e a biomassa ficam inertes à espera do próximo ciclo.

De acordo com Li et al. (2016), os grânulos não possuem estabilidade estrutural quando são gerados em sistemas de fluxo contínuo, possibilitando facilmente sua desintegração. Foi identificado por Tay et al. (2001) que é necessário utilizar o reator RBS para o processo de granulação aeróbia por causa de suas condições específicas.

2.3 Fósforo

Normalmente existem duas formas do fósforo estar presente nas águas superficiais: (1) águas de origem de agricultura adubada com fertilizante químico e (2) águas residuárias, provenientes de esgoto, tratadas ou não. A concentração de fósforo na segunda forma, pode variar de acordo com a cultura e nível socioeconômico da população contribuinte (VAN HANDEL & MARAIS, 1999).

O fósforo encontrado no esgoto pode ser dividido em duas frações: o particulado e o dissolvido. E cada uma delas ainda pode ser classificada em reativa e não reativa. O fósforo reativo é a sua forma que responde aos testes de colorimétricos, digestão oxidativa prévia ou hidrólise. Os ortofosfatos reativos abrangem os estados reativos e os que são fracamente ligados ou adsorvidos a precipitados. Já suas formas não reativas incluem as condições hidrolisadas por ácidos e formas digeríveis, que podem ser um tipo de fósforo orgânico não reativo (METCALF & EDDY, 2016).

Em ácidos nucleicos e em muitos metabolitos intermediários, como fosfatos de açúcar e fosfatos de adenosina, o fósforo pode ser encontrado já que faz parte do metabolismo de todos os seres vivos (CORREL, 1999).

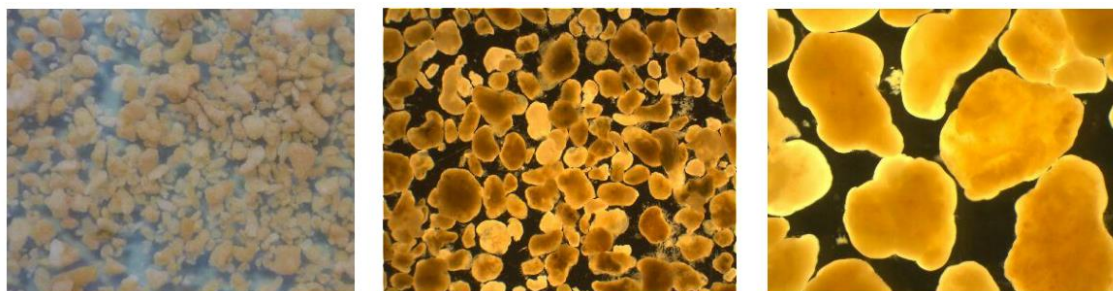
Esse elemento pode se apresentar nas formas de ortofosfato, de mais fácil remoção, polifosfato e fósforo orgânico em águas servidas (SURAMPALLI et al., 1997).

A eutrofização, como já comentado na introdução, é um processo originado pelo acúmulo de nutrientes, especificamente fósforo e nitrogênio, em corpos hídricos que o leva ao crescimento exagerado de plantas aquáticas que prejudicam a qualidade daquela água. O fósforo então é um elemento crítico durante esse fenômeno, já que ele não possui uma forma gasosa que possa ser lançada na atmosfera como o nitrogênio, e ao limitar sua quantidade no meio aquático é possível minimizar os impactos causados por esse evento.

2.3.1 Remoção Biológica de Fósforo

A remoção do fósforo das águas residuárias é feita no processo *Enhanced Biological Phosphorus Removal* (EBPR). Nele são utilizados os organismos acumuladores de fósforo (PAO, do inglês *Polyphosphate Accumulating Organisms*) que capturam o fosfato quando as condições anaeróbia e aeróbia se alternam.

Figura 4 – Estrutura do lodo granular aeróbio em tamanho real (a), aumento de 7,5x (b) e aumento de 20x



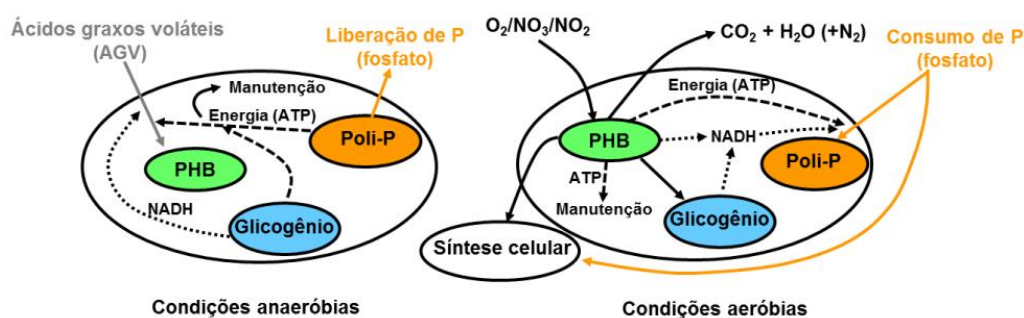
Fonte: Bassin (2012)

Durante a fase anaeróbia, os organismos acumuladores de fosfato (PAO) coletam fontes de carbono facilmente biodegradáveis, os ácidos graxos voláteis (AGVs), intracelularmente no formato de polihidroxialcanoatos (PHAs). Os PHAs típicos são poli- β -hidroxibutirato (PHB), caso acetato seja a fonte de carbono e subsequentemente chega a ser metabolizado pelos PAOs para finalidades catabólicas e anabólicas, e polihidroxivalerato (PHV). Parte do glicogênio contido na célula também é utilizado para acumular PHA. Simultaneamente à assimilação de ácido acético/propiónico ocorre a liberação de ortofosfato no meio.

Já na etapa aeróbia, os PAOs absorvem o ortofosfato do meio e utilizam o PHA armazenado, oxidando-o, proporcionando energia e carbono. É produzido também glicogênio durante o metabolismo do PHA. A energia disponibilizada é usada para formar ligações de polifosfato em células estocadas de maneira que o ortofosfato solúvel (O-PO_4) é removido da solução e incorporado em polifosfatos, internamente à célula bacteriana. O crescimento celular também ocorre devido à utilização de PHA e a nova biomassa com carga estocada elevada de polifosfato responde pela remoção de fósforo. Uma vez descartada a biomassa, o fósforo nela acumulado é removido do reator (METCALF & EDDY, 2016), podendo ser utilizado na agricultura.

Um competidor dos PAOs que pode prejudicar esse tratamento biológico são os organismos acumuladores de glicogênio (GAOs, do inglês *Glycogen Accumulating Organisms*) pois eles também assimilam AGVs em condições anóxicas, porém não liberam nem acumulam fosfatos. Deixando de serem úteis ao processo de remoção de fósforo.

Figura 5 – Metabolismo de um organismo acumulador de fósforo (PAO)



Fonte: Bassin (2012)

Accumulibacter phosphatis tetra sphaera são organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes (DPAOs), que utiliza nitrato e nitrito como aceptor de elétrons, ao invés de usar o oxigênio, e realiza simultaneamente a remoção de fósforo e a desnitrificação. A partir dessa informação, os custos de operação de um reator com esse organismo podem ser reduzidos devido a economia na aeração do tanque como também do carbono orgânico utilizado na desnitrificação (BASSIN, 2012).

2.4 Legislação Ambiental sobre o controle de Fósforo nas águas

No cenário federal, a Lei Federal nº. 9.433/97 trouxe um avanço significativo, já que estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Entre as inovações podem-se destacar o conceito de Bacia Hidrográfica como uma unidade de gestão dos recursos hídricos; o reconhecimento dos múltiplos usos da água como o saneamento básico, irrigação e transporte, incluindo seu valor econômico (CHAO, 2006).

O Código de Águas, de 1934, foi a primeira lei sobre o assunto e priorizou o uso dos rios brasileiros para a produção de energia elétrica. A ênfase foi passada ao planos de grandes sistemas e à construção de grandes empreendimentos hidroelétricos nos períodos seguintes.

- **Portaria MS nº518, de 25/03/2004**

Este ato jurídico do Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano substitui a Portaria MS nº1.469/2000 e estabelece a quantidade mínima e a frequência que as amostras de água devem ser coletadas, bem como os parâmetros e limites permitidos de Fósforo e de outras substâncias e microorganismos (BRASIL, 2004).

- **Resolução Conama nº357, de 17/03/2005**

Essa norma jurídica de 2005 classifica os corpos d'água e estabelece seus padrões de qualidade para assegurar seus usos preponderantes. Em relação à emissão de efluentes, quanto ao padrão para o fósforo, a Resolução CONAMA, por se tratar de legislação de âmbito federal, cumpre seu papel ao não definir limites de padrões de emissão, e sim, indicar diretrizes de gestão, deixando o papel de detalhar os padrões de emissão para os níveis mais locais (BRASIL, 2005).

O estabelecimento de limites de fósforo foi diferenciado em função das condições hidrodinâmicas, para classe de rio. Vale ressaltar que não foram definidos padrões de qualidade para o fósforo em corpos receptores classificados como Classe 4. Os valores estão apresentados na tabela a seguir.

Tabela 1 – Parâmetros de controle de eutrofização

PARÂMETROS	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3
	CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS		
Fósforo total (ambiente lântico)	0,02 mg P/L	0,03 mg P/L	0,05 mg P/L
Fósforo total (ambientes intermediários, com tempos de residência entre 2 e 40 dias, e tributários de ambiente lântico)	0,025 mg P/L	0,050 mg P/L	0,075 mg P/L
Fósforo total (ambiente lótico)	0,10 mg P/L	0,10 mg P/L	0,15 mg P/L
Clorofila	10 µg/L	30 µg/L	60 µg/L
Densidade de cianobactérias	20.000 cel/mL ou 2 mm ³ /mL	50.000 cel/mL ou 5 mm ³ /mL	100.000 cel/mL ou 10 mm ³ /mL

Fonte: Brasil (2005)

- **Resolução CONAMA nº359, de 29/04/2005**

Essa resolução estabelece os critérios para a utilização do fósforo na formulação de detergentes em pó para o uso no mercado nacional, visando a redução e eventual eliminação do elemento nessas fontes e consequente minimização de sua contribuição para os corpos d'água (BRASIL, 2005).

Alguns países na Europa já baniram o uso do STPP (tripolifosfato de sódio) da produção de detergentes em pó, como a Suíça e Alemanha. Assim, a sua substituição foi feita pelo uso de zeólita, mineral recomendado pela Diretiva Ambiental da Comunidade Europeia, documento de junho de 2002 (BEVILAQUA apud CHAO, 2006).

- **Lei nº 9.860 do Estado de Pernambuco de 12/08/1986**

Através do artigo 21º dessa lei, o Estado de Pernambuco possui o dever de repassar a atribuições de definição das cargas máximas, sua alocação e os limites máximos de concentração de fósforo para lançamento em mananciais com tendências à eutrofização, à CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

De acordo com a realidade de cada Bacia Hidrográfica, o poder público estadual se preocupa em obter limites adequados àquela realidade, considerando as cargas afluentes e utilizando a Lei nº9.433/97.

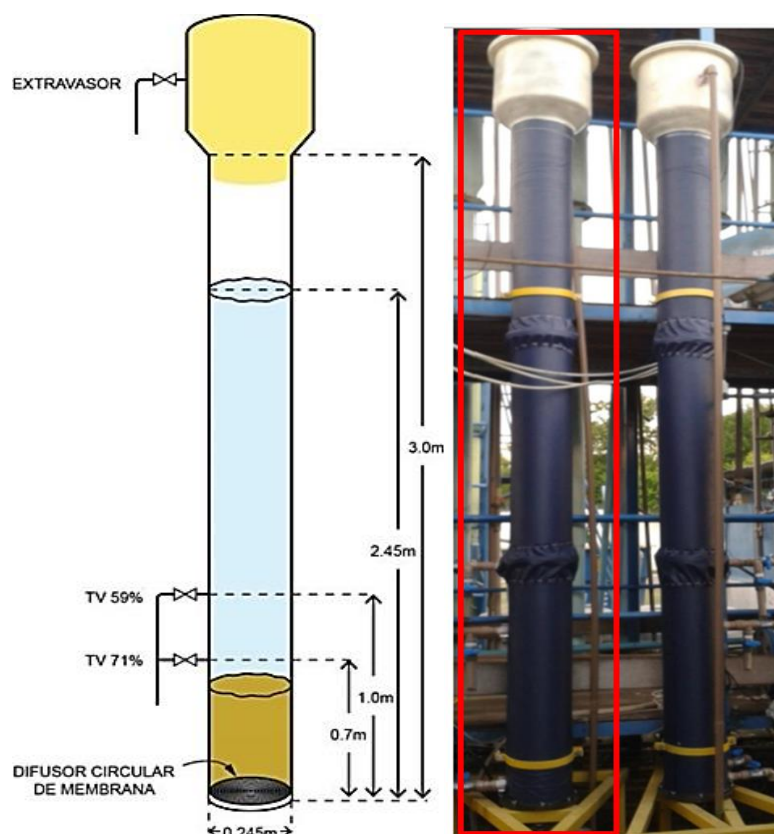
3 MATERIAIS E MÉTODOS

Para desenvolvimento deste TCC, foi utilizado um sistema experimental instalado na estação de tratamento de esgotos (ETE) Mangueira, localizada na cidade de Recife-PE, que trata o efluente produzido pelos habitantes dos bairros da Mangueira, Mustardinha e San Martin.

3.1 Sistema experimental

O sistema conta com um RBS cilíndrico, com fluxo descendente, confeccionado em acrílico transparente com as seguintes dimensões: altura total: 3,0 m; altura útil: 2,45 m; diâmetro interno: 0,245 m; volume útil: 115,5 L; volume total: 141,4 L; espessura de parede: 0,003 m; alturas para retirada do efluente tratado: 0,70 m e 1,0 m, e; extravasor de fibra de vidro com 40 cm de altura com tampa e vedação. Os componentes do sistema podem ser visualizados na Figura 6.

Figura 6 – Reator piloto: esquema gráfico (esquerda) e fotografia (direita)



Fonte: Araújo (2016)

Para o controle do sistema experimental foram utilizados um controlador lógico programável com linguagem Ladder (CLP, marca Siemens®, modelo Simatic S7 1200), ligado a um painel elétrico e ao reator. O reator foi operado em batelada sequencial usando uma bomba centrífuga ½ Cv (marca Schneider®, modelo BC 915 SC), compressor de ar (marca Schulz®, modelo CSL 10/100 Pratic ar), filtro de ar (marca Arprex®, modelo AF1), rotâmetro (marca Dwyer®, modelo DR 200482), difusor de ar circular de membrana (marca Ecosan®, modelo DCM), válvula solenoide pneumática (Marca Asco®, série 8210) e boia de nível (marca Anauger®, modelo SensorControl).

Foi utilizado o tempo de ciclo de 4h para o reator no intuito de compensar a baixa concentração orgânica presente no esgoto afluyente da ETE Mangueira, conforme já observado por Araújo (2016), Silva (2017) e Alves (2017) que trabalharam com ciclos de 3h e troca volumétrica de 59%, e a troca volumétrica de 71% - descarte de 82L. Esta estratégia permite a transferência de maior massa de substrato para o reator.

3.2 Operação do reator

O fluxo operacional do sistema de tratamento foi composto por 5 etapas:

1. O reator foi alimentado (tubulação de alimentação acoplada ao cabeçote do reator) com esgoto afluyente da ETE Mangueira;
2. Fase anóxica: acionamento intermitente do compressor em curtos pulsos de ar a cada 20 minutos de modo a garantir o contato biomassa-substrato, afim de proporcionar a absorção do AGV pelas PAOs e liberação de fosfato no meio líquido;
3. Fase aeróbia: acionamento contínuo do compressor para oxigenação do sistema, afim de promover a remoção de fosfato do meio líquido por meio de absorção pelas PAOs;
4. Sedimentação: tempo de repouso, compressor desligado, para haver a separação de biomassa e efluente;
5. Descarte do efluente tratado.

A duração de cada fase do ciclo para o reator está disposta na Tabela 2.

Tabela 2 - Duração das etapas do ciclo operacional (em minutos)

Fase do ciclo	Tempo (em minutos)
Enchimento	2
Reação anóxica	60
Reação aeróbia	154
Sedimentação	20
Descarte	4
Total	240

Fonte: Os autores (2019)

Durante as fases de reação aeróbia, foi utilizada aeração com vazão entre 25 e 30 L.min⁻¹, correspondendo a velocidade ascensional entre 0,8 e 1,0 cm.s⁻¹. A concentração de oxigênio dissolvido, então, foi no nível de saturação (aproximadamente 8 mgO₂/L).

3.3 Monitoramento e análises

Foram realizadas coletas semanais entre os meses de julho e novembro de 2018 de amostras do afluente bruto (entrada), do licor misto (mistura da biomassa e do efluente ao final do período de reação do reator) e do efluente tratado (saída do reator). As amostras foram levadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental, no campus da Universidade Federal de Pernambuco. Os parâmetros analisados semanalmente, bem como os métodos que foram utilizados, estão listados na Tabela 3.

Tabela 3 – Análises Físico-Químicas

Parâmetro		Método	Referência
pH		Potenciométrico	Multiparâmetro HACH CO HQ40d
Potencial Redox			
Temperatura			
Condutividade			
Oxigênio Dissolvido			
DQO Total		Colorimétrico	SM* 5220 D
DQO Solúvel			
Fósforo Total		Colorimétrico (vanadato-molibdato)	SM* 4500 P D
Ortofosfato			
Série de sólidos		Gravimétrico	SM* 2540

* Standard Methods

(APHA, 2012)

3.3.1 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

Para acompanhar a sedimentabilidade do lodo granular, foi realizada a análise de IVL a partir da metodologia proposta por Schwarzenbeck et al. (2004), que para um melhor resultado, determina que a análise seja aplicada em diferentes tempos de sedimentação, além dos 30 minutos como proposto por APHA (2012). Para uma análise qualitativa, Yang et al. (2004) definiu que a proximidade nos valores obtidos no IVL após 10 e 30 minutos, indica uma sedimentabilidade excelente. O IVL é calculado de acordo com a Equação 1.

$$IVLT = \frac{VLS \times 1000}{SSTLM} \quad (1)$$

Onde:

IVL_T – Índice volumétrico de lodo no tempo t (mL.g⁻¹)

VLS – Volume de lodo sedimentado (mL.L⁻¹)

SSTLM – Concentração de sólidos suspensos totais na amostra (mg.L⁻¹)

3.3.2 Granulometria

A análise de granulometria por peneiramento foi baseada na metodologia proposta por Bin et al. (2011). O procedimento foi realizado da seguinte forma: 200 mL de licor misto coletado no final da fase de aeração foi misturado com 300 mL de água deionizada a fim de diluir o lodo concentrado evitando assim colmatação nas peneiras. Um conjunto de peneiras em aço inoxidável com abertura da malha de 212, 400 e 600 µm foi empilhado na ordem crescente do MESH das peneiras. Um recipiente foi colocado no fundo da última peneira com o objetivo de coletar a biomassa com diâmetro menor que 212 µm. Os grânulos retidos em cada peneira foram recuperados por retrolavagem com água deionizada e posteriormente reservados em béqueres. Em seguida, as amostras correspondentes a cada classe granulométrica ($d < 212 \mu\text{m}$; $212 \mu\text{m} \leq d < 400 \mu\text{m}$; $400 \mu\text{m} \leq d < 600 \mu\text{m}$; $d \geq 600 \mu\text{m}$) foram filtradas para determinação dos sólidos suspensos totais seguindo metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012). Uma vez determinada a concentração de SST retida em cada peneira, foi mensurada a porcentagem do peso que estas representaram nas referidas classes.

3.4 Cálculos realizados

- **Vazão diária de esgoto**

A vazão afluyente ao reator foi determinada a partir do volume útil do reator e do número de bateladas executadas em um dia, conforme detalhado na Equação 2.

$$Qd = Nc \times Ve \quad (2)$$

Onde:

Qd – Vazão diária de esgoto ($m^3.d^{-1}$);

Nc – Número de ciclos diário;

Ve – Volume de enchimento por ciclo (m^3).

- **Carga Volumétrica Aplicada**

A carga volumétrica aplicada por dia ao reator foi definida a partir da concentração de DQO ou PO_4^{3-} do esgoto bruto, vazão diária de esgoto (Equação 2) e o volume do reator, conforme descrita na Equação 3.

$$CV = \frac{Si \times Qd}{Vu \times 1000} \quad (3)$$

Onde:

CV – Carga volumétrica aplicada por dia (kg DQO (PO_4^{3-}). $m^{-3}.d^{-1}$);

Si – Concentração de DQO ou PO_4^{3-} no esgoto bruto ($g.m^{-3}$)

Qd – Vazão diária de esgoto ($m^3.d^{-1}$);

Vu – Volume útil do reator (m^3)

- **Eficiência de remoção**

A eficiência de remoção foi determinada como a relação entre a concentração afluyente e a concentração efluente do reator, detalhada na Equação 4.

$$Ef = \left(\frac{Si - Se}{Si} \right) * 100 \quad (4)$$

Onde:

Ef – Eficiência de remoção (%);

Si – Concentração afluente (mg.L^{-1});

Se – Concentração efluente (mg.L^{-1}).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir dos materiais utilizados e metodologias citadas, foram realizadas as coletas de campo e análises para obtenção dos resultados e possíveis discussões.

4.1 Caracterização do esgoto afluyente

O esgoto utilizado para alimentar o reator do experimento foi um esgoto sanitário real, que passou por tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia). Este tratamento visava a retirada de sólidos suspensos de grande dimensão além de areia. A Tabela 4 apresenta as principais características do esgoto afluyente ao reator, o qual, segundo Metcalf & Eddy (2016), pode ser considerado de baixa concentração orgânica, dada as baixas concentrações de DQO, fósforo e sólidos.

Tabela 4 – Características do esgoto sanitário

Variável	Unidade	Média	Desvio Padrão
pH	-	7,15	0,13
Temperatura	°C	28,60	1,60
Condutividade elétrica	μS	852,25	68,51
Potencial redox	mV	-256,91	53,18
OD	mgO ₂ /L	0,53	0,27
DQO solúvel	mgO ₂ /L	85,84	21,43
DQO total	mgO ₂ /L	226,07	64,49
Ortofosfato	mg/L	1,86	0,85
Fósforo total	mg/L	3,76	0,72
Sólidos suspensos	mg/L	89,10	37,20
Sólidos totais	mg/L	439,00	178,40

Fonte: Os autores (2019)

As variações encontradas nas características do afluyente podem ter ocorrido devido a períodos de chuva, que proporcionam diluições do esgoto. Ademais é importante salientar que a rede condominial que transporta o esgoto até a ETE Mangueira recebe com muita frequência intervenção para manutenção preventiva e corretiva o que pode repercutir em variações nas concentrações observadas pelos desvios padrões da Tabela 4.

As fontes de fósforo são várias, elas podem ser naturais (dissolução de compostos do solo, decomposição de matéria orgânica, composição celular de microrganismos) ou

antrópicas (esgotos domésticos e industriais, detergentes, fertilizantes agrícolas e efluentes tratados de ETEs que não possuam sistema de tratamento terciário). Além disso, a legislação do CONAMA (2005), determina que a concentração crítica de fósforo total na água é de 0,02 mgP/L para Classe 1; 0,03 mgP/L para Classe 2 e 0,05 mgP/L para Classe 3. Em outros países e na maioria das pesquisas científicas é utilizado o valor crítico de 0,02 mgP/L (CORRELL, 1998; HECKRATH et al. 1995; HAYGARTH & SHARPLEY, 2000). Diante do exposto e dos resultados da Tabela 4, verifica-se a necessidade de reduzir a concentração de fósforo do esgoto da ETE Mangueira previamente ao lançamento no corpo receptor.

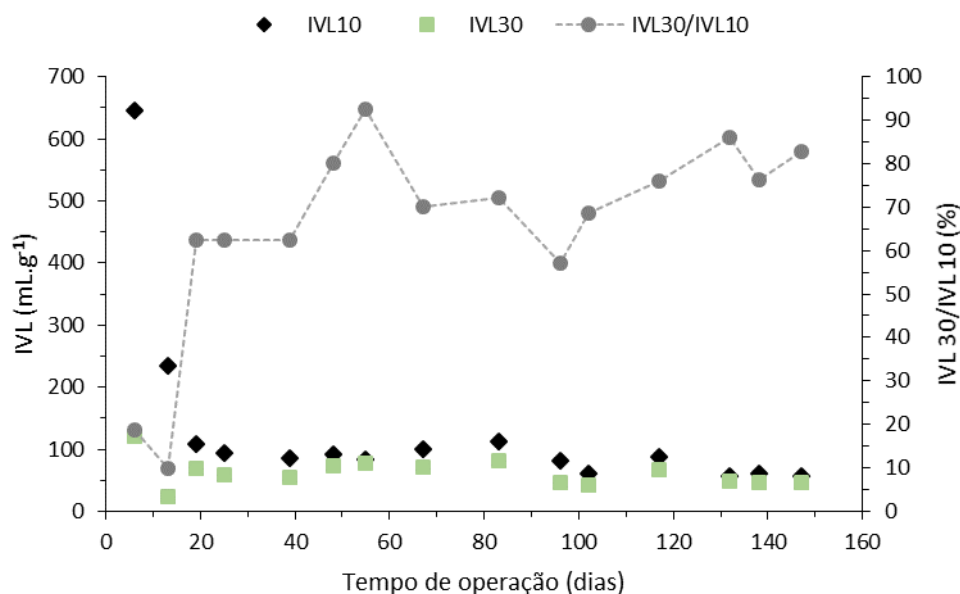
4.2 Caracterização/comportamento da biomassa

Como forma de aumentar o embasamento dos resultados e observação das características da biomassa, análises físico-químicas foram realizadas, tais como:

4.2.1 IVL e Granulometria

Nas duas primeiras análises realizadas no sistema (6º e 13º dias de operação) a relação IVL_{30}/IVL_{10} apresentou valores baixos, 0,18 e 0,10 respectivamente (Figura 7), indicando à ausência de LGA no sistema. De acordo com De Kreuk et al. (2005b) o processo de granulação é considerado completo quando essa relação está em torno de 0,90, isto é, o volume de lodo que sedimentou durante os primeiros 10 minutos é muito próximo do valor sedimentado em 30 minutos, apresentando uma biomassa de ótima sedimentabilidade e compacidade.

Figura 7 - Resultados dos testes de IVL aos 10 e 30 min, e relação IVL30/IVL10

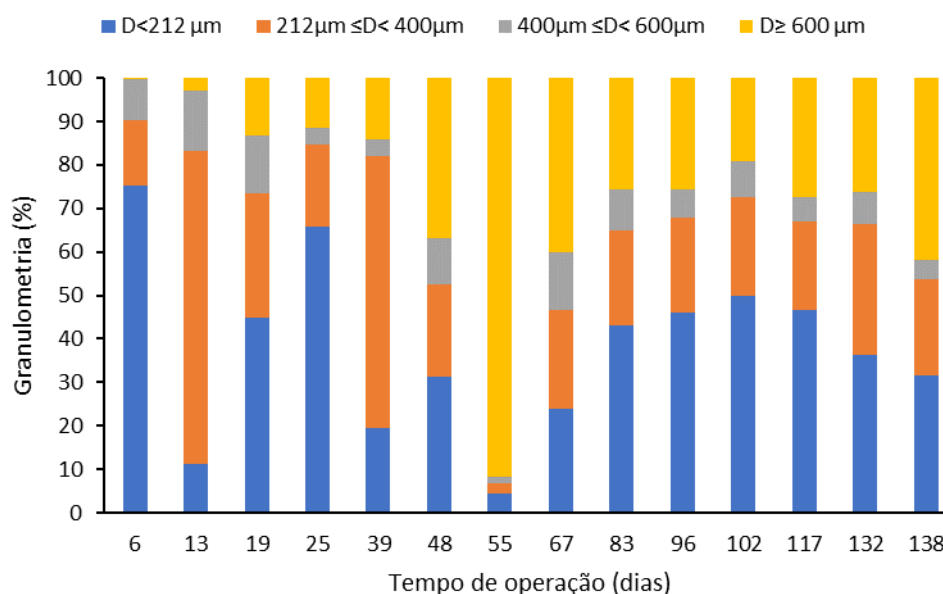


Fonte: Os autores (2019)

No 19º dia de operação, a biomassa apresentou IVL₃₀ e IVL₃₀/IVL₁₀ iguais a 68,18 mL/g e 0,63, respectivamente; estes valores são indicativos da presença de flocos na biomassa juntamente com os grânulos (DERLON et al, 2016). A partir do 19º dia os valores de IVL₃₀ se mantiveram muito estáveis, com valor médio 59,95 mL/g.

De acordo com Kreuk et al. (2005b), para diferenciar um lodo floculento de um lodo granular, é utilizada uma classificação baseada no diâmetro (D) do lodo. É entendido que um floco de diâmetro inferior a 0,2 mm é considerado lodo floculento, enquanto que aglomerados superiores a este valor são considerados como lodo granular. A caracterização do lodo durante o experimento pode ser analisada na Figura 8.

Figura 8 - Classificação granulométrica da biomassa



Fonte: Os autores (2019)

Ao ser realizada a primeira análise (6º dia de operação), notou-se a predominância de 75% de lodo floculento, composição já esperada visto que o processo de granulação é uma transformação gradual da biomassa floculenta em granular. A partir do 19º dia de operação, a biomassa foi ficando cada vez mais variada e apresentando flocos densos.

No 39º dia operacional é possível afirmar que a biomassa granulou, obteve predominância de mais de 50% de biomassa granular sobre a floculenta. Neste dia, o sistema apresentou valores de IVL_{10} e IVL_{30} de 86,43 mL/g e 54,02 mL/g. Desta forma, o IVL_{30}/IVL_{10} alcançou 0,62, representando uma instabilidade na granulação, já que a maior parte dos grânulos era pequena com diâmetro (D) variando de 212 a 400 μm de diâmetro. No dia 55 de operação, o IVL_{30}/IVL_{10} foi 0,92 indicando uma granulação mais próxima da estabilidade e maior fração dos grânulos superior a 600 μm, apresentando $IVL_{10}=84,11$ mL/g e $IVL_{30}= 77,80$ mL/g. É possível afirmar que apenas no 39º e 55º a fração de lodo granular foi superior a 80%, sendo que durante toda a operação houve coexistência de lodo granular e floculento nos demais dias de operação do sistema.

Do dia 117º ao dia 147º, último dia do experimento, o reator iniciava seu período mais próximo de se obter uma predominância de LGA. Os IVL_{10} e IVL_{30} , respectivamente, de 55,90 e 46,32 mg/L, porém os grânulos representavam 68,4% da biomassa, necessitando de um maior período de operação para a estabilização do sistema.

Com a relação IVL_{30}/IVL_{10} próximo a 0,90, é possível afirmar que o tempo de sedimentação de 20 minutos do reator é o suficiente para reter a biomassa granular sem prejudicar o sistema.

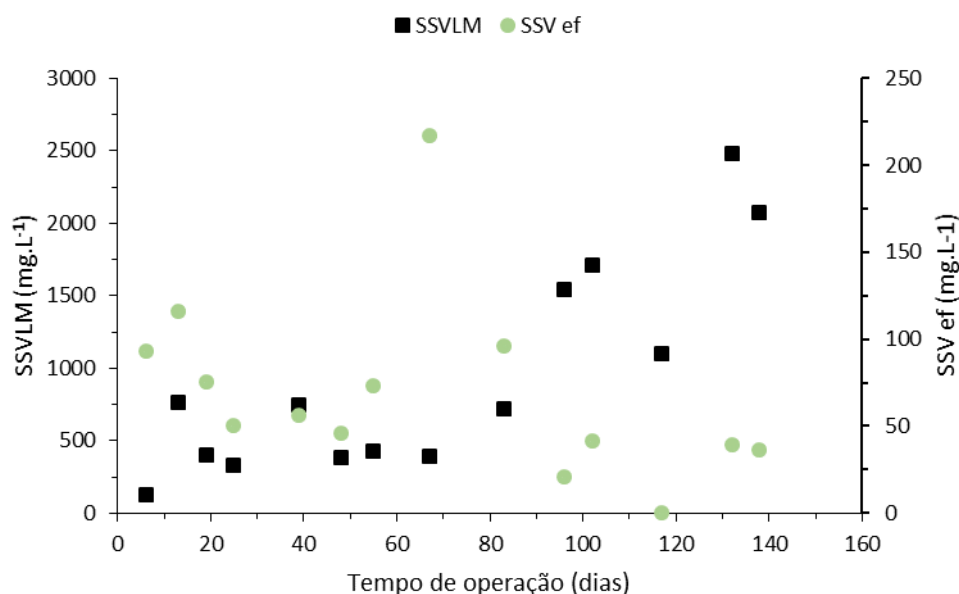
Os grânulos nas suas fases iniciais possuem uma estrutura instável, por esse motivo o processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais, de escala piloto, alimentado com baixa concentração orgânica necessita de longos períodos de operação. Akaboci (2013), aplicou uma carga aproximada de $2,1 \pm 0,5 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, e obteve predominância de lodo granular com 150 dias de operação. Já Liu et al. (2010) só obtiveram predominância de biomassa granular apenas após 400 dias de operação do reator demonstrando assim que o desenvolvimento da biomassa granular em reatores RBS demanda tempo, além de monitoramento constante, principalmente quando o afluente é o esgoto sanitário real.

4.2.2 Análise do comportamento dos sólidos

A variação dos sólidos suspensos voláteis do licor misto (SSVLM) e do efluente (SSV ef) durante a operação do sistema pode ser visualizada na Figura 9. Ressalta-se que não havia biomassa granular no início da operação visto que não havia inóculo e que o tempo de sedimentação (T_s) era 20 minutos, ou seja, os grânulos foram cultivados no decorrer do experimento.

Como o tempo de sedimentação foi o mesmo para todos os dias de operação, até o 83º dia do estudo não houve uma grande concentração de SSVLM. No dia 39 de operação, a concentração de SSVLM no sistema foi 746 mg/L, evidenciando um aumento de 85% na concentração de biomassa no reator.

Figura 9 - Concentração do SSVLM e SSV no efluente (SSV ef)



Fonte: Os autores (2019)

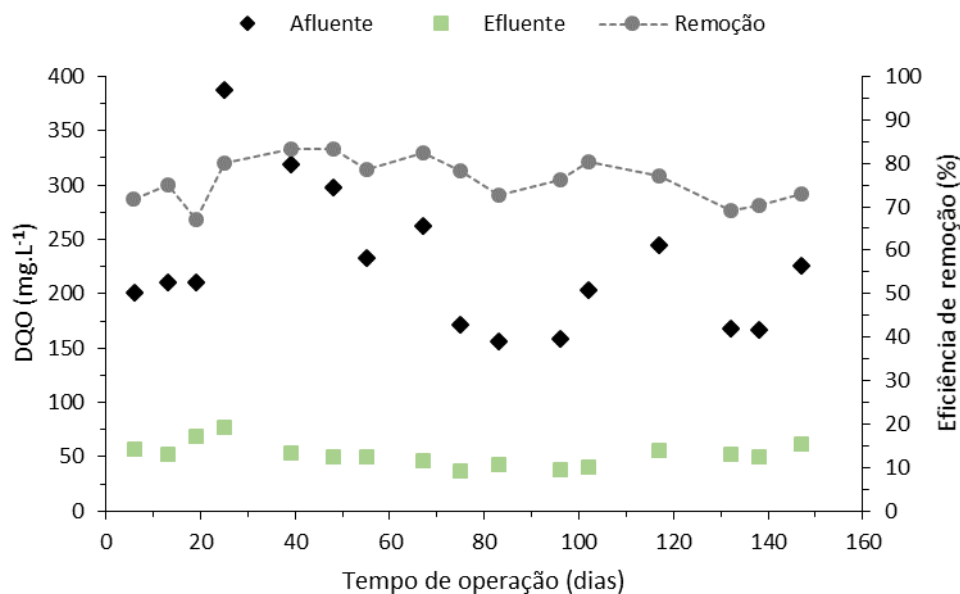
A partir do dia 96 de operação, a concentração de SSVLM foi gradativamente aumentando até chegar ao valor máximo 2485 mg/L no 132º dia, quando o sistema chegou o mais próximo da granulação completa. Tal informação pode ser embasada na Figura 8, que no mesmo período apresentou uma tendência de estabilização no diâmetro (D) dos grânulos (57,87% com diâmetro maior que 212µm) evidenciando a presença de uma biomassa majoritariamente granular.

Alves (2017) obteve 2,61 g/L e 2,95 g/L de SSVLM em reatores em escala piloto tratando esgoto doméstico e Akabocci (2013) encontrou valores semelhantes entre 1,5 e 2,0 g/L no seu experimento.

4.2.3 Remoção de DQO

Por se tratar de um esgoto real que alimentava o reator, as concentrações de matéria orgânica do afluente foram baixas e muito variadas durante os dias de operação, devido a grandes volumes de chuva que diluem as concentrações, apresentando valor médio de 226 ± 64 mgO₂/L (Tabela 4). As concentrações de DQO no afluente, efluente e eficiência de remoção da matéria orgânica estão presentes na Figura 10.

Figura 10 - Concentração de DQO afluente e efluente e eficiências de remoção



Fonte: Os autores (2019)

A remoção de DQO do sistema fica bastante variável quando a predominância da biomassa é floculenta, como verificado por Dantas (2018), (6° ao 25° dia, como observado na Figura 8). Porém, a partir do 39° dia de operação, a biomassa manteve uma remoção estável de matéria orgânica ficando em torno dos 73% de eficiência.

Como já mencionado, a biomassa granulou no 39° dia de operação. Neste dia houve granulação completa, predominância de 81% de grânulos no sistema, atingindo a eficiência máxima de 83% de remoção da matéria orgânica. Isto indica que quando há granulação completa a eficiência de remoção de DQO aumenta, indicado maior potencial de metabolismo dos microrganismos organizados na estrutura do grânulo.

A partir do 48° dia, a biomassa apresentou comportamento granular, sempre mantendo a predominância maior que 50% de partículas com diâmetro maior que 212 μm no reator. A média da eficiência de remoção de material orgânico foi de 77% durante a fase granular do sistema, apresentando uma média de 76% durante todo o estudo.

O lodo granular aeróbio é conhecido por obter alta eficiência de remoção de matéria orgânica em baixas ou altas cargas de material orgânico afluentes. Farooqui et al. (2017) obtiveram eficiência de 75% de remoção de DQO operando com concentração média de 1120 mgDQO/L no afluente enquanto que Derlon et al. (2016), removeram mais de 80% da matéria orgânica trabalhando com concentração de 304 mgDQO/L no afluente.

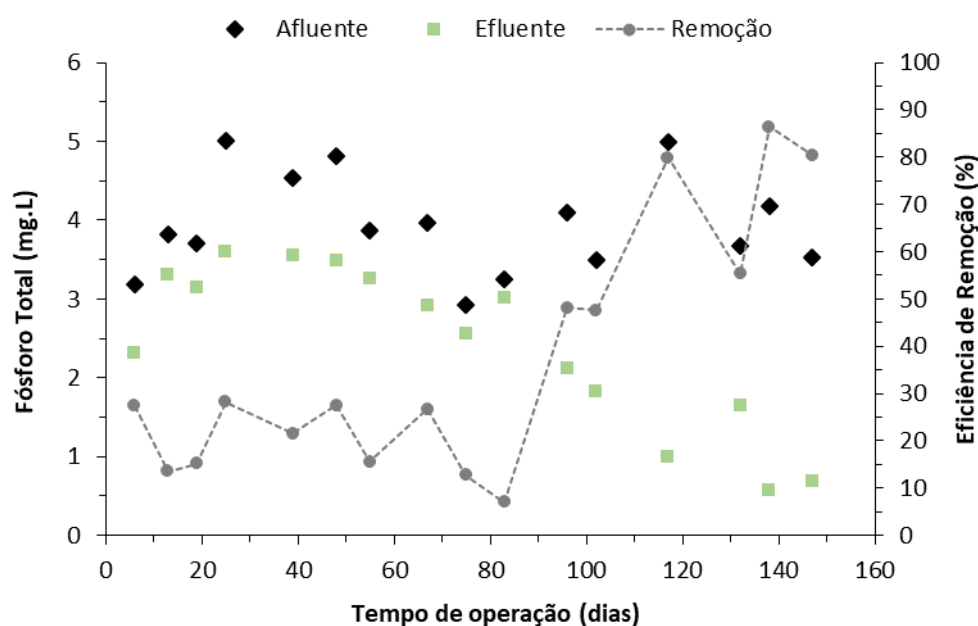
Resultados semelhantes foram encontrados por Alves (2017), que operou 3 reatores, um deles em escala piloto com ciclos de 3 horas e alcançou a remoção de 78% de DQO, com concentração de afluente de 347 mgDQO/L. Ni et al. (2009) operando um reator, também em escala piloto, alcançaram remoção de DQO entre 85 e 95% ao tratar esgoto doméstico com concentração entre 95 e 200 mgDQO/L.

4.2.4 Remoção de fósforo

Para que haja a remoção efetiva de fósforo em um sistema RBS com LGA, é desejável a existência da microzona anaeróbia nos grânulos já que é nela que ocorre a biodesfosfatação, captura do fosfato disponível no meio. A presença da fase anóxica no sistema antes da aeração favorece o desenvolvimento de PAOs, permitindo a remoção satisfatória de fósforo (METCALF & EDDY, 2003).

Na Figura 11 verifica-se o comportamento das concentrações de fósforo total no afluente e efluente e a eficiência de remoção do sistema.

Figura 11 - Concentração de fósforo total afluente e efluente e eficiências de remoção



Fonte: Os autores (2019)

Até o 25º de operação, o sistema apresentou baixa remoção do fósforo total (21%) uma vez que a biomassa era floculenta. Isto deve-se, possivelmente, à ausência de grânulos maduros no sistema levando a crer que também havia a ausência de PAOs, pois são organismos de crescimento lento.

Do 39º ao 83º dia, embora o lodo já possuísse predominância de biomassa granular e boa sedimentabilidade (Figura 7 e Figura 8) os microrganismos não removeram fósforo com alta eficiência. Esta evidência pode estar associada ao lento desenvolvimento das PAOs que poderiam ainda estar sendo “lavadas” do reator.

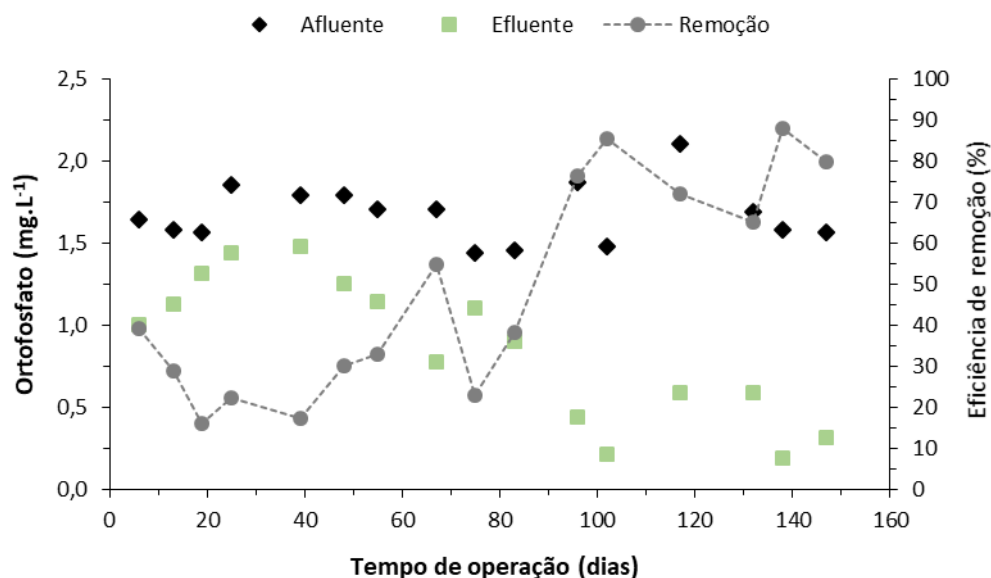
A partir do 96º dia, a remoção de fósforo ocorreu de forma crescente, alcançando a eficiência média de 68%. No 117º dia, a eficiência de remoção do fósforo total alcançou 80%, proporcionando a redução da concentração de 5 mgP/L no afluente para 1 mgP/L no efluente.

No 138º dia, a eficiência de remoção chegou a 86%, a máxima do estudo, tendo concentrações de afluente e efluente, respectivamente, de 4,2 mgP/L e 0,6 mgP/L. O aumento gradativo da eficiência na remoção indica a presença e o acúmulo dos PAOs no reator, porém a constatação analítica demanda ferramentas de biologia molecular, as quais não foram utilizadas nesse estudo. A média de eficiência durante o período de biomassa fluculenta foi de $21 \pm 8\%$ de remoção e durante o período granular foi de $65 \pm 17\%$ de remoção.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram os dados obtidos por De Kreuk et al. (2005a) os quais alcançaram eficiência de 94% de remoção de fósforo total operando reatores RBS aplicados ao tratamento de esgoto sintético. Henrique et al. (2010) também observaram elevada eficiência de remoção de fósforo (82%) em sistema RBS durante o tratamento de esgoto doméstico com maior concentração de fósforo (9,4 mg/L).

A remoção de ortofosfato do sistema variou bastante durante os 6º e 39º dia de operação, justificando a adaptação do lodo à alternância entre as fases anaeróbia, anóxica e aeróbia do reator. O comportamento da remoção de ortofosfato do sistema e as concentrações no afluente e efluente estão representados na Figura 12.

Figura 12 - Concentração de ortofosfato afluente e efluente e eficiências de remoção



Fonte: Os autores (2019)

A eficiência de remoção variou entre 16% e 38% até o 83º dia de operação. Este comportamento foi similar à remoção de fósforo total, corroborando assim a indicação que a biomassa apresentava baixa sedimentabilidade e pode ter sido “lavada” do reator na fase de descarte.

A partir do 96º dia, a eficiência de remoção de ortofosfato permaneceu acima de 65%, indicando que a biomassa apresentou maior capacidade de absorção do fosfato presente no meio durante a fase aeróbia e possível aumento na presença de PAOs no sistema (Figura 12). Isto se relaciona com a maior concentração de SSVLM no reator (Figura 9), o que sugere que o sistema apresentou grânulos maduros (Figura 8) e de alta capacidade de sedimentação (Figura 7).

As elevadas eficiências de remoção de fósforo após a fase aeróbia indicam a boa atividade dos microrganismos acumuladores de fosfato na fase anóxica do ciclo (liberação de fosfato para o meio), complementado posteriormente pela maior absorção do fosfato na fase aeróbia.

O aumento da eficiência de remoção de ortofosfato no 138º dia operacional (88%) corrobora a hipótese de acumulação de PAOs no sistema, visto que o efluente final produzido apresentou baixa concentração de ortofosfato (0,2 mgPO₄/L). Portanto, a possível presença de organismos acumuladores de fosfato no interior dos grânulos

aeróbios retrata o efeito positivo da fase anóxica no ciclo operacional visto que o processo EBPR depende de alternância de ambientes óxicos e anóxicos (OEHMEN, 2007), tais como ocorreram no reator deste estudo.

As remoções obtidas nesse estudo foram similares às de Henrique et al. (2010), que conseguiram tratar um esgoto doméstico com 5,9 mgPO₄/L, em um reator de escada de bancada, com eficiência de 81%.

No entanto, várias pesquisas demonstram baixa remoção de fósforo e ortofosfato com LGA em RBS. Dantas (2018) e Sales (2018), diferente deste estudo, não alcançaram boa remoção de ortofosfato com apenas 26,3 e 51,2% para o primeiro, e 41,8% para o segundo, mesmo tendo a fase anóxica na etapa de reação do reator. Araújo (2017) também observou baixas eficiências de remoção, como 44,0 e 43,6% de ortofosfato e 47,4 e 38,4% de fósforo total em seus reatores e não tinha fase anóxica na etapa de reação.

5 CONCLUSÕES

A formação de lodo granular aeróbio foi possível a partir de esgoto doméstico de baixa concentração orgânica em reator de batelada sequencial sem adição de inóculo. O sistema apresentou grânulos a partir do 39º dia de operação. Foi observada uma concentração de 404 mg/L de biomassa no reator na fase floculenta e 2485 mg/L na fase granular. O sistema comportou-se de forma adequada, apresentando grânulos maduros e densos.

O reator apresentou elevada eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea desde o início do estudo quando a biomassa tinha predominância floculenta, iniciando com 73% de remoção, 77% de remoção na fase granular e permanecendo com média de 76% de eficiência durante todo o estudo. O efluente tratado apresentou concentração média 38 mgDQO/L.

As remoções de fósforo total e ortofosfato aumentaram gradativamente ao longo da operação do sistema de tratamento, alcançando, no 138º dia de operação, as eficiências de 86 e 88% (respectivamente) produzindo um efluente final com 0,6 mgP/L e 0,2 mgPO₄/L (respectivamente). Os resultados indicam o acúmulo de PAOs no sistema e que o processo de granulação promoveu auxílio na remoção desse nutriente.

Diante do desempenho de remoção de fósforo, é possível inferir que a fase de aeração deu suporte à atividade das PAOs (absorção de polifosfatos) e assim o fósforo pode ser incorporado à biomassa e removido do meio líquido.

Por conseguinte, os resultados obtidos por este estudo demonstram que o lodo granular aeróbio é uma opção promissora para o tratamento de esgoto sanitário real de baixa concentração orgânica por apresentar eficiências de remoção de matéria orgânica, fósforo e ortofosfato adequadas.

6 RECOMENDAÇÕES

De acordo com os resultados e conclusões obtidos neste estudo, seguem algumas recomendações para futuros trabalhos:

- Utilizar um período de observação maior, com propósito de acompanhar a estabilização do reator;
- Utilizar um tempo de sedimentação maior durante a adaptação do lodo ao sistema, para não ocorrer perda de biomassa, e diminuí-lo gradativamente;
- Quantificar a presença de PAOs no sistema;
- Verificar a presença de GAOs no reator, visto que eles são competidores dos PAOs pelo substrato e não auxiliam na remoção de fósforo;
- Analisar o comportamento de liberação e absorção de PO_4 ao longo do ciclo do sistema.

REFERÊNCIAS

- AKABOCI, T. R. V. **Tratamento de esgoto sanitário em reator em bateladas sequenciais: desempenho do processo e modelagem matemática**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.
- ALVES, O. I. M. **Aspectos microbiológicos do tratamento de esgotos sanitários em reatores em batelada sequencial com lodo granular**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: United Book Press, 2012.
- ARAÚJO, J. M. P. **Estratégia de partida para a granulação aeróbia em reator em bateladas sequenciais tratando esgoto doméstico diluído**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.
- ARTAN, N.; ORHON, D. Mechanism and design of sequencing batch reactor for nutrient removal. **IWA Publishing**, n. 19, 116 p, London, 2005.
- BARRETO, L. V., BARROS F. M., BONOMO P., ROCHA F. A., AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera – Centro Científico Conhecer**, v.9, n.16, p. 2165-2179, Goiânia, 2013.
- BASSIN, J. P. In: DEZOTTI, M., SANT’ANNA, G. L. JR. **Processo biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- BASSIN, J. P. **Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- BEUN, J. J. VAN LOOSDRECHT. M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation. **Water Science and Technology**, v. 41, p. 41-48, 1999.
- BIN, Z.; ZHE, C.; ZHIGANG, Q.; MIN, J.; ZHIQIANG, C.; ZHAOLI, C.; JUNWEN, L.; XUAN, W.; JINGFENG, W. Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 45, p. 6207-6216, China, 2011.
- BRASIL. **Lei nº9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política de Recursos Hídricos Brasileira. Regulamentada pelo Decreto nº 2612/98. Brasília, DF: Presidência da República, [1997]. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 03 de Jun. de 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [2004]. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_518_2004.pdf. Acesso em: 03 de Jun. de 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente/CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março 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. Brasília, DF: Presidência da República, [2005]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 03 de Jun. de 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente/CONAMA. **Resolução Nº 359, de 29 de abril de 2005**. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo território nacional e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [2005]. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=463>. Acesso em: 03 de Jun. de 2019.

CASSIDY, D. P., BELIA, E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. **Water Research**, n. 39. p. 4817-4823, Canadá, 2005.

CHAO, I.R.S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal Environmental Quality**. v. 27, p. 261-266, Estados Unidos, 1998.

CORRELL, D. L. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. **Poultry Science**, v.78, p. 674-682, Estados Unidos, 1999.

DAI, Y. J. JIANG, Y. X. SU, H. J. Influence of an aniline supplement on the stability of aerobic granular sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 162, p. 115-122, China, 2015.

DANTAS, B. K. S. F. **Formação de lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto doméstico de baixa carga visando à remoção de nutrientes**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

DE KREUK, M.K.; HEIJNEN, J.J.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Simultaneous

COD, Nitrogen and Phosphate removal by aerobic granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, p. 761-769, Estados Unidos, 2005a.

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, Estados Unidos, 2005b.

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, Suíça, 2016.

DUBOIS, M. GILLES, K.A. HAMILTON, J.K. REBERS, P.A. SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350–356, Estados Unidos, 1956.

DULEKGURGEN, E., OVEZ, S., ARTAN, N., ORTHON, D. Enhanced biological phosphate removal by granular sludge in a sequencing batch reactor. **Biotechnology Letters**, v.25, p. 687-693, Turquia, 2003.

FAROOQI, I.H., BASHEER, F. Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. **Journal of Water Process Engineering**, v.19, 60–66, Índia, 2017.

FRANCA, R.D.G. VIEIRA, A. MATA, A.M.T. CARVALHO, G.S. PINHEIRO, H.M. LOURENCO, N.D. Effect of an azo dye on the performance of an aerobic granular sludge sequencing batch reactor treating a simulated textile wastewater. **Water Research**, n. 85, p. 327-336, Portugal, 2015.

GARTH, P. M.; SHARPLEY, A. N. Terminology for phosphorus transfer. **Journal Environmental Quality**. v.29, p.10-15, Reino Unido, 2000.

HENRIQUE, I. N., SOUZA, J. T., CEBALLOS, B. S. O., BRASIL, D. P. **Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 15, n. 2, p.197-204, 2010.

INÁCIO, A. R., COSTA, J. C., CANTIL, M. E. S., BUENO, R. F., SUBTIL, E. L. Formação de lodo granular aeróbio em um reator em bateladas sequenciais tratando esgoto sanitário. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, 2015.

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

LIU, Y. Q., TAY, J. H. Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.75, 205-210, Suíça, 2007.

LIU, Y-Q., MOY, B., KONG, Y-H., TAY, J-H. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, p. 520-525, Estados Unidos, 2010.

LIU, W. ZHANG, J. JIN, Y. ZHAO, X. CAI, Z. Adsorption of Pb(II), Cd(II) and Zn(II) by extracellular polymeric substances extracted from aerobic granular sludge: Efficiency of protein. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, p. 1223-1232, Estados Unidos, 2015.

LOWRY, O. H., ROSEBROUGH, N.J. FARR, A. L. RANDALL, R.J. Protein measurement with the folin phenol reagent. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 193, p. 265–275, Estados Unidos, 1951.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: Treatment and reuse**. 4.ed., New York: McGraw Hill, 2003. 1819 p.

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

MISHIMA, K. NAKAMURA, M. Self-immobilization of aerobic activated sludge - a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment. **Water Science & Technology**, v. 23, p. 981–990, Reino Unido, 1991.

NI, B. J., XIE, W. M., LIU, S. G., YU, H. Q., WANG, Y. Z., WANG, G., DAI, X. L. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. **Water Research**, v.43, 751-761, Suíça, 2009.

OEHMEN, Adrian et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2271-2300, Suíça, 2007.

PIJUAN, M. WERNER, U. YUAN, Z.G. Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules. **Water Research**, v. 45, n. 16, p. 5075-5083, Suíça, 2011.

PRONK, M. et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207–217, Suíça, 2015.

SALES, M. A. M. P. **Lodo aeróbio granular: remoção de nutrientes de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation

Technology. **Trends in Biotechnology**, v. 35, p. 66–78, Estados Unidos, 2017.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P. Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science & Technology**, 49, 41-46, Reino Unido, 2004.

SEZERINO, P. H., CARVALHO, C. R. S., FILHO, P. B., CLÁBRIA, J. **Elucidação microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e recuperação de exopolímeros de esgoto sanitário**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2017.

SIDAT, M.; KASAN, H.C.; BUX, F. Laboratory-scale investigation of biological phosphate removal from municipal wastewater. **Water SA**, v. 25, n. 4, p. 459-462, África do Sul, 1999.

SILVA, P. M. J. **Avaliação das diferentes condições operacionais na formação de grânulos aeróbios utilizando Reatores em Bateladas Sequências na remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

SHOW, K. Y.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Aerobic Granulation: Advances and Challenges. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v.167, p. 1622-1640, Suíça, 2012.

SURAMPALLI, R. Y.; TUAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMANET, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, p. 151-157, Índia, 1997.

THOMANN, R.V. & MUELLER, J.A. Principles of surface water quality modeling and control. **Harper International Edition**, p. 644, Estados Unidos, 1987.

VAN DER POST, D.C.; SCHUTTE, C.F. A proposed chemical mechanism for biological phosphate removal in activated sludge treatment of wastewater. **Water SA**, v. 29, n. 2, p. 125-128, África do Sul, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O Comportamento do sistema do lodo ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. Campina Grande: Ed. Epgraf, 1999.

WAGNER, J., COSTA, R. H. R. 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. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol. 20, n. 2, p.269-278, 2015.

WANG, D. et al. Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single- stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5466-5473, Índia, 2008.

WINKLER, M. K. H. KLEEREBEZEM, R. DE BRUIN, L. M. M. VERHEIJEN, P. J.

T. ABBAS, B.HABERMACHER, J. VANLOOSDRECHT, M. C. M. Microbial diversity differences within aerobic granular sludge and activated sludge flocs. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 97, n. 16, p. 7447–7458, Suíça, 2013.

YANG, S. F., LIU, Q. S., TAY, J. H., LIU, Y. Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencig batch reactor. **Applied Microbiology**, v.38, 106-112, Suíça, 2004.

YANG, S. F., TAY, J.H., LIU, Y. Respirometric activities of heterotrophic and nitrifying populations in aerobic granules developed at diferente substrate N/CDO ratios. **Current microbiology**, v.49, 42-46, Suíça, 2004.

YILMAZ, G., LEMAIRE, R., KELLER, J., YUAN, Z. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal From Nutrient-Rich Industrial Wastewater Using Granular Sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v.100, n. 3, Estados Unidos, 2008.