UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

VALÉRIA VANDA TRAJANO DE SOUZA

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE UM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADO A ESGOTO SANITÁRIO

Recife

2017

Valéria Vanda Trajano de Souza

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE UM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADO A ESGOTO SANITÁRIO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil com ênfase em Tecnologia Ambiental, pela Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, sob a orientação da Prof.ª Dr.ª Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Área de concentração: Saneamento ambiental

Recife

2017

Catalogação na fonte

Bibliotecária Valdicéa Alves, CRB-4 / 1260

S725a Souza, Valéria Vanda Trajano de.

Avaliação físico-química e microbiológica de um reator em bateladas sequenciais aplicado a esgoto sanitário. Valéria Vanda Trajano de Souza - 2017.

68folhas, Il., Tab. e Sigl.

Orientadora: Prof.ª Dr.ª Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.

Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Nitrificação. 3. Desnitrificação. 4. Remoção biológica de fósforo. 5. Reatores em bateladas sequenciais. I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos (Orientador). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.) BCTG/2017-179

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE UM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS APLICADO A ESGOTO SANITÁRIO

defendida por

Valéria Vanda Trajano de Souza

Considera a candidata APROVADA

Recife, 20 de fevereiro de 2017

Banca Examinadora:

_____

Prof.ª Dr. ª Maria de Lourdes Florencio dos Santos – UFPE
(orientadora)

_____

Prof.ª Dr. ª Rejane Helena Ribeiro Costa – UFSC
(examinadora externa)

_____

Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite – UFPE
(examinador externo)

A minha família que sempre foi e sempre será
minha base, em especial aos meus pais Gilberto e Vilma
pelo exemplo de amor, pureza e bondade

AGRADECIMENTOS

Gratidão a Deus! Por cada Ser que ele colocou em meu caminho. Cada etapa que tive que passar nessa jornada até aqui, faz com que hoje, eu seja grata a ele sempre. Agradeço a minha família, que a cada dia, reafirma a certeza que eu nunca estou sozinha. A meu Pai Gilberto e a minha mãe Vilma, por todo cuidado, carinho e amor. Toda confiança depositada em mim, nunca será em vão. Aos meus avós amados, João e Vanda, por me darem a honra de conviver com eles. Aos meus irmãos, Gustavo, Gilberto e Liliane por toda alegria e união que temos e por me mostrarem como eu tenho sorte na vida.

À minha orientadora, Lourdinha Florencio, por todo exemplo e incentivo. Foram inúmeras ajudas e soluções valiosas durante a elaboração e desenvolvimento do projeto. Muito obrigada!

Aos professores Mario Kato e Sávia Gavazza, pelos ensinamentos dentro e fora das disciplinas cursadas. A Edmilson Marinho por toda ajuda na montagem e manutenção do reator.

Aos maravilhosos amigos do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, por todo companheirismo, brincadeiras e incentivos nos momentos mais difíceis que surgem no caminho. À Tayane, Jucélia, Oucilane, Juliana, Larissa, Mariana, Bruna, Denise, Idaiana, Paloma, Jaílson, Danúbia, Ronaldo e Luiz. À Nathaly e Poliana, foram tantos dias pesados de coletas e vocês o tornaram mais leve, com essa contagiante alegria de viver. Em especial, a Antônio Gustavo, umas das pessoas de coração mais nobre e puro que já conheci na vida. Não tenho palavras para agradecer todo apoio, ajuda e risadas que você me proporcionou. Aos meus amigos da COMPESA que, nessa minha correria entre estudar e trabalhar tornaram meus dias melhores e fáceis de viver. À Gilmara, Laiana, Tatyana, Thiago, Valderez e Gilmar, por toda convivência agradável. Em especial aos amigos/irmãos Ayrton e Whermerson, pela amizade e paciência. Por muitas vezes ouviram meus lamentos e acalmaram a minha ansiedade para a conclusão desse trabalho. Tudo seria mais difícil se os dois não estivessem comigo. Obrigada! À FACEPE pelo incentivo acadêmico, a Odebredcht, COMPESA, UFPE e ao laboratório de saneamento ambiental (LSA).

“Não é o crítico que conta, não o homem que aponta como o homem forte tropeça, ou onde o executor de ações poderia ter feito melhor.
O crédito pertence ao homem que está realmente na arena, cujo rosto desfigurado pela poeira e suor e sangue;
Que se esforça corajosamente;
Que erra, que tenta novamente e novamente, porque não existe esforço sem erros e lacunas;
Mas quem realmente se esforça para fazer as obras, quem conhece grandes entusiasmos, as grandes devoções;
Quem consome-se em uma causa digna é quem melhor conhece, no final, o triunfo das grandes realizações, e que, na pior das hipóteses, se falhar, pelo menos não será enquanto não tiver ousado muito, de tal forma que seu lugar nunca será junto às almas frias e tímidas que não conhecem a vitória nem a derrota.**”**

- Theodore Roosevelt -

RESUMO

Para controlar as descargas de nutrientes no meio ambiente, incluindo o uso de sistemas químicos, físicos e biológicos, diversos métodos de tratamento de efluentes têm sido utilizados. Dos métodos propostos, inúmeros processos têm sido desenvolvidos para remover fósforo e nitrogênio biologicamente. Os Reatores em Bateladas Sequenciais, são sistemas onde, em uma única unidade se faz possível a remoção de matéria orgânica e nutrientes. No presente trabalho foi operado um RBS em escala piloto. Na fase de reação, o reator foi submetido a condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas. O sistema piloto está instalado na área experimental da UFPE localizada na Estação de Tratamento de Esgotos da Mangueira que recebe os esgotos de uma comunidade de baixa renda da cidade de Recife-PE. O estudo avaliou a remoção biológica de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, assim como a identificação da biomassa, ao longo do período de operação. A carga orgânica média aplicada ao sistema foi de 63,8 $g.DQO^{-1}d^{-1}$ e relação DQO/P de 108,5. Foram coletadas amostras da biomassa desenvolvida no reator para aplicar a técnica de biologia molecular de reação em cadeia polimérica (PCR) e identificar quais organismos estavam presentes no sistema. As remoções de matéria orgânica e de fósforo foram satisfatórias para o sistema com valores de remoções acima de 80%, já a remoção de nitrogênio só se manteve estável no final do período estudado, onde foi alcançado 86% para nitrogênio amoniacal e 79% para nitrogênio total. As análises de PCR confirmaram a presença dos grupos de interesse: bactérias oxidantes de amônia (BOA), bactérias desnitrificantes, anammox, o gênero de bactérias oxidantes de nitrito – *Nitrospira*- e organismos acumuladores de fósforo (PAO) no reator.

Palavras-chave: Nitrificação. Desnitrificação. Remoção Biológica de Fósforo. Reatores em Bateladas Sequenciais.

ABSTRACT

To control discharges of nutrients in the environment, including the use of chemical, physical and biological systems, various methods of treatment of effluents have been used. Of the proposed methods, numerous processes have been developed to remove phosphorus and nitrogen biologically. In Sequential Batch reactors, are systems where, in a single unit makes possible the removal of organic matter and nutrients. In the present work was operated a RBS on a pilot scale. In reaction, the reactor was subjected to anaerobic conditions, aerobic and anoxic conditions. The pilot system is installed in the experimental area of UFPE in sewage treatment station that receives the sewer hose to a low-income community of Recife-PE. The study evaluated the biological removal of organic matter, nitrogen and phosphorus, as well as the identification of biomass, over the period of operation. The organic load was applied to the system average of 63.8 g. $COD^{-1}d^{-1}$ and COD/P to 108.5. We collected samples of biomass reactor developed to apply the technique of molecular biology of polymer chain reaction (PCR) and identify which organisms were present in the system. The removal of organic matter and phosphorus were satisfactory to the system with values of removals over 80%, nitrogen removal only remained stable at the end of the period studied, where 86% was reached to ammoniacal nitrogen and 79% for total nitrogen. PCR analysis confirmed the presence of interest groups: ammonia-oxidizing bacteria (BOA), desnitrificantes bacteria, organelle, the genus of nitrite-oxidizing bacteria and organisms Nitrospira accumulators (PAO) in the reactor.

Keywords: Nitrification. Denitrification. Biological Phosphorus Removal. Sequential Batch Reactors.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1 Representação esquemática das fases de operação de um reator RBS. 21
Figura 2.2. Classificação dos flocos de lodos ativados. a- Floco ideal; b- Floco intumescido; c- floco pin point 22
Figura 2.3. Transformações do nitrogênio em processos biológicos de tratamento 24
Figura 3.1 Estação de Tratamento de Esgoto - Mangueira 31
Figura 3.2. Esquema geral do fornecimento de esgoto para o reator 32
Figura 3.3. Esquema do reator RBS 33
Figura 3.4. Visão geral do reator instalados na ETE Mangueira 34
Figura 3.5. Alturas para retirada do efluente e válvula solenoide para saída do efluente 35
Figura 3.8. Painel eletrônico e CLPs 36
Figura 4.1. Temperatura afluente do reator 44
Figura 4.2. pH afluente do reator 45
Figura 4.3. Alcalinidade afluente do reator 45
Figura 4.4. Concentração de SSV no licor misto 46
Figura 4.5. Observação de diferentes comportamentos dos flocos no sistema. a) Floco pin point b) Floco intumescido c) Floco ideal. (Ampliação de 400x). .. 47
Figura 4.6. Comportamento da biomassa do reator 47
Figura 4.7. Bactérias filamentosas na estrutura do lodo (aumento de 100x) ... 48
Figura 4.8. Opercularia(A) e Aspidisca costata(B) (aumento de 100x) 49
Figura 4.9. Concentrações de DQOT afluente e DQOT efluente, durante a operação do sistema 49
Figura 4.10. Concentrações de DQOS afluente e DQOS efluente, durante a operação do sistema 50
Figura 4.11. Eficiência de remoção para DQOT e DQOS 51
Figura 4.12. Valores afluente e efluente de NTK, NH_4^+, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NO_3^-$ 52
Figura 4.13. Eficiência de remoção de NTK e NH_4^+ 53
Figura 4.14. Concentrações de fósforo total afluente e efluente, durante a operação do sistema 54

Figura 4.15. Concentrações de Ortofosfato afluente e efluente, durante a operação do sistema 54
Figura 4.16. Eficiência de remoção de Fósforo Total e Ortofosfato 56
Figura 4.17. Dinâmica do comportamento da DQO no reator, ao longo do ciclo 57
Figura 4.18. Dinâmica do comportamento da série de Nitrogênio, ao longo do ciclo 58
Figura 4.19. Dinâmica do comportamento do Fósforo e Ortofosfato no reator, ao longo do ciclo 59
Figura 4.20. Dinâmica do comportamento da Alcalinidade, ao longo do ciclo . 59
Figura 4.21. Resultados dos testes de respirometria no reator 60
Figura 4.22. Amplificação em PCR dos principais micro-organismos envolvidos no processo de nitrificação/desnitrificação e EBPR (D, E, F= reator em estudo; CN = controle negativo 62

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Tempos estipulados para cada fase do ciclo..... 37
Tabela 3.2. Parâmetros analisados, pontos de amostragem e métodos utilizados 38
Tabela 4.1. Características do esgoto sanitário……..40

LISTA DE SIGLAS

AGV – Ácidos Graxos Voláteis

COV – Carga Orgânica Volumétrica

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DPAO – Organismos Acumuladores de Fósforo Desnitrificantes

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EBPR – Enhanced Biological Phosphorus Removal

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

GAO – Organismos Acumuladores de Glicogênio

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

PAO – Organismos Acumuladores de Fósforo

PHAs – Polihidroxialcanoatos

RBS – Reator em Batelada Sequencial

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

SSVLM – Sólidos Suspensos Voláteis do Licor Misto

TCOe – Taxa de Consumo de Oxigênio Específica

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15

1.1 OBJETIVO GERAL 17

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 17

2 REFERENCIAL TEÓRICO 18

2.1 LODOS ATIVADOS 18

2.1.1 Sistema de lodo ativado operado em Reator em Batelada Sequencial (RBS) 19

2.2 EFEITOS DO NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS 22

2.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO 23

2.3.1 Nitrificação 24

2.3.2 Desnitrificação 26

2.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO 27

2.5 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORÂNICA 29

3 MATERIAIS E MÉTODOS 31

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 31

3.2 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL 32

3.2.1 Sistema de entrada e saída do efluente 34

3.2.2 Agitação do Sistema 35

3.2.3 Sistema de aeração 35

3.2.4 Automação do sistema 36

3.3 CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO 36

3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL 37

3.5 AVALIAÇÃO DA BIOMASSSA 39

3.6 AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE DA BIOMASSA 40

4 RESULTADO E DISCUSSÕES 42
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE 42
4.2 TEMPERATURA 43
4.3 pH E ALCALINIDADE DO AFLUENTE..... 44
4.4 CRESCIMENTO DA BIOMASSA 46
4.5 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA 49
4.6 REMOÇÃO DE NUTRIENTES 51
4.6.1 Remoção de Nitrogênio 51
4.6.2 Remoção de Fósforo..... 53
4.7 MONITORAMENTO DO CICLO OPERACIONAL 56
4.8 ATIVIDADE DA BIOMASSA NO REATOR..... 60
4.9 BIOLOGIA MOLECULAR 61
5 CONCLUSÕES 63
6 RECOMENDAÇÕES..... 64
REFERÊNCIAS..... 65

1 INTRODUÇÃO

Nos dias atuais há uma grande preocupação com a preservação ambiental quando se fala em destinação de efluentes domésticos e industriais, contendo compostos orgânicos e de nitrogênio. O processo de remoção desses compostos nos sistemas de tratamento de águas residuárias, tem um importante papel para a conservação da saúde e do meio ambiente. A poluição ambiental é algo que se propaga gradualmente por todo o planeta, posto que não existem fronteiras quando se trata desse assunto. Especificamente no que se refere à poluição hídrica, são diversas as fontes efetivas ou potencialmente poluidoras capazes de lançar poluentes que afetam os cursos d'água, alterando significativamente a sua qualidade e seu equilíbrio ecológico.

O lançamento e a acumulação de compostos nitrogenados (em forma de amônia, nitritos e nitratos) em águas superficiais podem causar efeitos tóxicos à vida aquática, e constituem perigos potenciais à saúde humana, por estarem relacionados a doenças como a metahemoglobinemia e câncer. A ação antrópica contribui decisivamente para o aumento desses nutrientes por meio do descarte de esgoto sanitário e de águas residuárias industriais desprovidas de tratamento (Coelho et al., 2000). Os efluentes contendo esses nutrientes podem acelerar o processo de eutrofização de lagos e reservatórios, o que pode interferir nos usos estabelecidos para água (Jordão e Pessoa, 1995). O processo de eutrofização também promove outros efeitos adversos, como a diminuição do oxigênio dissolvido, a produção de ácido sulfídrico, a proliferação de vetores e o assoreamento de lagos e reservatórios. Esse é um processo que ocorre naturalmente tanto em ambientes de água doce ou salgada. No entanto, é acelerado pela atividade humana sobre o meio ambiente, a qual é responsável pelo aumento da concentração de nutrientes além da capacidade de tolerância do ambiente aquático, desencadeando uma cascata de problemas.

Dentro dessa perspectiva, tornam-se relevantes estudos aprofundados que possam contribuir com o tratamento dos esgotos, e que apresentem viabilidade econômica, fornecendo subsídios à implantação de sistemas que produzam efluentes de satisfatória qualidade físico-química e sanitária, não comprometendo as características dos corpos d'água receptores e a saúde da população.

Para controlar as descargas de nutrientes em estações de tratamento, incluindo o uso de sistemas químicos, físicos e biológicos, diversos método de tratamento têm sido utilizados. Dos métodos propostos, inúmeros processos têm sido desenvolvidos nos últimos anos para remover fósforo e nitrogênio biologicamente, devido a envolverem menores custos.

Diante das múltiplas vantagens de caráter econômico a eles associadas, os processos de tratamento biológico vêm sofrendo inovações tanto nas variantes dos processos existentes como na amplitude de suas aplicações. O crescimento exponencial da população e, por conseguinte, a geração de esgoto, o aumento da complexidade e variabilidade das águas residuárias, e a existência de legislações ambientais que estabelecem limites cada vez mais restritos de descarte de poluentes nos corpos d'água receptores, faz com que haja um aperfeiçoamento nas modificações dos processos biológicos.

Um importante método de tratamento de águas residuárias com remoção biológica de nutrientes são os Reatores em Bateladas Sequenciais, SBR (Sequencing Batch Reactors). Essa tecnologia apresenta inúmeras vantagens sobre os sistemas convencionais, como a remoção de nitrogênio e fósforo sem a necessidade de nenhum equipamento adicional ou de aditivos químicos (Ketchum *et al.* ,1987). Uma vez que as condições de operação (pH, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura e outros parâmetros) sejam bem controladas nesses sistemas, os processos de degradação dos poluentes são intensificados de forma significativa quando comparados com aqueles que ocorrem na natureza.

No presente estudo, foi avaliado através de uma unidade piloto, a remoção biológica de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em um reator biológico, em regime de batelada sequencial. Assim como foi avaliada, a dinâmica dos microrganismos envolvidos no sistema.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a remoção biológica de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em um reator operado em bateladas sequenciais (RBS), em escala real, no tratamento de esgoto sanitário.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desenvolvimento da biomassa e a comunidade microbiana existente e sua influência no desempenho do reator;
- Avaliar a remoção de matéria orgânica e nutrientes, ao longo do período de operação;
- Identificar microrganismos presentes no sistema, através de técnicas moleculares
- Avaliar o desenvolvimento do processo EBPR para as condições operacionais testadas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 LODOS ATIVADOS

Lodo ativado é um tratamento bioquímico aeróbio, que utiliza microrganismos estruturados em flocos para a remoção de matéria orgânica e material coloidal em suspensão. O emprego de sedimentação gravitacional é um importante passo deste sistema, pois separa a biomassa do efluente tratado (GRADY & LIM, 1980; METCALF & EDDY, 1991).

Os britânicos Ardern e Lockeet em 1914, foram os primeiros a observarem as vantagens de reter uma biomassa adaptada para tratamento de águas residuárias. A pesquisa foi desenvolvida com frascos de volume entre 2 e 3 litros e mostraram que o tempo de aeração necessário para atingir a nitrificação era reduzido de 5 semanas para 9 horas, quando o lodo que restava após a decantação do líquido tratado era mantido nos frascos (ARORA et al., 1985). Atualmente é um dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias mais empregados no mundo, sendo a alternativa utilizada em mais de 90% das ETE de médio e grande porte nos países desenvolvidos. A principal característica para ampla utilização do sistema de lodos ativados, no tratamento de esgoto sanitário, dá-se devido à boa qualidade do efluente final (HAANDEL e MARAIS, 1999). Recentemente, tem se aprimorado o processo para obtenção da remoção biológica de nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo (GERARDI, 2010).

O sistema convencional de lodos ativados consiste em um tanque de aeração, onde ocorre tratamento biológico, um tanque de sedimentação do lodo, a linha de recirculação de lodo e a linha de descarte de lodo. As reações bioquímicas ocorrem no tanque de aeração no qual é introduzido o afluente a ser tratado. O lodo biológico encontra-se misturado com o meio líquido formando culturas de bactérias aeróbias mantidas em suspensão, a fim de propiciar a floculaçao biológica. Após um periodo pre determinado de tempo, a mistura é encaminhada a um decantador secundario, onde ocorre a separação dos flocos do meio liquido, e perite que o efluente seja clarificado.

Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador são recirculados para o reator, aumentando a concentração da biomassa no mesmo, o que é responsável pela elevada eficiência do sistema. A biomassa consegue ser facilmente separada no decantador devido a sua propriedade de flocular (SOBRINHO, 1983).

A eficiencia do processo depende principalmente, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da decomposição dos flocos formados. A atividade específica da biomassa é mantida pelo adequado fornecimento de oxigênio dissolvido. Os parâmetros comumente utilizados para controlar o processo de lodos ativados são: tempo de retenção de sólidos ou idade do lodo (θ), considerado o parâmetro mais importante; e relação alimento/microrganismo (A/M). Este último parâmetro dá uma indicação da quantidade de substrato viável para os microrganismos no tanque de aeração (METCALF e EDDY, 2003).

2.1.1 Sistema de lodo ativado operado em Reator em Batelada Sequencial (RBS)

O processo biológico de lodos ativados em batelada é um sistema que funciona em ciclos de enchimento e esvaziamento operado em um tanque simples. A operação do reator é sequencial, cumprindo um determinado número de ciclos, que funciona inicialmente como tanque de aeração e, em seguida, como decantador final (SANTOS et al. 2006). Esse método de tratamento pode ser utilizado para a maioria dos efluentes, sejam industriais ou domésticos.

Segundo Artan et al (2005), o reator em batelada sequencial tornou-se cada vez mais popular para tratamento de efluentes domésticos e industriais e tem sido bastante utilizado em avaliações experimentais devido à sua facilidade de operação. Demoulin et al. (1997) operaram 2 reatores RBS em escala real (240 m^3) com ciclos de 4 horas, sendo 1 hora para enchimento anaeróbio, 2 horas de reação aeróbia e 1 hora para decantação e descarga. O RBS demonstrou um alto grau de estabilidade no processo de tratamento, com uma alta

capacidade de remoção de nutrientes. A remoção de fósforo estava estabelecida com 12 dias após a partida e foi demonstrado que o fornecimento de oxigênio dissolvido é um parâmetro importante para a remoção de nutrientes.

O processo desenvolve-se através da definição de ciclos de operação com durações estabelecidas e é composto por um reator de mistura completa onde ocorrem todas as etapas do tratamento. Os tempos dos ciclos são definidos em função das variações da vazão afluente, das necessidades do tratamento e das características do esgoto e da biomassa no sistema. A biomassa permanece no sistema durante todo o ciclo.

As etapas definidas do tratamento são:

1. Enchimento: Ocorre a entrada do esgoto bruto ou decantado no reator para a atividade microbiana. Esta fase pode ser controlada por temporizadores, válvulas ou bóias até um volume pré-determinado para sistemas com mais de um reator. Os aeradores podem permanecer desligados ou podem estar ligados em determinado período de tempo.

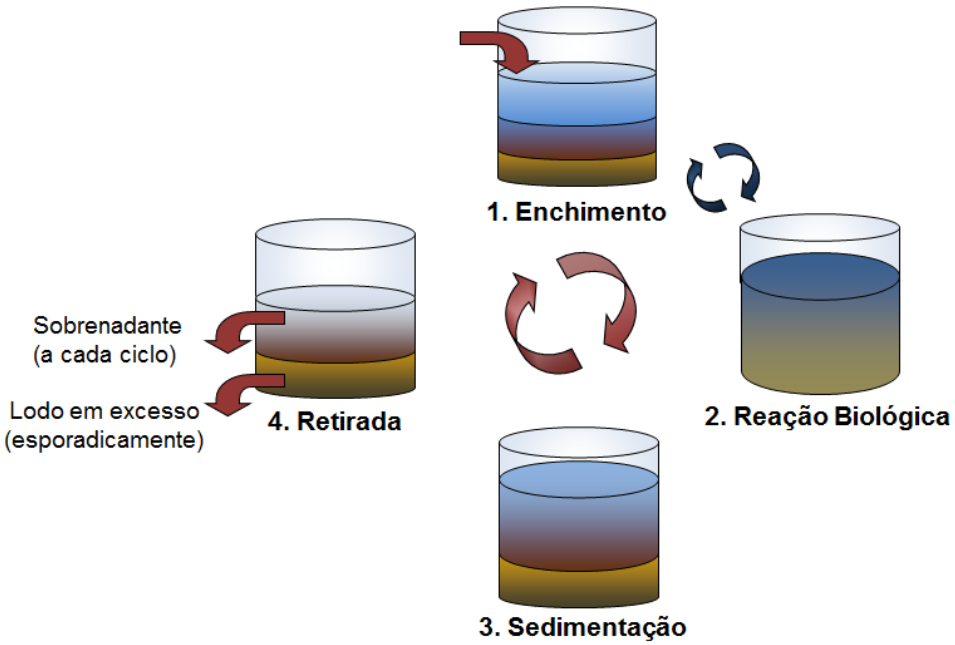
2. Reação: o objetivo dessa fase é completar as reações iniciadas durante o enchimento. Inicia-se com o acionamento dos aeradores, que permanecem ligados e ocorre a mistura da massa líquida contida no reator. Esta etapa é realizada com mistura completa e pode ser em condições anóxicas/anaeróbias e aeróbias (WILDERER *et al*., 1997).

3. Sedimentação: Nesta fase ocorre separação sólido-líquido após o desligamento dos aeradores. Os sólidos em suspensão sedimentam no interior do tanque, até uma determinada altura da manta de lodo;

4. Esvaziamento: Ocorre a retirada do efluente tratado do reator. O excesso de lodo poderá ser retirado nesta fase ou na fase de aeração. O

lodo remanescente permanecerá em repouso no reator até o início do próximo ciclo de operação.

Figura 2.1 Representação esquemática das fases de operação de um reator RBS.

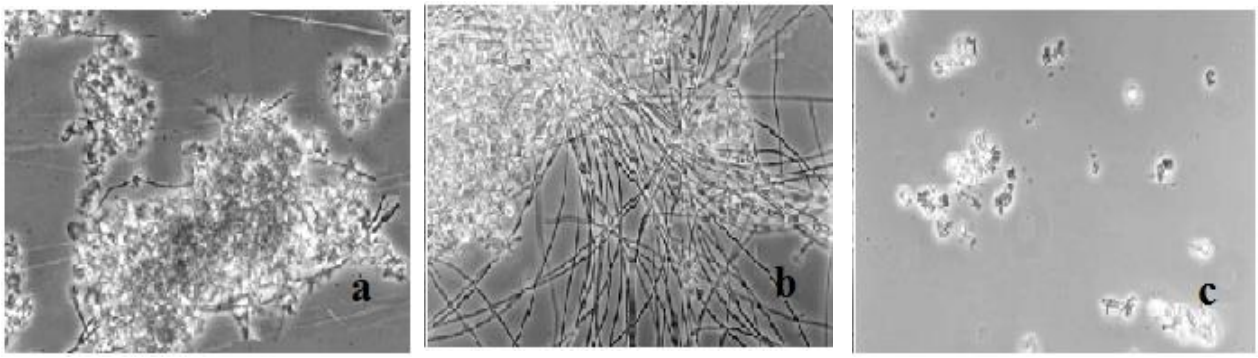


Fonte: adaptado de Von Sperling (2001).

Os microrganismos que participam na formação dos flocos no processo de lodos ativados são: bactérias, fungos, protozoários e micrometazoários. Segundo Jordão et al (2005), a capacidade de floculação, da biomassa ativa e da composição dos flocos formados, é que determina a eficiência do sistema de lodos ativados.

Figueiredo et al (1997), classificam os flocos de sistemas de lodos ativados de acordo com sua estrutura: pin point, intumescido ou floco ideal, sendo os últimos indicadores de um sistema estável. Cavalcanti (2012) classifica os flocos ideais como sendo predominantemente de média e grande dimensão, firmes, redondos, com aspecto e com uma quantidade equilibrada de bactérias filamentosas.

Figura 2.2. Classificação dos flocos de lodos ativados. a- Floco ideal; b- Floco intumescido; c- floco pin point



Fonte: Figueiredo et al (1997); Soares et al (2014)

2.2 EFEITOS DO NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS

O excesso de nutrientes em águas superficiais causa desequilíbrios no meio ambiente que podem afetar a vida aquática e seres humanos que com ela, estabelecem relações.

Um dos efeitos associados a descargas de compostos nitrogenados em corpos receptores é a eutrofização, que consiste na adição de nutrientes a um sistema aquático provocando crescimento excessivo de plantas e algas em corpos receptores. Esse enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, leva ao crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, com consequente desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos hídricos. Outro fator que prejudica os corpos hídricos é a toxicidade da amônia, a forma molecular ou não ionizada do nitrogênio amoniacal, que é tóxica para peixes e outras espécies aquáticas, com efeitos que podem causar a mortalidade de peixes. O nitrato ocorre naturalmente em águas subterrâneas, mas a sua presença em concentrações elevadas é geralmente resultante da atividade antrópica, dentre elas se destacam principalmente a aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e o uso de sistemas de saneamento. O excesso de íon nitrato em água potável é um perigo potencial à saúde, uma vez que pode resultar em metemoglobinemia em recém-nascidos, bem como em adultos com uma particular deficiência de enzimas (MULLIKEN e JOLLY, 1916). O processo

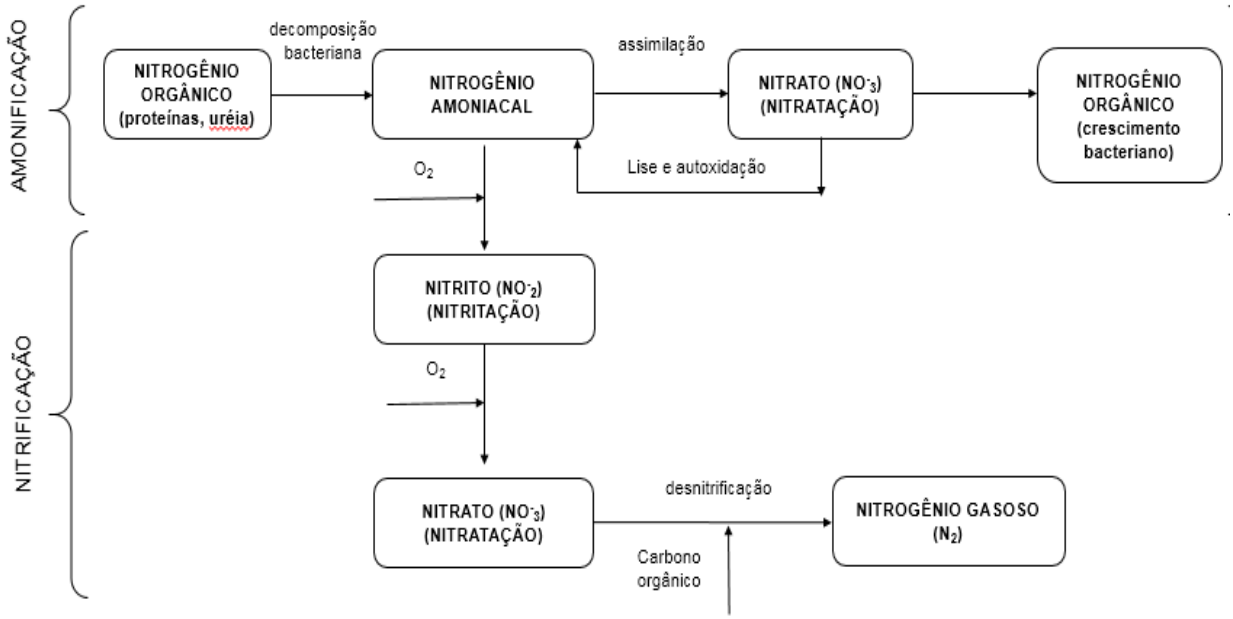
patológico é desenvolvido em frascos de alimentos não esterilizados ou no estômago de bebês.

2.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

O tratamento biológico para a remoção de nitrogênio é uma simulação do que ocorre no ambiente natural dentro do ciclo de nitrogênio, onde as formas de nitrogênio são transformadas biologicamente. Essas condições são controladas nos sistemas de tratamento de efluentes (CIUDAD, 2007). Fixação de N_2, assimilação do nitrogênio fixado, amonificação, nitrificação, desnitrificação e redução dissimilativa de compostos oxidados de nitrogênio, são as principais etapas do ciclo de nitrogênio.

No esgoto sanitário, o nitrogênio pode ocorrer sob várias formas e sofrer diversas transformações durante o tratamento, como pode ser observado na Figura 2.1. Essas transformações permitem a conversão do nitrogênio amoniacal a produtos que podem ser facilmente removidos dos esgotos. O nitrogênio pode ser removido de esgoto sanitário por meio de processos biológicos ou físico-químicos. Dentre as alternativas, os processos biológicos são os que oferecem custos relativamente baixos, quando comparados com os processos físico-químicos (METCALF & EDDY, 2003).

Figura 2.3. Transformações do nitrogênio em processos biológicos de tratamento



(adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

A primeira etapa para o tratamento biológico de remoção de nitrogênio, tradicionalmente, é a nitrificação, onde bactérias autotróficas oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrito e, em seguida a nitrato, em meio ambiente com disponibilidade de oxigênio livre (O_2). A segunda etapa para esse tratamento é a desnitrificação, onde bactérias heterotróficas reduzem as formas oxidadas do nitrogênio a nitrogênio gasoso, utilizando uma fonte de carbono em ambientes com ausência de O_2.

2.3.1 Nitrificação

Nitrificação é a conversão da amônia a nitrato por meio de ação bacteriana, na presença de oxigênio dissolvido, sendo realizada em duas etapas: nitritação (oxidação da amônia a nitrito pela ação das bactérias *Nitrosomonas*), seguido pela nitratação (oxidação do nitrito a nitrato pela ação das *Nitrobacter*).

As bactérias nitrificantes são autótrofas e utilizam CO_2 como fonte de carbono e o composto reduzido de nitrogênio como fonte de energia. Jetten et al (2002)

comentam que, embora as bactérias nitrificantes autótrofas sejam predominantes na natureza, a nitrificação pode também ocorrer pela ação de bactérias nitrificantes heterótrofas, como, por exemplo, *Arthrobacer* e *Thiosphaera pantotropha*. Os autores observaram que a *Thiosphaera pantotropha* não era apenas uma bactéria nitrificante heterótrofa, mas também uma desnitrificantes aeróbia, ou seja, o organismo convertia a maior parte do nitrito diretamente em nitrogênio gasoso.

Vários fatores são responsáveis por afetar a eficiência da nitrificação, a saber: pH, temperatura, oxigênio dissolvido e presença de compostos inibidores. A temperatura mais favorável para o processo nitrificante se encontra dentro da faixa de 30 - 35°C e o pH ideal está em torno de 7,0 (HENZE *et al*., 1997; METCALF e EDDY, 2003). Em geral, concentrações de oxigênio dissolvido maiores que 2 mgO_2/L são recomendadas (SURAMPALLI et al., 1997; HENZE et al., 1997).

A oxigenação do sistema é um fator fundamental para o desenvolvimento positivo da nitrificação. As bactérias intervenientes no processo de nitrificação são autótrofas, ou seja, utilizam o CO_2, produzido durante a degradação aeróbia da matéria carbonácea, como fonte de carbono. Em geral, sistemas biológicos de tratamento de esgoto com nitrificação, tendem a necessitar de grandes quantidades de oxigênio, uma vez que o oxigênio dissolvido disponível é utilizado tanto pelos organismos heterotróficos, responsáveis pela remoção da matéria carbonácea em ambientes aeróbios, como pelos organismos autótrofos nitrificantes. Geralmente, nos sistemas de tratamento, há a predominância de bactérias heterotróficas em relação às bactérias nitrificantes, competindo assim pelo oxigênio disponível. A nitrificação só se desenvolve quando o carbono de fácil degradação já foi consumido (o O_2 é usado para a degradação da matéria orgânica e só depois fica disponível para a nitrificação). Durante o processo de nitrificação tem-se um consumo de oxigênio de cerca de 64g de O_2 / 14g de N, o que corresponde a aproximadamente 4,57mg O_2/mg N (METCALF e EDDY, 2003).

As representações esquemáticas das reações bioquímicas presentes na etapa de nitrificação para obtenção de energia conforme Metcalf e Eddy (2003), são representadas nas Equações 2.1, 2.2 e 2.3:

$$NH_4^+ + 3/2\ O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O \qquad (NITRIFICAÇÃO) \qquad (2.1)$$

$$NO_2^- + 1/2\ O_2 \rightarrow NO_3^- \qquad (NITRATAÇÃO) \qquad (2.2)$$

$$\mathrm{NH_4^+} + 2\,O_2 \rightarrow NO_3^- + 2\,H^+ + H_2O \qquad (REAÇÃO\ GLOBAL\ DE\ NITRIFICAÇÃO) \qquad (2.3)$$

A equação global de conversão de N-amoniacal a nitrato, na qual a síntese biomassa representada pela concentração média dos constituintes da célula, $C_5H_7NO_2$ é representada na Equação 2.4:

$$22\,NH_4^+ + 37\,O_2 + 4\,CO_2 + HCO_3^- \rightarrow C_5H_7NO_2 + 21\,NO_3^- + 20\,H_2O + 42\,H^+ \qquad (2.4)$$

2.3.2 Desnitrificação

A redução biológica de nitrato e nitrito para nitrogênio molecular em ambiente anóxico, mediante a presença de um doador de elétrons, que podem ser compostos orgânico e/ou inorgânico reduzidos, é chamado Desnitrificação.
No processo de desnitrificação, Van Haandel e Marais (1999) demonstraram a reção global de oxi-redução utilizando como exemplo o sistema de lodo ativado, onde foi adimitida a fórmula geral estrutural CxHyOz para o material orgânico utilizado como doador de elétrons (Equação 2.5):

$$C_XH_yO_Z + (4x + y - 2z)/5H^+ + (4X + Y - 2z)/5NO_3^- \rightarrow xCO_2 + 1/5(2x + 3y - 2z)\,H_2O + 1/10(4x+y-2z)N2 \qquad (2.5)$$

As bactérias desnitrificantes são, na sua maioria, organismos aeróbios facultativos, ou seja, eles podem usar tanto o oxigênio dissolvido quanto o oxigênio do nitrato como receptor final de elétrons. Os gêneros mais representativos incluem *Alcaligenes, Paracoccus, Pseudomonas, Thiobacillus* e *Thiosphaera*.

A capacidade de desnitrificar está relacionada com a quantidade de substrato biodegradável presente. Nessas circunstâncias, a ocorrência da desnitrificação está relacionada à presença de um substrato oxidável e de uma concentração adequada de nitrato (VAN RIJN et al., 2006). Geralmente, nos tratamentos biológicos de efluentes, a presença de substrato facilmente degradável é baixa. As bactérias desnitrificantes utilizam preferencialmente o oxigênio molecular, que compete com o nitrato na função de aceptor de elétrons. Assim, o processo desnitrificante se desenvolve na ausência de oxigênio e na presença de nitrato, isto é, em ambiente anóxico.

A temperatura influencia diretamente o crescimento das bactérias, sendo que a desnitrificação pode ocorrer na ampla faixa de 0 a 50ºC. Entretanto, a condição mais favorável de temperatura se encontra em torno de 35ºC. Em relação ao pH, a faixa adequada está compreendida entre 6,5 e 8, sendo que valores abaixo de 6,0 e acima de 9,0 para esse parâmetro reduzem a velocidade de desnitrificação (SURAMPALLI *et al*., 1997). O oxigênio dissolvido tem a capacidade de inibir tanto a atividade como a síntese de enzimas desnitrificantes. Concentrações desse elemento de apenas 1 mgO_2/L ou ainda menores já interferem na atividade desnitrificante (MINO *et al*., 1998). O processo deverá ocorrer na ausência de oxigênio. Preferencialmente, as bactérias heterotróficas usam o oxigênio quando este está disponível, no entanto, na presença de baixas concentrações ou ausência de oxigênio as bactérias utilizam o oxigênio incorporado no nitrito e/ou nitrato para metabolizar a matéria orgânica, no processo designado por respiração anóxica (AHN, 2006).

2.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO

Um método sustentável e econômico para a remoção de fósforo em águas residuais é o processo EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal).* Os microrganismos responsáveis pela processo EBPR, são conhecidos como organismos acumuladores de fósforo (PAO) (WENTZEL et al.,1988; VAN LOOSDRECHT et al., 1997; NIELSEN et al., 2012). Esse processo é alcançado

em sistemas de lodos ativados através da implementação de condições anaeróbia sequencial e condições aeróbias.

A remoção biológica de fósforo apresenta pontos importantes como a tendência do lodo ativo em condições anaeróbias de liberar fosfato para a fase líquida, se houver disponibilidade de substrato orgânico de fácil degradação. Assim as bactérias poli-P usam a energia derivada da hidrólise dos polifosfatos para capturar substratos orgânicos que são armazenados na forma de polihidroalcanoatos (PHA), como poli–β–hidroxibutirato (PHB) ou poli–β–hidroxivalerato (PHV). Em condições aeróbias, a energia derivada do metabolismo dos PHAs é usada para a acumulação de polifosfato no interior da célula (OEHMEN et al, 2005).

Sob condições anaeróbias, as PAO, são capazes de consumir ácidos graxos voláteis (AGV) e convertê-los para polihidroxialcanoatos (PHAs). De acordo com o entendimento atual do metabolismo dos PAO, eles obtêm a energia necessária para a absorção de AGV e de conversão de PHA a partir da hidrólise de polifosfato intracelularmente armazenado (poli-P) e glicogénio (OEHMEN et al. 2005). Em condições aeróbias, os PAO oxidam os PHA para ganhar energia para o crescimento, reposição de glicogênio e absorção de fósforo. A remoção de fósforo é conseguido através do descarte de lodos em excesso contendo o acumulado poli-P.

Outro grupo de microrganismos, conhecidos como organismos acumuladores de glicogênio (GAO), também são capazes de capturar AGV e convertê-los para PHA (OEHMEN et al. 2005). GAO não liberam fósforo, nem capturam aerobiamente, portanto, eles não contribuem para sua remoção. Diante disso, esses organismos são usualmente considerados indesejáveis em sistemas EBPR (OEHMEN et al., 2006).

A estabilidade do processo EBPR é muito difícil de ser controlada, apesar desse sistema representar uma sustentabilidade e eficiência para remoção de fosfatos de águas residuárias. Á competição entre PAO e GAO é uma das principais causas da deterioração do desempenho dos sistemas de remoção

biológica de fósforo. Os GAO são frequentemente encontrados em sistemas EBPR tendo em vista que também são capazes de proliferar em condições anaeróbias e aeróbias alternadas e competem pelo carbono orgânico com PAO na fase anaeróbia. (CROCETTI *et al*., 2002, SAUNDERS *et al*., 2003). Estratégias operacionais que visam por favorecer os PAO em detrimento aos GAO são de extrema importância para melhorar o desempenho e a estabilidade de sistemas de remoção biológica de fósforo.

2.5 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORÂNICA

A oxidação da matéria orgânica é responsável pelo principal problema de poluição das águas, que é o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica carbonácea.

O processo ocorre quando, na entrada do afluente (substrato) a matéria orgânica presente é fornecida aos microrganismos e inicia-se a sua metabolização. Esta metabolização da matéria orgânica coloidal e solúvel presente no esgoto depende dos processos de adsorção, absorção, síntese e respiração, cuja ocorrência está relacionada com a facilidade de degradação da partícula orgânica. Nos primeiros estágios do tratamento, as impurezas orgânicas são adsorvidas na superfície dos flocos biológicos, onde serão posteriormente hidrolisadas por enzimas extracelulares que as transformam em simples moléculas que podem atravessar perfeitamente a parede celular bacteriana. Quanto aos compostos orgânicos complexos, estes, depois de hidrolisados, aderem-se à fração lipídica da membrana citoplasmática, onde são então absorvidas para dentro da célula bacteriana (GÜVEN, 2009).

Nos sistemas de tratamento biológico de esgotos ocorre a oxidação da matéria orgânica (MO) e, dependendo de condições favoráveis, como o pH, idade do lodo e temperatura, ocorre também a oxidação da matéria nitrogenada. A conversão aeróbia da MO em compostos mais simples, consiste em um processo exotérmico, liberando produtos inertes como o gás carbônico e água.

Durante a assimilação inicial, mais da metade da matéria orgânica é oxidada (Equação 2.5) e o restante fica como reserva a ser utilizada na respiração endógena (Equação 2.6) (METCALF e EDDY, 2003).

Oxidação e Síntese (Equação 2.5):

$$MAtéria\ orgânica + O_2 \rightarrow CO_2 + NH_3 + C_5H_7NO_2$$

Respiração Endógena (Equação 2.6):

$$C_5H_7NO_2 + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3 + ENERGIA$$

É fundamental salientar que os compostos orgânicos presentes no esgoto são divididos em dois grupos: os biodegradáveis que são os compostos que podem ser oxidados pelo oxigênio e os não biodegradáveis. No teste da DBO prevalecem as condições de biodegradabilidade, portanto a matéria orgânica não biodegradável não é afetada durante a realização do teste. Por outro lado, os compostos orgânicos que não provocam demanda de oxigênio durante o teste da DBO são quantificados no teste da demanda química de oxigênio (DQO). Assim na DBO determina-se o material orgânico biodegradável, enquanto que o teste da DQO se contabiliza todo o material orgânico inicialmente presente na amostra. Considerando-se que rotineiramente nos laboratórios trabalha-se com DQO, em função da simplicidade do teste e com DBO por melhor traduzir o que ocorre na natureza, estes dois testes foram utilizados no presente estudo. Um terceiro teste pode ser utilizado no caso da necessidade da quantificação de carbono orgânico, como alternativa para quantificar a concentração do material orgânico: o teste do carbono orgânico total (COT) (METCALF e EDDY, 2003).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

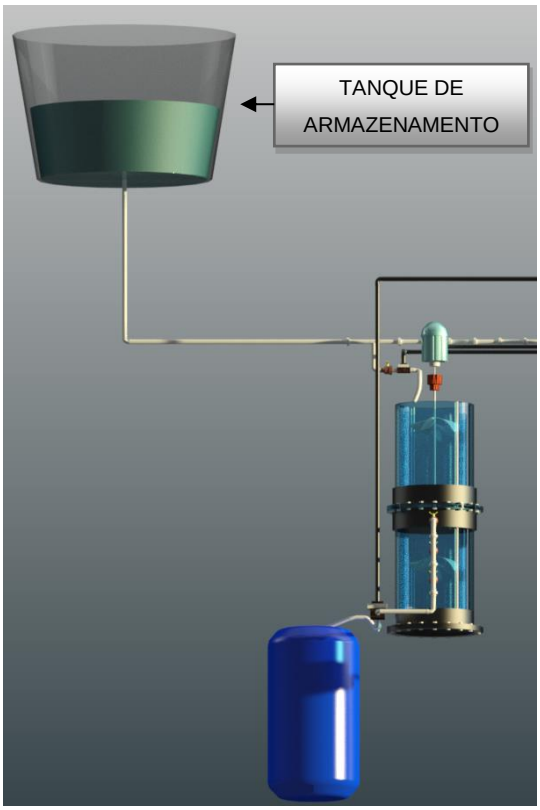
A estação de tratamento de esgotos (ETE Mangueira) está localizada no bairro da Mangueira, região sudoeste da cidade do Recife – PE, em uma área de baixa renda da região metropolitana (RMR), próxima ao estuário dos rios Jiquiá e Tejipió, conforme ilustra a Figura 3.1. Suas coordenadas geográficas são: 8º 05’ 41’’ de Latitude e 34º 55’ 31’’ de Longitude Oeste, com altitude em torno de 1,0 m acima do nível do mar.

Figura 3.1 Estação de Tratamento de Esgoto - Mangueira

O projeto piloto foi desenvolvido na área experimental do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, localizada na estação de tratamento de esgoto da Mangueira. A estação, inicialmente, era administrada pela COMPESA e atualmente é gerenciada pela Odebrecht Ambiental. A ETE Mangueira possui tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha parshall), tratamento secundário biológico (reatores UASB) seguido de um pós tratamento numa lagoa de polimento, porém o afluente utilizado para o estudo provém da caixa de areia da estação.

Para alimentação da unidade piloto utilizada no presente trabalho, o esgoto pré-tratado era descarregado em um reservatório de 1000L de volume total. Dessa reservação, o esgoto era bombeado para outro tanque de 1000L, localizado na parte superior da estrutura montada na estação de tratamento (Figura 3.2.).

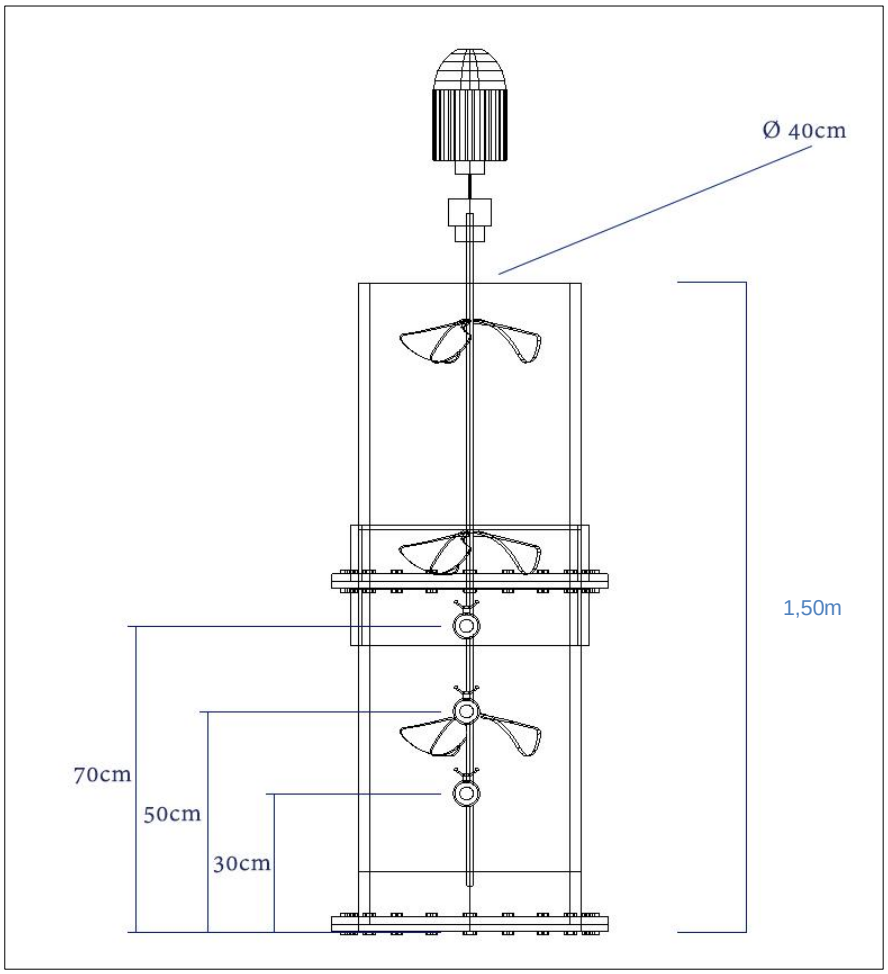
Figura 3.2. Esquema geral do fornecimento de esgoto para o reator



3.2 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

Nessa pesquisa foi operado um reator em batelada sequencial (RBS), com volume útil de 140L. O reator foi confeccionado em PVC, com altura de 1,50m e 40cm de diâmetro (Figura 3.3.), munido de agitador mecânico e o controle operacional (alimentação, agitação e descarte) foi automatizado.

Figura 3.3. Esquema do reator RBS



O efluente que alimentava o reator passava por tratamento preliminar e seguia através de bombeamento para o tanque.

Os seguintes componentes foram utilizados: válvula solenoide de entrada, válvula solenoide de saída, boia de nível, sistema motor agitador, inversor de frequência, controlador lógico programável (CLP), bloco compressor com sua respectiva linha de ar. A linha de ar passava por um rotâmetro antes de entrar na parte inferior dos reatores onde foi conectada a um sistema difusor (mangueira perfurada).

As bateladas eram sequenciais e tinham 8h de duração, período considerado suficiente para a ocorrência do processo nas concentrações estudadas, com troca volumétrica de 50% (a cada ciclo eram descartados 70 litros de esgoto tratado e adentravam no sistema 70 litros de afluente). O tempo e as condições

dos ciclos foram determinados de acordo com a experiência de Ferreira (2014). O sistema foi monitorado durante 220 dias (entre setembro de 2015 e maio de 2016).

Figura 3.4. Visão geral do reator instalados na ETE Mangueira

3.2.1 Sistema de entrada e saída do efluente

A alimentação do sistema foi feita de forma escalonada, a cada oito horas, com entrada do afluente bruto na parte superior do reator e a saída do efluente tratado estava situada na parte inferior. A parte inferior do reator foi provida de torneiras para maior flexibilidade operacional para retirada do efluente, elas foram instaladas nas alturas 30, 50 e 70cm (Figura 3.5). A entrada e saída do efluente foram feitas por válvulas solenoides pneumáticas controladas pelo sistema de automação.

Figura 3.5. Alturas para retirada do efluente e válvula solenoide para saída do efluente

3.2.2 Agitação do Sistema

A agitação do reator foi feita por meio de um motor acoplado na parte superior e nele foi adaptada uma haste metálica para que houvesse a total homogeneização na parte interna do tanque.

3.2.3 Sistema de aeração

A aeração, também ligada à automação, era realizado por uma mangueira no fundo do reator, com perfurações espaçadas ligadas ao compressor de ar, que permitia a oxigenação do sistema. Como observado na Figura 3.7., essa mangueira foi acoplada numa estrutura metálica para manter a mangueira no fundo do reator e não prejudicar o funcionamento do sistema caso houvesse o contato com as hastes metálicas utilizadas para homogeneização. Para medição do ar, foi utilizado rotâmetro da marca Dwyer®.

3.2.4 Automação do sistema

A figura 3.8 retrata o quadro de automação do reator que era realizada por CLP, utilizando linguagem ladder. O enchimento do reator, agitação, controle de aeração, acionamento e desligamento das bombas de alimentação, assim como o temporizador de cada fase operacional, eram executados pelos CLP.

Figura 3.6. Painel eletrônico e CLP

3.3 CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO

Para fornecer as condições adequadas para remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, a cada batelada o meio era submetido a condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas.

Os resultados demonstrados nesse trabalho foram obtidos em um período de 220 dias, totalizando 27 coletas e os tempos de cada fase estão apresentados na tabela 3.1. Cada ciclo possuía um tempo de 8 horas. Para auxiliar no processo de desnitrificação, aos 20 minutos da fase anóxica eram adicionados 3,5 litros de esgoto bruto, como fonte externa de carbono.

Tabela 3.1. Tempos estipulados para cada fase do ciclo

FASE	**TEMPO (min)**
ENCHIMENTO	3
ANAEBÓBIO	117
AERÓBIO	240
ANÓXICO	75
SEDIMENTAÇÃO	45

3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Para a determinação das características do afluente e do efluente foram estipulados os pontos de amostragem estabelecidos por: entrada do efluente no reator, e saída do efluente após o ciclo de oito horas.

Os principais parâmetros físico-químicos e os pontos de amostragem das análises são apresentados na Tabela 3.2. Os métodos analíticos basearam-se nos critérios estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of water and Wastewater, 21th Edition* (APHA,2012).

Tabela 3.2. Parâmetros analisados, pontos de amostragem e métodos utilizados

PARÂMETRO	PONTOS DE AMOSTRAGEM	MÉTODO
pH	Afluente e Efluente	Potenciométrico
Potencial Redox	Afluente e Efluente	Potenciométrico
Temperatura	Afluente e Efluente	Potenciométrico
Condutividade	Afluente e Efluente	Potenciométrico
Oxigênio dissolvido	Afluente e Efluente	Potenciométrico
Alcalinidade	Afluente e Efluente	Titulométrico
Sólidos Totais	Afluente e Efluente	Gravimétrico
Sólidos Suspensos	Afluente e Efluente	
DQO Total	Afluente e Efluente	Colorimétrico
DQO Solúvel *	Afluente e Efluente	
Nitrito ($N\text{-}NO_2^-$)	Afluente e Efluente	Cromatografia de íons
Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$)	Afluente e Efluente	Cromatografia de íons
Nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)	Afluente e Efluente	Titulométrico
Nitrogênio total Kjeldahl (N-NTK)	Afluente e Efluente	Titulométrico
Fósforo total ($P\text{-}PO_4^{3-}$)	Afluente e Efluente	Ácido Ascórbico
Ortofosfato**($P\text{-}PO_4^{3-}$)	Afluente e Efluente	

*Membrana fibra de vidro 1,2µm
**Membrana 0,45µm

A avaliação da remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo foi feita no período de maior estabilidade do reator. Os parâmetros e metodologias utilizadas para essa avaliação foram os mesmos para o afluente e efluente do sistema.

Para a DQO foram medidas as eficiências de remoção de DQO total (DQO_t) e DQO solúvel (DQOs). Para a eficiência da remoção do nitrogênio, foi utilizado a remoção de nitrogênio amoniacal (eficiência de nitrificação), assim como a eficiência global de remoção, considerando todas as formas de nitrogênio na entrada e saída do sistema. Para a avaliação da remoção de fósforo, foram

utilizados os dados de entrada e saída dos parâmetros fósforo total e ortofosfato.

Para análise mais aprofundada dos resultados foram realizados dois perfis temporais dentro das bateladas para caracterizar a dinâmica dos parâmetros de interesse dentro do reator.

Com os dados obtidos nos perfis, pode-se observar a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação no sistema operado, assim como a degradação da matéria orgânica nas fases anaeróbia e aeróbia. Observou-se também a ocorrência da liberação e consumo de fósforo nas diferentes fases do sistema, no processo EBPR, e o período necessário para a estabilização da remoção no reator.

3.5 AVALIAÇÃO DA BIOMASSSA

No reator em estudo não foi utilizado inóculo no sistema. O acompanhamento da biomassa foi realizado com base nos resultados Sólidos Suspensos Voláteis do Licor Misto (SSVLM).

Durante o processo de operação do reator, foram realizadas observações da biomassa no microscópio, através de alíquotas do licor misto do sistema. As análises de microscopia eram feitas com a utilização de microscópio óptico binocular da marca Leica-DME®. O aspecto do lodo cultivado foi categorizado de acordo com a classificação exposta por Figueiredo et al (1997), como ideal, intumescido ou pin point.

Ao longo do período de operação, foram observados grupos de organismos que predominavam no sistema (possíveis de serem identificados a nível de microscopia).

Foram coletadas amostras de biomassa desenvolvida para aplicar a técnica de biologia molecular de reação em cadeia polimérica (PCR), com o intuito de

identificar quais organismos estavam presentes no sistema. As amostras de DNA foram extraídas com um kit Power Soil™ DNA Isolation (Laboratório MoBio). A amplificação da PCR foi realizada em um termociclador “My cycler” (Bio-Rad), empregando-se primers específicos para avaliar a abundância dos principais grupos de interesse na remoção de nitrogênio e fósforo: bactérias oxidantes de amônia – AOB (primer NSO190F/NSO1225R conforme Hikuma et al. 2002); o grupo de bactérias oxidantes de nitrito *Nitrospira* (primer NTS232F/NTS1225R conforme descrito por Lim et al. 2008); bactérias desnitrificantes (primer NirS 2F-GC/NirS 3R, segundo Nittami et al. 2003); Anammox (primer AMX368F/AMX820R, segundo Schmid et al. 2003); PAO (primer 651F/846R, conforme Crocetti et al. 2000).

3.6 AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE DA BIOMASSA

Foram realizados testes respirométricos com o objetivo de determinar a taxa de respiração celular, que é um importante indicador da velocidade com que os processos metabólicos se desenvolvam nos sistemas de lodos ativados.

As análises foram feitas a partir de uma adaptação da metodologia descrita por Schimidell (2001) e com a utilização do respirômetro Beluga®.

Foi coletado um litro do licor misto do reator, semanalmente, e o mesmo era submetido de 24h a 48h de aeração, tempo suficiente para a oxidação máxima da matéria orgânica e nitrificação. Desta forma os testes de respirometria eram feitos em três fases:

- Respiração endógena: Medição do consumo de oxigênio. Não havia nenhuma adição de substrato.
- Nitrificação: após a medição da alcalinidade parcial era adicionado bicarbonato no meio para favorecer a nitrificação (considerando que na nitrificação há produção de 2 mol de H^+ por mol de nitrato produzido – Haandeel e Marais, 1999). Após era adicionado cloreto de amônio como fonte de nitrogênio amoniacal (concentração de 0,15 gL^{-1} no meio). O

mesmo procedimento de oxigenar e desligar a oxigenação era realizado e as velocidades de consumo eram medidas.

- Respiração exógena: Após o fim da nitrificação era adicionado um inibidor para a nitrificação, N-allylthiourea (concentração de 0,03 gL^{-1} no meio) e, como fonte de matéria orgânica acetato de sódio (concentração de 0,24 gL^{-1} no meio). Logo após o meio era oxigenado e quando a saturação era atingida, desligava-se a oxigenação.

Com as velocidades de consumo de oxigênio medidas nessas três etapas, a velocidade específica pode ser determinada, através da equação 3.1:

Equação 3.1 – Velocidade específica de consumo de oxigênio

$$TCO_e = \frac{TCO}{SSVLM}$$

Onde:

TCOe = Taxa Específica de Consumo de Oxigênio (mgO_2/mgSSV.h);
TCO = Taxa de Consumo de Oxigênio (mg/L.h);
SSVLM = Sólidos suspensos voláteis no licor misto (mg/L);

4 RESULTADO E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos no estudo do funcionamento do reator são apresentados, inicialmente com a caracterização do esgoto afluente. Partindo desses dados procede-se com a verificação dos valores obtidos para os parâmetros de projeto e levantamento das variáveis de controle do processo recomendado para esse tipo de sistema.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

A composição do esgoto efluente do tratamento preliminar e afluente aos processos biológicos é apresentada na Tabela 4.1. A composição do esgoto tem características domésticas e apresenta composição variável devido a contribuição de águas pluviais na rede coletora, resultando num efluente bastante diluído.

Tabela 4.1. Características do esgoto sanitário

PARÂMETRO	UNIDADE	NÚMERO DE PONTOS	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
DQO_T	$mg.L^{-1}$	27	303,9	166,2
DQO_S	$mg.L^{-1}$	26	96,2	28,1
P-Total	$mg.L^{-1}$	27	2,8	1,2
Ortofosfato	$mg.L^{-1}$	26	1,1	0,6
NTK	$mg.L^{-1}$	26	31,8	6,5
N-amoniacal	$mg.L^{-1}$	27	21,0	3,8
Temperatura	ºC	18	29,6	0,9
Redox	mV	19	-217,8	87,6
OD	$mg.L^{-1}$	20	0,6	0,9
Condutividade	µS/cm	19	905,2	94,3
pH	-	22	6,8	0,4
Sólidos Totais	$mg.L^{-1}$	24	643,3	153,7

Metcalf e Eddy (2003) apresentam uma tabela com valores de concentrações típicas para várias condições do esgoto sanitário (esgoto “diluído”, “intermediário” e “concentrado”).

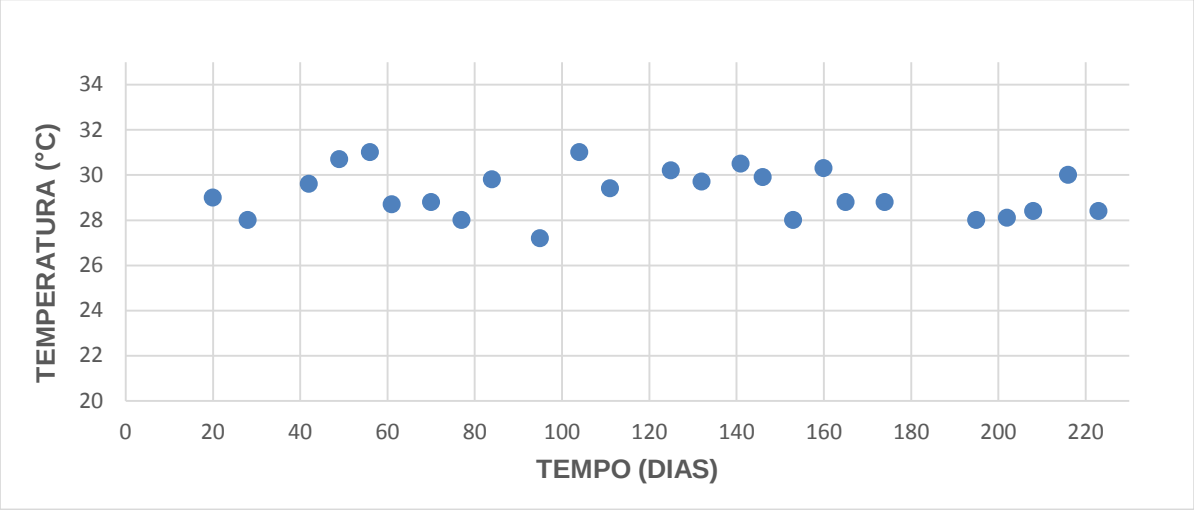
Para sólidos totais em $mg.L^{-1}$, o afluente do estudo apresenta um valor de 643,7 $mg.L^{-1}$ e a literatura apresenta valores de 390, 70, 1230 para esgoto diluído, intermediário e concentrado, respectivamente. Para DQO ($mg.L^{-1}$) o afluente do estudo possui 303,9 $mg.L^{-1}$ e a literatura apresenta valores de 250, 430 e 800 para esgoto diluído, intermediário e concentrado, respectivamente. Para Nitrogênio Total ($mg.L^{-1}$) o afluente do estudo possui 31,8 $mg.L^{-1}$ e a literatura apresenta valores de 20, 40 e 70 para esgoto diluído, intermediário e concentrado, respectivamente. Para Fósforo Total ($mg.L^{-1}$) o afluente do estudo possui 2,8 $mg.L^{-1}$ e a literatura apresenta valores de 4, 7 e 12 para esgoto diluído, intermediário e concentrado, respectivamente. De acordo com esse critério, o efluente da ETE Mangueira possui características de esgoto diluído.

Com uma DQO média de 303,9 mg/L, temos uma carga orgânica aplicada de 63,8 $gDQO^{-1}dia^{-1}$. Devido à baixa concentração de fósforo no esgoto a relação DQO/P (108,5) esteve superior a recomendada por Oehmen et al (2007), entre 10 e 20, para o favorecimento do crescimento dos PAO.

4.2 TEMPERATURA

As médias de temperatura nos esgotos afluentes (Figura 4.1) foram de 27,11 °C no esgoto bruto com mínima de 25°C e máximo de 31°C e pouco foi alterada na saída do efluente (27,01 °C).

Figura 4.1. Temperatura afluente do reator



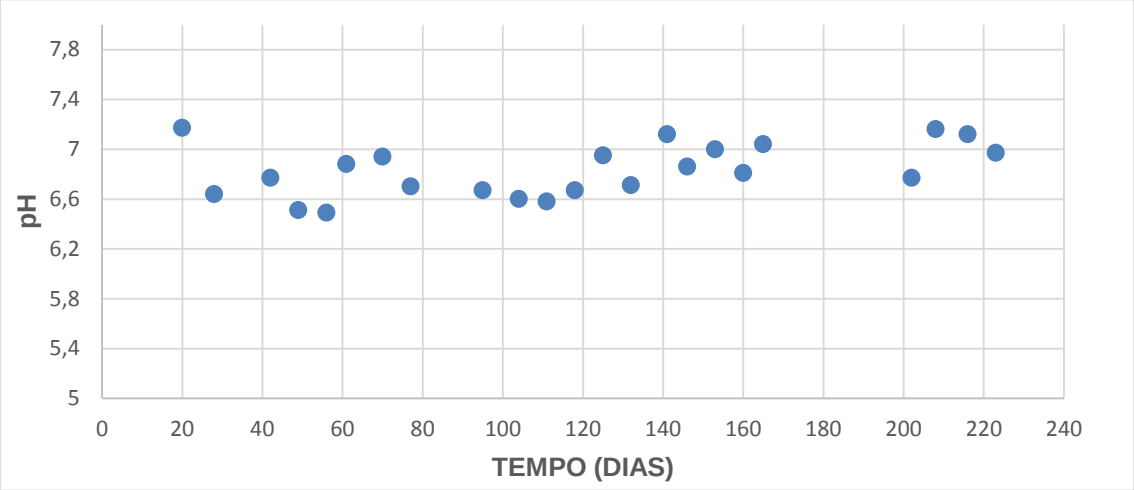
Gerardi (2006), afirma que a temperatura em média de 31°C favorece o processo anaeróbio, assim como favorece o metabolismo das bactérias nitrificantes como as *Nitrossomonas*, que a essa temperatura estão em máxima atividade e reproduzem-se rapidamente.

4.3 pH E ALCALINIDADE DO AFLUENTE

O valor de pH variou entre 6,5 e 7,6 durante o período estudado, conforme mostrado na Figura 4.2, mantendo-se próximo da neutralidade, com média para o período avaliado de 6,7. Segundo Neto (2014) o pH influencia diretamente no desempenho das bactérias Nitrosomonas e Nitrobacter.

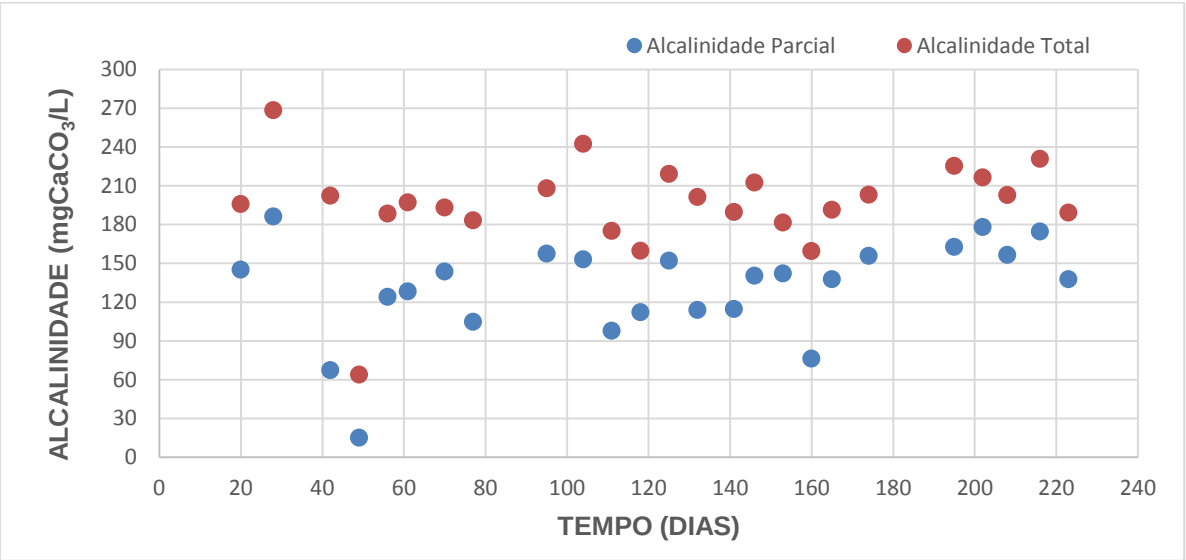
Conforme Metcalf e Eddy (2003), o pH favorável para que ocorra a nitrificação é entre 7,2 e 9,0; para a desnitrificação, entre 6,5 a 7,5, assim como para remoção de fósforo. Dessa forma, os dados obtidos permanecem dentro da faixa recomendada.

Figura 4.2. pH afluente do reator



A alcalinidade total (AT) e parcial (AP) afluente apresentaram valores dentro da faixa ótima para o ambiente de crescimento dos microrganismos nitrificantes (Figura 4.3). Na oxidação da amônia, ocorre a produção de ácido, havendo um consumo de alcalinidade de 7,05g $CaCO_3$/gN-NH_4 (RITTMAN, 2001). A concentração média de alcalinidade total e parcial foram respectivamente de 196 e 135 mg.L^{-1}. No processo de nitrificação e devido a isto, é recomendado que o sistema opere com alcalinidade mínima de 35mg$CaCO_3$.L^{-1} pois em pH igual a 6,0 o processo de nitrificação é inibido.

Figura 4.3. Alcalinidade afluente do reator



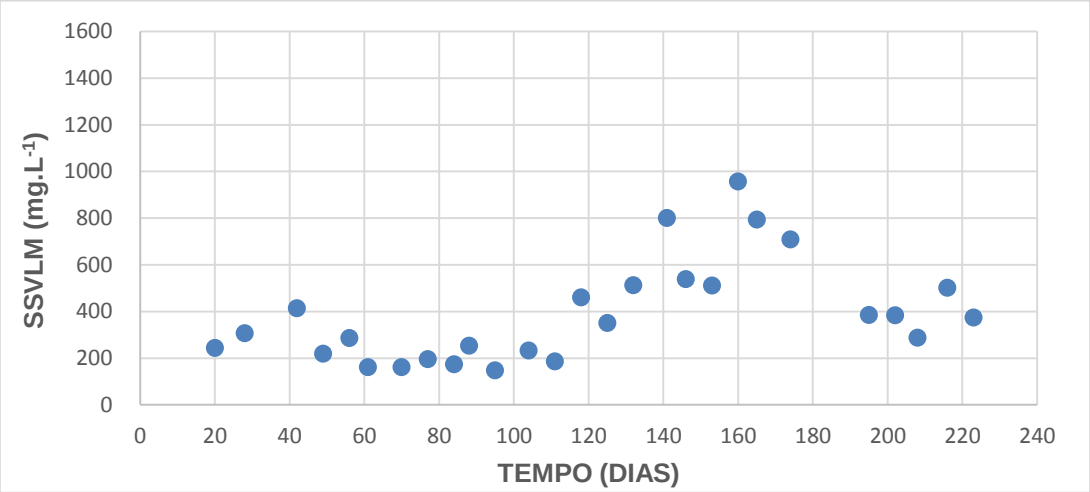
4.4 CRESCIMENTO DA BIOMASSA

Através do parâmetro sólidos suspensos voláteis do licor misto (SSVLM), foi possível observar o crescimento da biomassa no reator, já que o mesmo, não utilizou inóculo.

Entre os dias 118 e 202, a biomassa esteve acima dos 0,35 gSSVLM.L^{-1}, correspondendo ao período de melhores condições de biomassa no sistema.

A idade do lodo do sistema não pode ser determinada no estudo, devido a inúmeros vazamentos do sistema durante o período de operação. Esse parâmetro era controlado de forma involuntária. Pode-se observar o crescimento da biomassa no sistema na Figura 4.4.

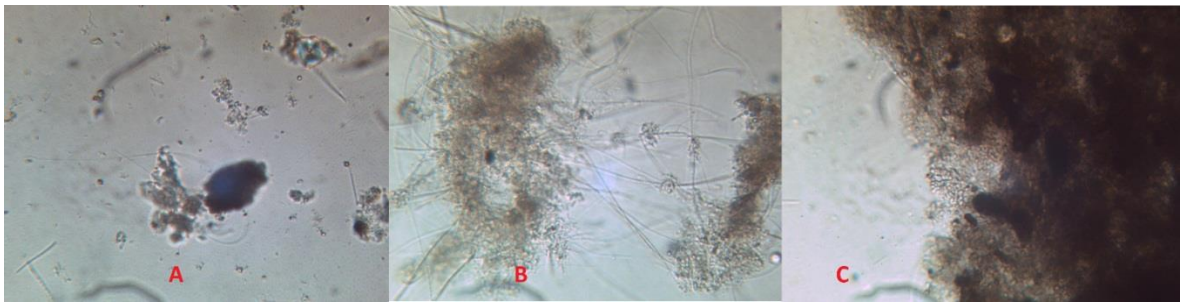
Figura 4.4. Concentração de SSV no licor misto



No período entre os dias 150 e 220, foi observado o melhor comportamento dos flocos de acordo com a classificação do lodo observado no microscópio como pin point, intumescido e ideal.

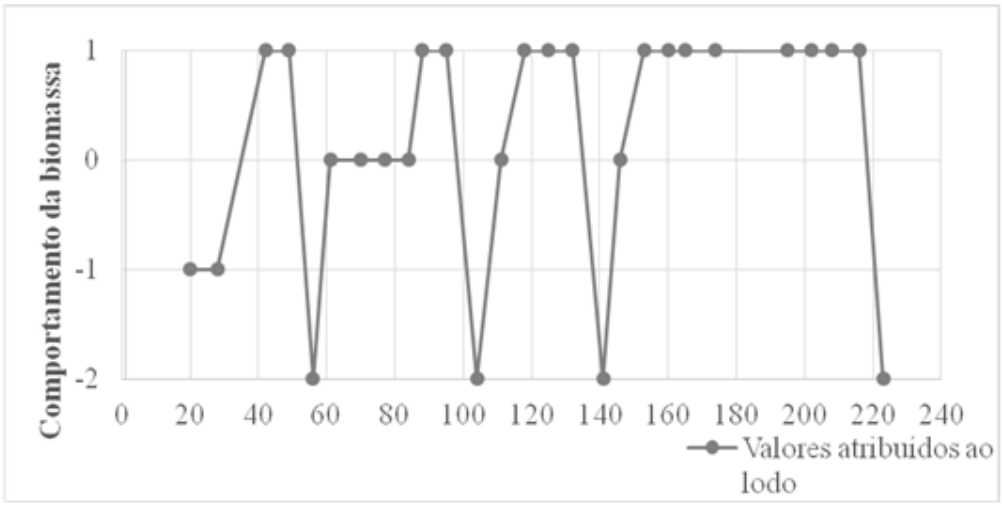
Figueiredo et al. (1997), atribui o valor -1 para o lodo pin point, 0 para intumescido, 1 para floco ideal e -2 para problemas operacionais no sistema. Para melhor visualização destes resultados, a Figura 4.5 apresenta fotos do comportamento do lodo segundo a classificação descrita anteriormente.

Figura 4.5. Observação de diferentes comportamentos dos flocos no sistema. a) Floco pin point b) Floco intumescido c) Floco ideal. (Ampliação de 400x).



A Figura 4.6 apresenta o comportamento do lodo segundo a classificação apresentada. É possível observar, a partir da análise dos dados, que para esta configuração a biomassa consegue adquirir características de floco ideal com concentrações SSVLM, inclusive, abaixo de 300 $mg.L^{-1}$.

Figura 4.6. Comportamento da biomassa do reator

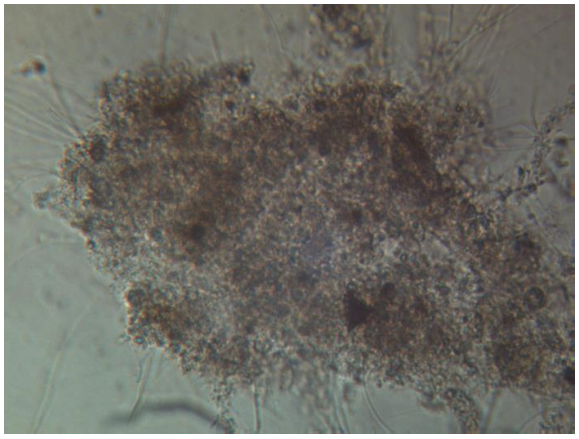


Ao longo do período estudado (223 dias), as características estruturais dos flocos biológicos apresentaram variações e os flocos mantiveram-se dispersos.

De acordo com Hoffmann et al., (2007) a concentração de oxigênio é um fator limitante para as bactérias do lodo ativado, sendo exigido um mínimo de 1,2 $mg.L^{-1}$ para as bactérias formadoras de flocos e 0,6 $mg.L^{-1}$ para as bactérias filamentosas dispersas. Para o autor, em concentrações abaixo desses valores a velocidade de respiração das bactérias reduz acentuadamente e é favorecida

a proliferação de bactérias do tipo filamentosas anaeróbias facultativas. Durante o período estudado, a proliferação excessiva de bactérias filamentosas foi frequente no reator, gerando um efluente com pobre sedimentabilidade. No início da operação foi observada a proliferação de filamentosas (Figura 4.7), indicando baixa concentração de oxigênio dissolvido e deficiência de nutrientes.

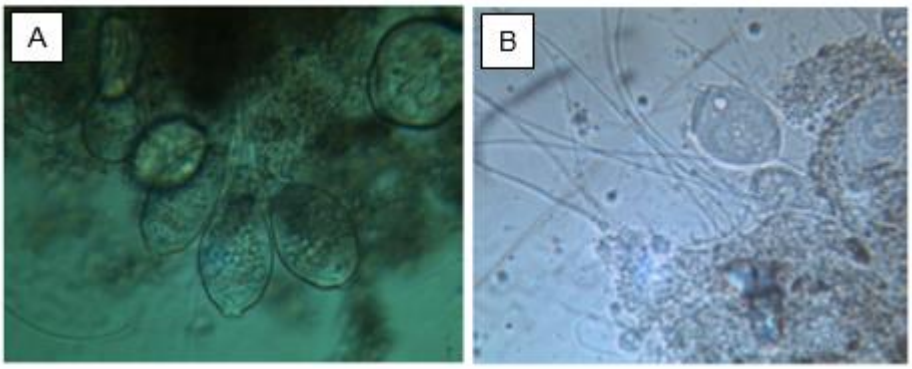
Figura 4.7. Bactérias filamentosas na estrutura do lodo (aumento de 100x)



Os resultados da caracterização microbiológica do lodo mostraram que os Protozoários, Ciliados Fixos, foram os grupos mais frequentes. Os protozoários e micrometazoários fornecem informações úteis sobre a atividade biológica do lodo, permitindo avaliar a qualidade do efluente e o desempenho da estação, além de atuarem como polidores dos efluentes. Conforme Costa et al. (2003), abundância e biodiversidade elevadas sugerem um ambiente com menor grau de estresse e maior estabilidade e, portanto, o lodo é caracterizado como estável.

Durante todo o período estudado, os valores de pH variaram entre 6,8 e 7,6. Em geral, o sistema de lodos ativados deve operar numa faixa de pH entre 6,5 a 8,5. A ocorrência de ciliados livres, Aspidisca costata (Figura 4.8), indica remoção de sólidos sedimentáveis e nitrificação, o que, de fato, foi observado.

Figura 4.8. Opercularia (A) e Aspidisca costata (B) (aumento de 100x)

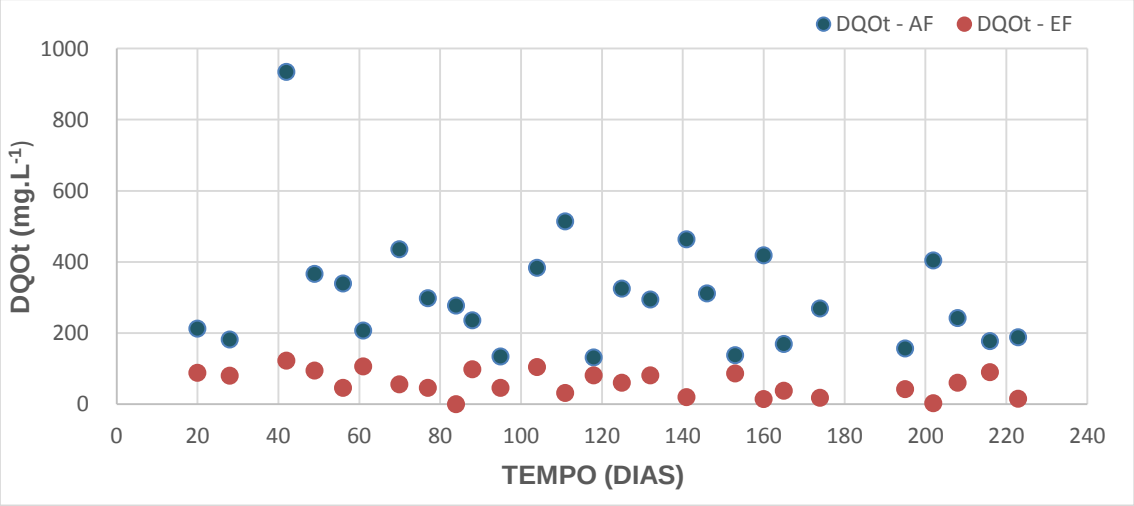


4.5 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A remoção de matéria orgânica no reator RBS, foi avaliada em termos de DQO. A estabilidade do sistema, só foi obtida entre os dias 160 e 223. O esgoto afluente aos reatores é bastante diluído, com características variáveis, especialmente para a DQO_T.

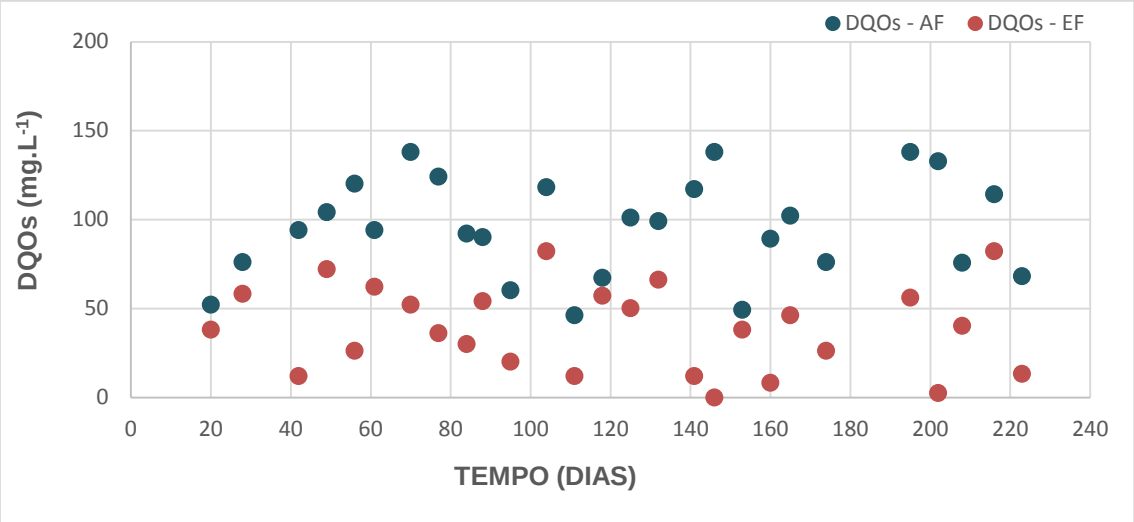
A média afluente para a DQO_T foi de 252,9 $mg.L^{-1}$, o que, segundo Metcalf e Eddy (2003), está dentro das características típicas do esgoto doméstico de baixa concentração. A Figura 4.9 fornece o gráfico de concentrações de DQO total afluente (DQO_TAF) e efluente (DQO_TEF) em função do tempo de operação.

Figura 4.9. Concentrações de DQOT afluente e DQOT efluente, durante a operação do sistema



A Figura 4.10 apresenta o gráfico de concentrações de DQO solúvel afluente (DQOsAF) e efluente (DQOsEF) em função do tempo de operação.

Figura 4.10. Concentrações de DQOS afluente e DQOS efluente, durante a operação do sistema

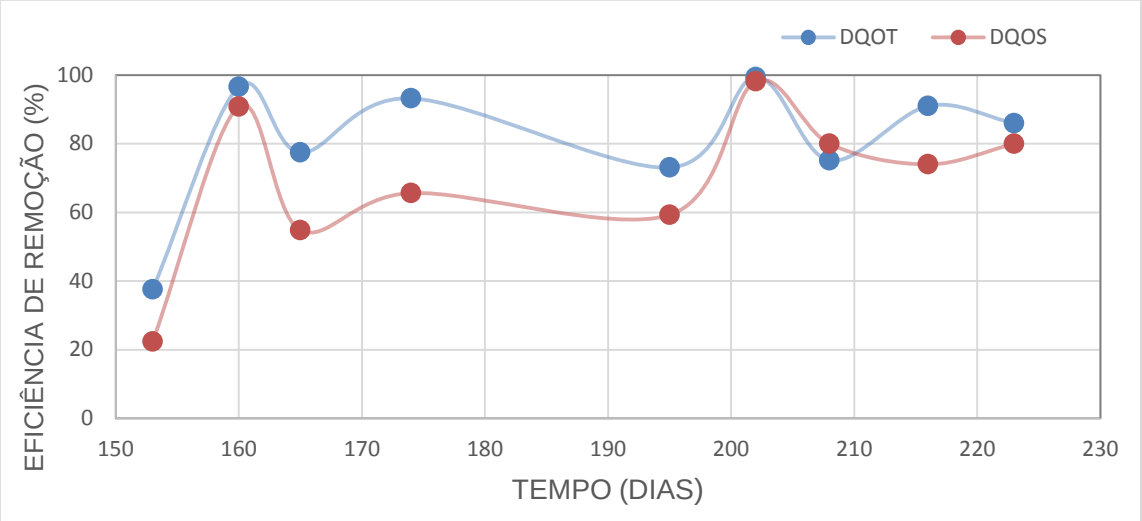


É demonstrado que houve uma variação no decorrer do estudo, evidenciando mudanças nas características do esgoto utilizado para alimentação do sistema piloto. O aumento da DQO afluente no dia 42 de operação é justificado pois houve uma limpeza das bocas de lobo da região. A estabilização da remoção de carbono ocorreu no final dos dias de experimento, conseguindo uma remoção média de 86,5% no reator. A alta eficiência pode estar relacionada devido a DQO particulada ser facilmente degradada, como foi observado mediante comparação dos valores afluente e efluentes, ao longo de todo experimento.

No período de maior estabilidade, o sistema operou com remoção média de 87% de DQO_T e 79% de DQOs. Os valores de eficiência encontrados neste trabalho estão próximos aos de Nóbrega et al. (2009), que operando um reator em batelada sequenciais alcançara eficiências médias de remoção de matéria orgânica de 80 a 83%. Moura et al. (2012) obtiveram eficiências entre 85% e 90% de remoção de DQO. Os autores trabalharam com o mesmo tipo de reator e com períodos de aeração seguidos de 1 hora sem aeração.

A figura 4.11 apresenta a eficiência obtida no desempenho do reator, para DQO_T.

Figura 4.11. Eficiência de remoção para DQOT e DQOS



Na determinação da eficiência da DQO foi considerado o valor afluente da DQO total, e o valor efluente da DQO filtrada, estando livre da interferência causada pela biomassa.

4.6 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

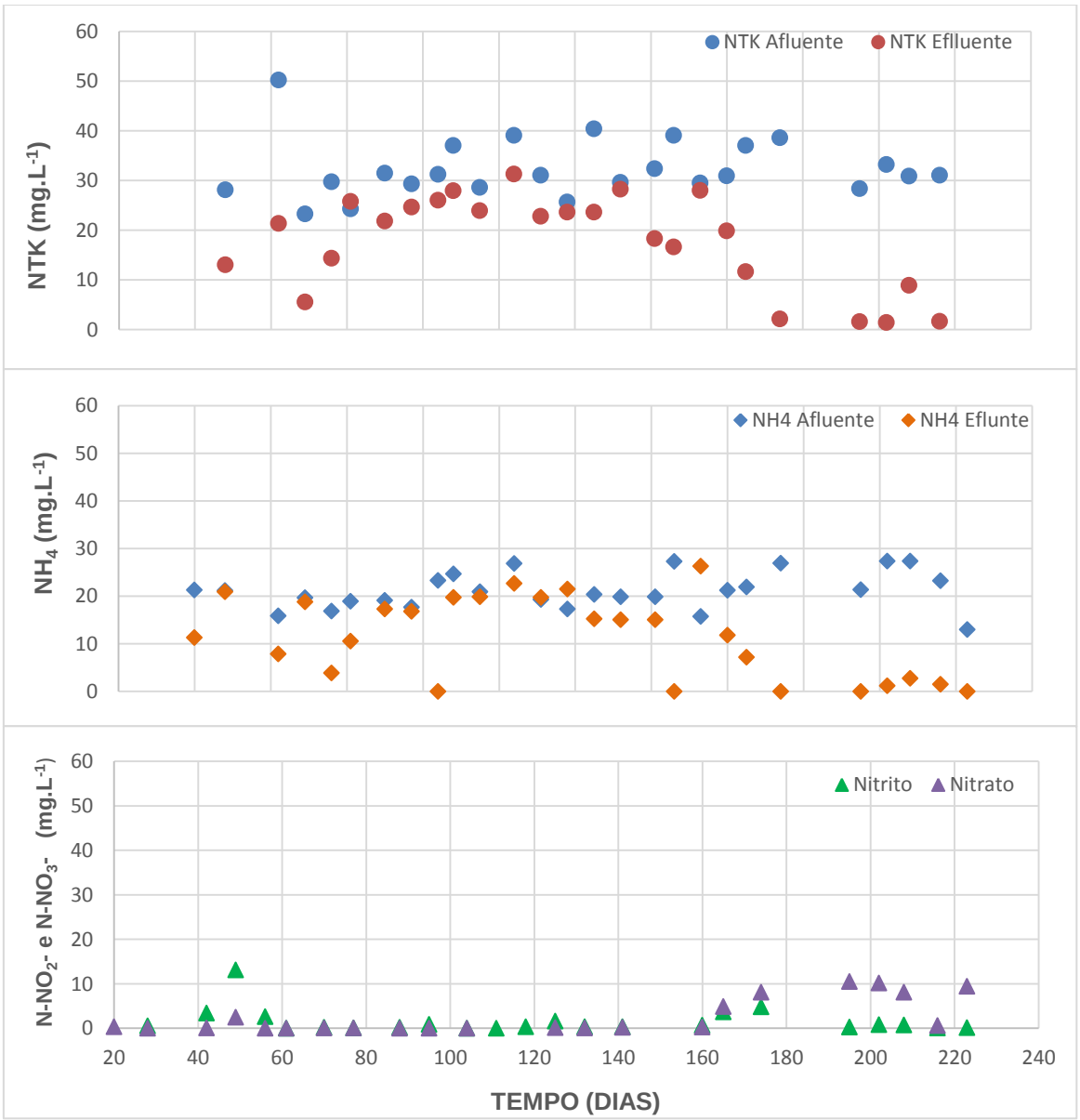
4.6.1 Remoção de Nitrogênio

Foram também analisados os parâmetros de NTK e NH_4^+ afluentes e efluentes. A remoção de nitrogênio no reator não se apresentou tão estável quanto o comportamento na remoção de DQO. A melhor estabilidade do sistema aconteceu entre os dias 174 e 216, onde se observou a ocorrência do processo de nitrificação, e de forma mais discreta de desnitrificação.

Na figura 4.12 são apresentados os valores de NTK, com médias de 30,8 $mg.L^{-1}$ e 17,20 $mg.L^{-1}$ para afluente e efluente do sistema, respectivamente. Retratam também valores de NH_4^+, com médias de 21,04 $mg.L^{-1}$ e 11,36 $mg.L^{-1}$ para afluente e efluente do sistema, respectivamente.

No início do experimento a estação sofreu várias interrupções no fornecimento de energia o que limitou determinantemente a aeração. Esse fenômeno reforça a estreita ligação entre a nitrificação e a necessidade de oxigênio. Pode-se observar que as curvas de concentrações afluentes e efluentes têm um afastamento pronunciado, evidenciando a remoção atingida, na fase de estabilidade do reator, por volta de 174 dias de operação. Problemas associados a parada no sistema de aeração ou fornecimento de esgoto, ligados a perda do lodo, podem ser uma das causas da instabilidade na remoção de nitrogênio. Só nos últimos dias do estudo foi verificada estabilidade na remoção.

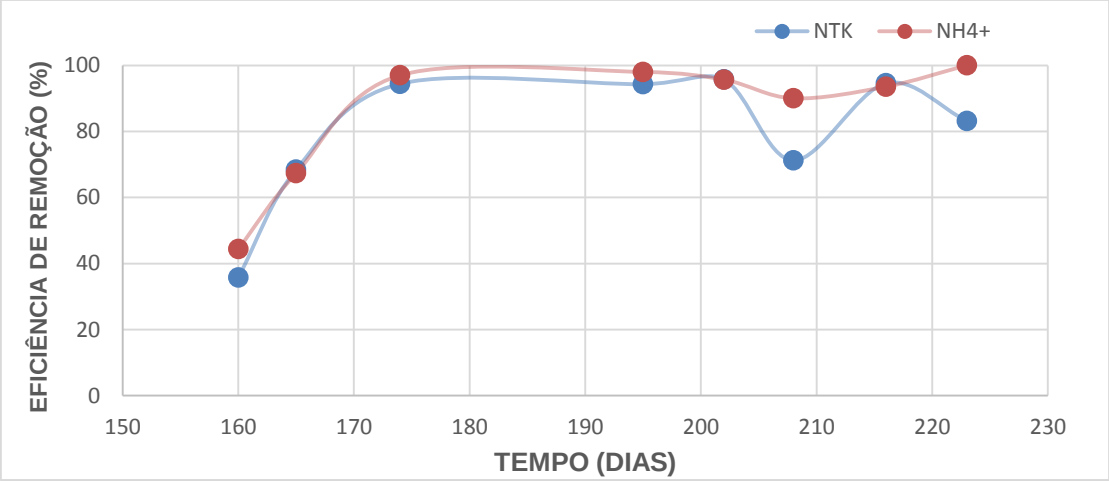
Figura 4.12. Valores afluente e efluente de NTK, NH_4^+, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NO_3^-$



No período de maior estabilidade, o sistema apresentou remoção de 86% de nitrogênio amoniacal e 80% de remoção de nitrogênio total. Carvalheira et al. (2014) afirma que a nitrificação pode ser inibida em ambientes com baixo nível de oxigênio dissolvido, entretanto a remoção de fósforo não sofre impacto.

Na Figura 4.13 tem-se a eficiência obtida para NTK e NH_4^+, no período de maior estabilidade de funcionamento do sistema

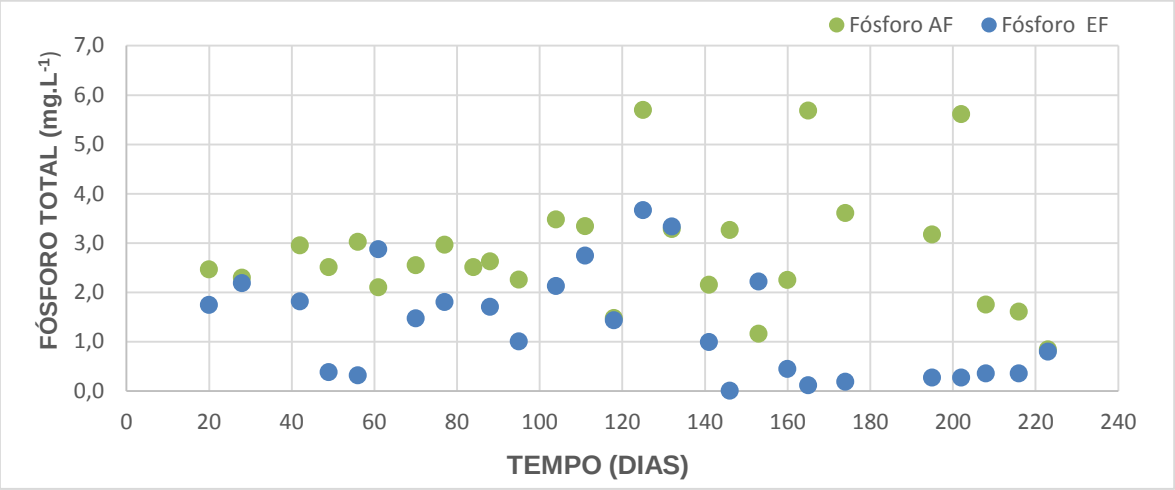
Figura 4.13. Eficiência de remoção de NTK e NH_4^+



4.6.2. Remoção de Fósforo

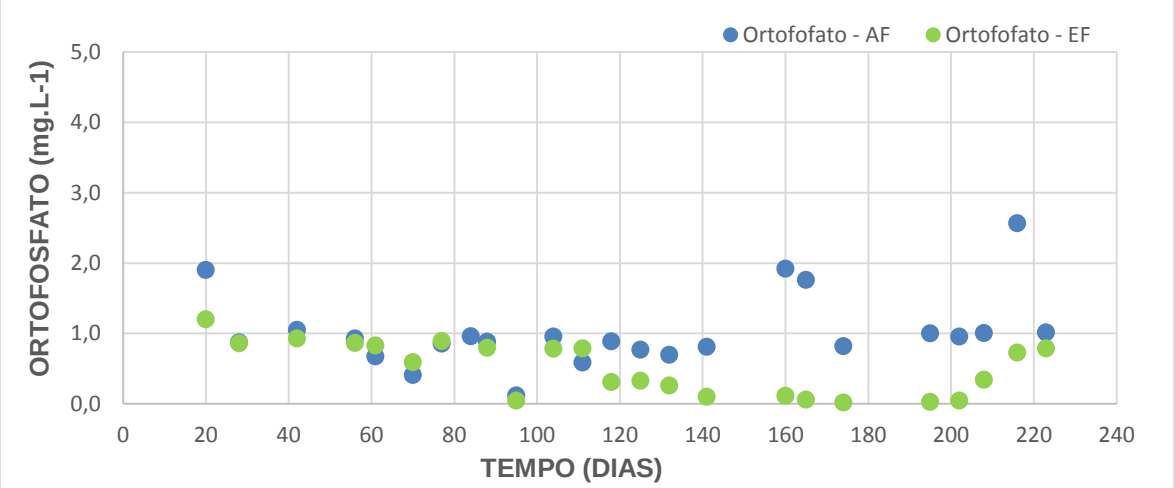
A estabilidade no sistema para remoção de fósforo foi conseguida entre os dias 160 e 216, sugerindo uma ocorrência do processo *EBPR*. Na figura 4.14 são apresentados as concentrações de fósforo total, com médias de concentração 2,89 $mg.L^{-1}$ e 1,35 $mg.L^{-1}$ para afluente e efluente do sistema, respectivamente.

Figura 4.14. Concentrações de fósforo total afluente e efluente, durante a operação do sistema



Na figura 4.15 são apresentados os valores de ortofosfato, com médias de concentração 1,06 $mg.L^{-1}$ e 0,51 $mg.L^{-1}$ para afluente e efluente do sistema, respectivamente.

Figura 4.15. Concentrações de Ortofosfato afluente e efluente, durante a operação do sistema



Em sistemas EBPR, foi relatado que o pH desempenha um papel importante. Liu et al. (2007) observaram que com o aumento do pH inicial de 6,4 para 8,0, a eficiência de remoção de fósforo solúvel diminuiu. Um modelo de mecanismos anaeróbio foi proposto para explicar a natureza do pH intra e extra celular dos PAO, além de abordar as razões para o aumento da degradação de polifosfato e diminuição de síntese e de PHA e degradação do glicogênio em

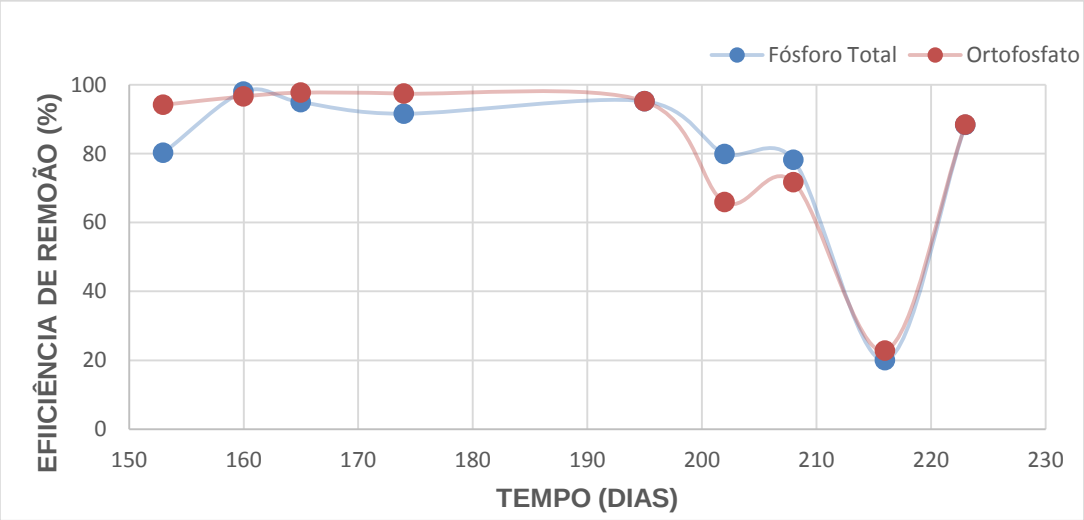
pH elevado. Dessa forma chegaram a conclusão que de acordo com os dados experimentais, quanto maior o pH do afluente inicial, menor a eficiência de remoçao de fósforo, e o pH inicial deve ser ajustado para o pH 6,4 - 7,2 para um desempenho do processo EBPR.

Em alguns trabalhos a presença de nitrato na fase anaeróbia também tem sido relatada como responsável pela baixa eficiência do processo EPBR, pois as bactérias passam a utilizar nitrato como aceptor de elétrons, não precisando efetuar a liberação de fosfato para assimilar o substrato disponível, o que indica que as bactérias que realizam a biodesfosfatação são as mesmas que realizam a desnitrificação, como consequência a eficiência do processo EPPR diminui.

Akin e Ugurlu (2004) obtiveram eficiência de remoção de fósforo inorgânico de 80% somente quando houve redução das concentrações de nitrato do efuente. Melhores resultados podem advir do incentivo via ácido propiônico. Oehman et al. (2006), mostraram que o ácido propiônico favorecia o enriquecimento de PAO. Diversos estudos demonstram que proprionato favorece a competição das PAO*(Accumulibacter)* em detrimento dos GAO*(Compectibactor)*, já o acetato é substrato para ambas sem restrição (OHEMEN et al*.,* 2006).

No período de maior estabilidade, o sistema apresentou remoções médias de 88% tanto para fósforo total como também para ortofosfato (Figura 4.16). Wang et al. (2014) obtiveram eficiências de 86% em um tipo de reator em batelada com períodos de aeração prolongados. Segundo os autores, nos períodos ociosos, podem ocorrer algumas transformações bioquímicas, influenciando assim o desempenho da remoção de fósforo.

Figura 4.16. Eficiência de remoção de Fósforo Total e Ortofosfato



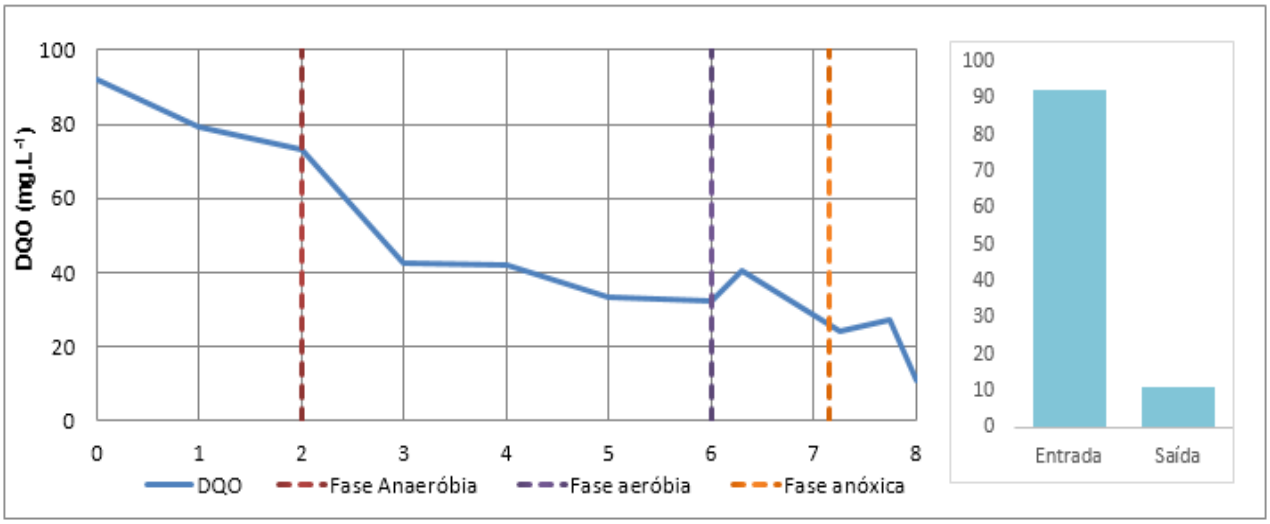
4.7 MONITORAMENTO DO CICLO OPERACIONAL

Perfis foram realizados, com coletas de amostras ao longo do ciclo operacional para a observação da dinâmica dos parâmetros, durante o período de maior estabilidade.

Amostras do esgoto bruto foram coletadas, entre as 8 e 16h, e os parâmetros analisados na caracterização temporal foram: temperatura, pH, OD, alcalinidade total e parcial, DQO bruta e filtrada, nitrogênio NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

A seguir serão apresentados os resultados obtidos nos perfis de caracterização do esgoto bruto. O ponto 0 no eixo X corresponde as concentrações da mistura do afluente com o esgoto remanescente no reator (70 L) do ciclo anterior. Observando-se a Figura 4.17, é possível verificar que houve, na fase anaeróbia, um ligeiro consumo de DQO muito provavelmente associada ao consumo de AGV e a oxidação da matéria orgânica de fácil biodegradação.

Figura 4.17. Dinâmica do comportamento da DQO no reator, ao longo do ciclo



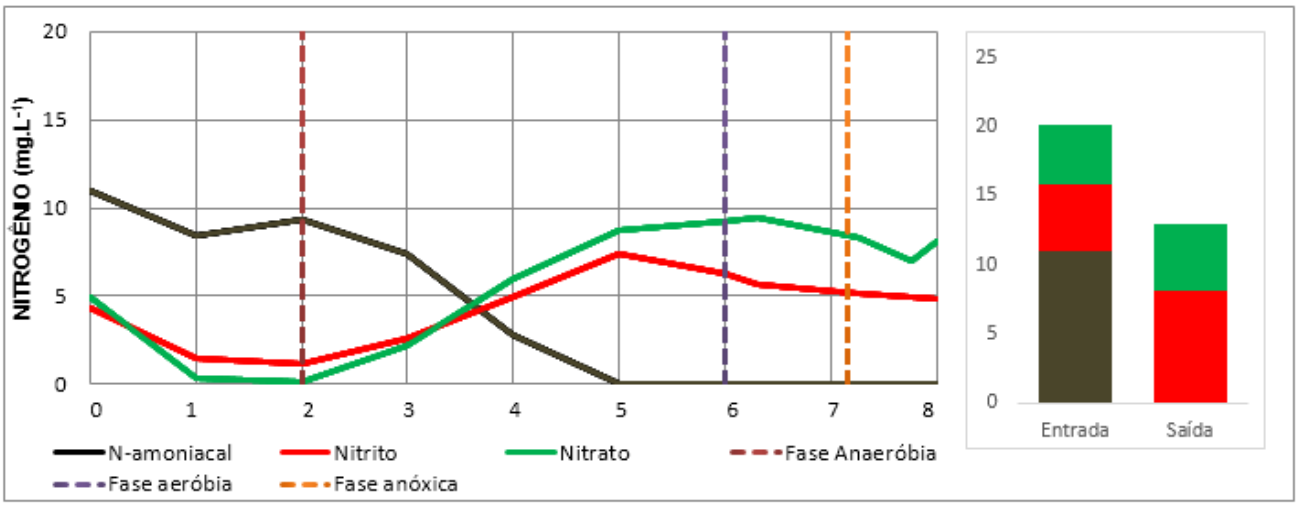
São verificados na primeira hora da fase anaeróbia a ocorrência de um ambiente anóxico e a desnitrificação, que ocorre por completo por não haver limitação da matéria orgânica. Isso é justificado, pois, como não vem ocorrendo a desnitrificação de forma eficiente, há um acúmulo de nitrito e nitrato no reator, ao final de ciclo.

O acúmulo acentuado de nitrito havia já sido registrado em ciclos anteriores, associado muito provavelmente, aos baixos valores de oxigênio no meio, decorrentes de aeração deficiente (YOO et al., 1998). Essa situação pode intensificar a disputa pelo oxigênio pelas bactérias heterotróficas para o consumo da matéria carbonácea e pelas bactérias nitrificantes para processar a nitrificação, o que pode explicar a presença de amônia no fim do ciclo.

A redução do tempo de fase aeróbia e aumento da anóxica poderiam favorecer a remoção de nitrogênio no reator sem prejudicar a remoção de fósforo, uma vez que esta foi alcançada com três horas de aeração.

Pode-se observar, entre a terceira e quarta hora da batelada, a ocorrência da nitrificação (Figura 4.18) quando já há uma estabilidade no processo de oxidação da matéria orgânica.

Figura 4.18. Dinâmica do comportamento da série de Nitrogênio, ao longo do ciclo

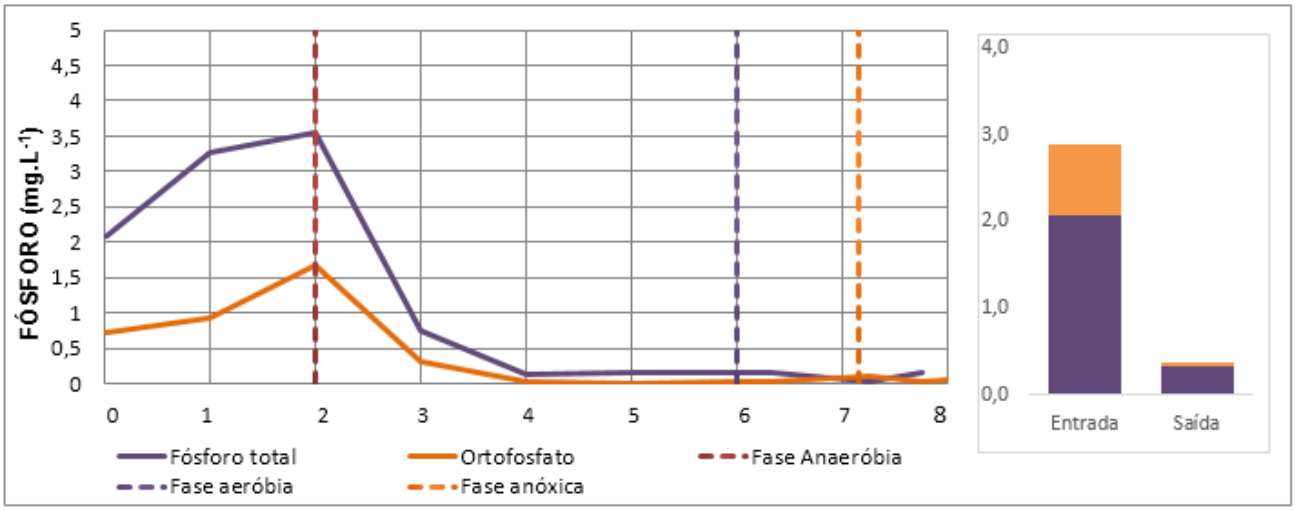


Na figura 4.19, verifica-se a ocorrência do processo EPBR. Na fase anaeróbia o fósforo é liberado para o meio e consumido na fase aeróbia, onde na quarta hora da batelada o fósforo já está acumulado na biomassa.

A liberação do fosfato no meio ocorre logo no início da fase anaeróbia e de forma rápida, logo, o tempo de fase anaeróbia está de acordo com o previsto para estas fases (variação de 45 min a 2 horas) (WANG, 2009). Muitos autores defendem o fornecimento de carbono na fase anaeróbia de forma a selecionar os microrganismos acumuladores de fósforo (PAO), que competem nesta fase com os microrganismos acumuladores de glicogênio (GAO) que, tem a capacidade de capturar os AGV, mas não procedem ao mecanismo EBPR.

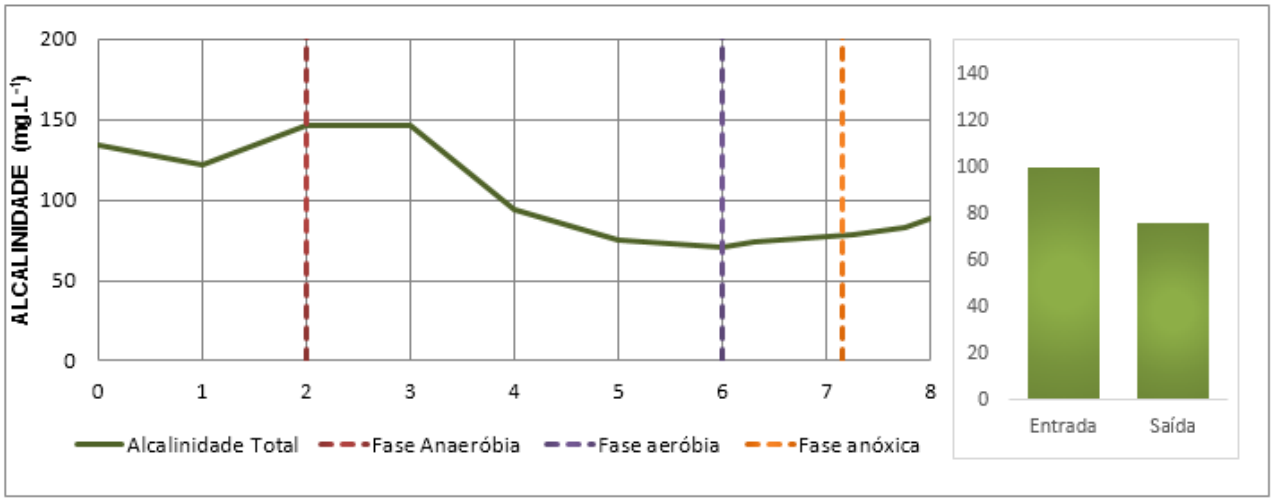
Nesta competição entram também importantes fatores como a temperatura e o pH. Em geral, organismos acumuladores de fósforo (PAO) são favorecidos pelas baixas taxas DQO/P e os organismos acumuladores glicogênio (GAO) quando a mesma é elevada (AHN et. al. (2006). Assim sendo, podem ser pensados posteriormente experimentos com o intuito de avaliar estas variantes e testar o seu efeito na situação real.

Figura 4.19. Dinâmica do comportamento do Fósforo e Ortofosfato no reator, ao longo do ciclo



Como o nitrogênio já entrou no meio amonificado, o processo de amonificação ocorre de forma discreta e há uma produção de alcalinidade na fase anaeróbia (Figura 4.20). Na fase aeróbia, o consumo de alcalinidade acompanha o processo de nitrificação e na fase anóxica a produção da mesma acompanha o processo de desnitrificação.

Figura 4.20. Dinâmica do comportamento da Alcalinidade, ao longo do ciclo



Com os resultados obtidos, foi possível observar que seria necessária uma maior quantidade de fonte carbono para que ocorresse a desnitrificação; a quantidade fornecida nesse experimento não promoveu uma desnitrificação

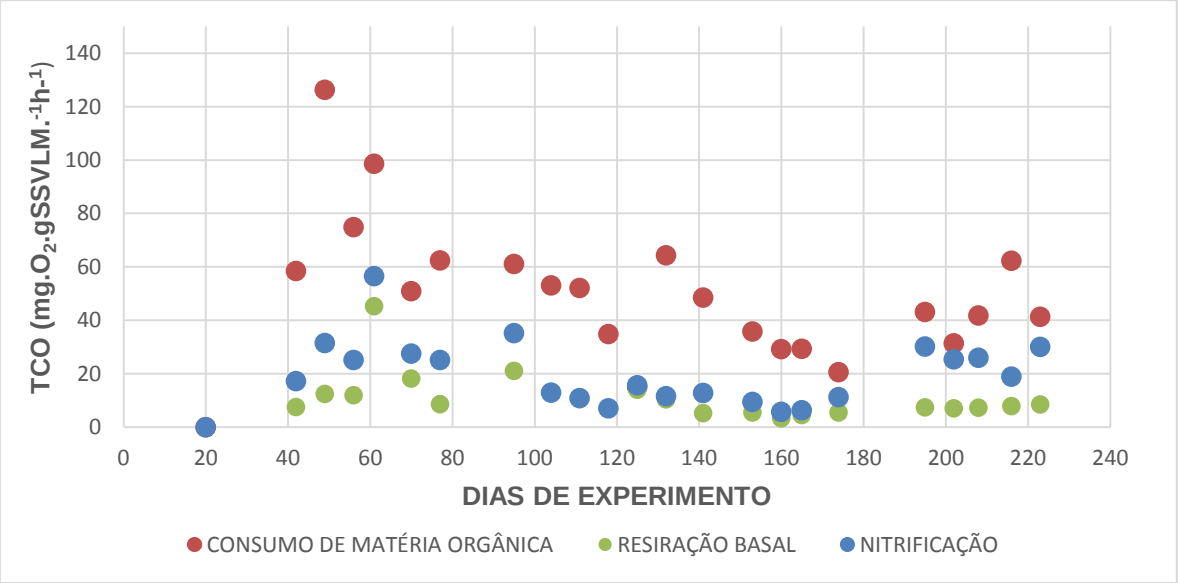
eficiente, em compensação, a mesma não provocou liberação de fósforo para o meio.

4.8 ATIVIDADE DA BIOMASSA NO REATOR

A velocidade específica de consumo de oxigênio para a respiração basal, o consumo de matéria orgânica (bactérias heterótrofas oxidadoras de matéria orgânica) e nitrificação (bactérias autótrofas nitrificantes) foram observados por meio dos testes de respirometria realizados no período de operação (Figura 4.21). O sistema esteve com melhores condições de oxidação de matéria orgânica entre os dias 160 e 216.

Para a nitrificação, a melhor estabilidade foi entre os dias 174 e 216, com velocidades específicas médias de respectivamente de 35,5 $mgO_{2.}gSSVLM.^{-1}h^{-1}$ e 22,3 $mgO_2.gSSVLM.^{-1}h^{-1}$. Souza (2014) em seu experimento com lodos ativados obteve taxas de consumo para oxidação da matéria orgânica e nitrificação de respectivamente 71 $mgO_2.L^{-1}h^{-1}$ e 32 $mgO_2.L^{-1}h^{-1}$, resultando em uma velocidade específica de 23 $mgO_{2.}gSSVLM.^{-1}h^{-1}$ e 10 $gO_{2.}gSSVLM.^{-1}h^{-1}$.

Figura 4.21. Resultados dos testes de respirometria no reator



4.9 BIOLOGIA MOLECULAR

Existem diversas técnicas de microbiologia molecular baseadas em análises do 16S rDNA. Todas estas técnicas envolvem, inicialmente e após o isolamento do DNA, a ampliação de genes através da *polimerase chain reaction* – PCR, técnica econômica, utilizada para amplificar ou copiar pequenos segmentos de DNA que, neste caso, codificam para o 16S RNA. (DE BEER; STOODLEY, 2005).

As análises de PCR (Figura 4.22) confirmaram a presença dos grupos de interesse: bactérias oxidantes de amônia (BOA), bactérias desnitrificantes, anammox, o gênero de bactérias oxidantes de nitrito –*Nitrospira*- e organismos acumuladores de fósforo (PAO) no reator.

Os resultados positivos para o gênero *Nitrospira* e para as bactérias oxidantes de amônia indicaram a capacidade do sistema de promover a nitrificação. Todos os resultados obtidos do reator indicaram que o sistema operado foi favorável ao processo de remoção de nitrogênio devido à confirmação da presença de bactérias desnitrificante.

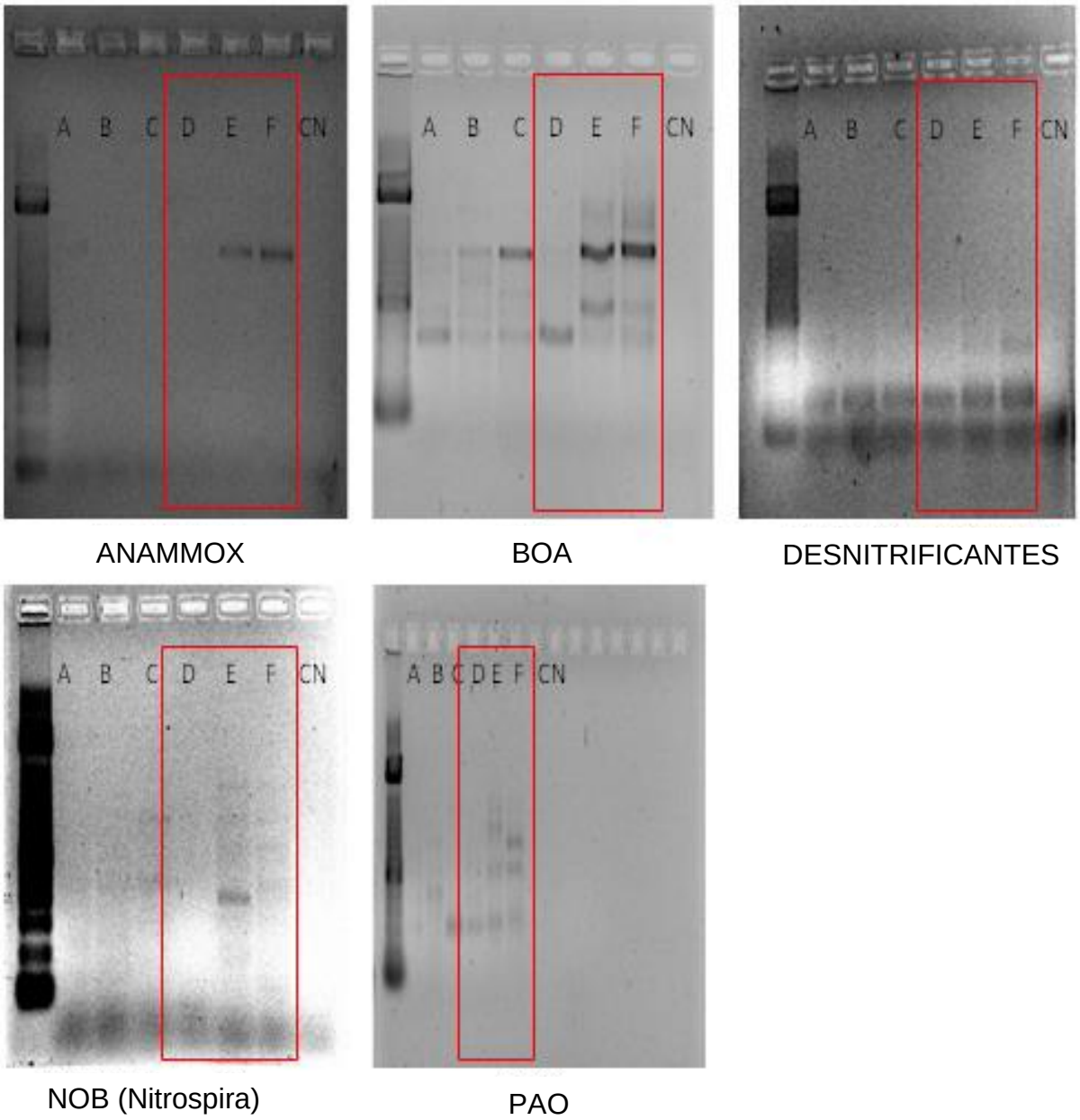
De acordo com os dados físico químicos, obtidos nesse estudo, para remoção de nitrogênio, foi observado uma instabilidade na eficiência de remoção que pode ter sido ocasionado pelos problemas operacionais de aeração durante o experimento.

A redução da fase aeróbia e aumento da anóxica, disponibilizando material orgânico remanescente para o processo de desnitrificação, é outra alteração das condições operacionais, que pode melhorar essa eficiência.

Nas últimas amostras de licor misto analisadas, período final de operação, foi constatada a presença de anammox. Isto sugere a remoção de nitrogênio amoniacal também por oxidação da amônia utilizando NO_2^- como aceptor de elétrons em condições anaeróbias, o que pode ter ocorrido na fase anóxica, onde se observa uma elevação de NH_4^+ (devido à adição de esgoto como fonte

de carbono para a desnitrificação) seguida do consumo de NO_2^-. O comportamento do reator quanto à remoção de fósforo em cada fase de reação e a confirmação da presença de PAOs no meio, caracterizam a ocorrência do processo EBPR.

Figura 4.22. Amplificação em PCR dos principais micro-organismos envolvidos no processo de nitrificação/desnitrificação e EBPR (D, E, F= reator em estudo; CN = controle negativo



ANAMMOX BOA DESNITRIFICANTES

NOB (Nitrospira) PAO

5 CONCLUSÕES

No período de maior estabilidade, o sistema obteve uma remoção média de 87% de DQO_T e 79% de DQOs. Uma eficiência de remoção de 86,3% para nitrogênio amoniacal e 79,69% de remoção para nitrogênio total. Para fósforo, o sistema apresentou remoções médias de 88%, tanto para fósforo total como também para ortofosfato.

Com os resultados obtidos, foi possível observar que seria necessária uma maior quantidade de fonte carbono para que ocorresse a desnitrificação; a quantidade fornecida nesse experimento não promoveu uma desnitrificação eficiente, em compensação, a mesma não provocou liberação de fósforo para o meio.

Todos os resultados obtidos do reator indicaram que o sistema operado foi favorável ao processo de remoção de nitrogênio devido à confirmação da presença de bactérias desnitrificante. Entretanto, de acordo com os dados físico químicos, para remoção de nitrogênio, foi observado uma instabilidade na eficiência de remoção que pode ter sido ocasionado pelos problemas operacionais de aeração durante o experimento.

Para o período de estabilidade, foi observada a predominância de protozoários ciliados pedunculados e rotíferos, indicadores de um sistema estável.

As análises de PCR confirmaram a presença dos grupos de interesse: bactérias oxidantes de amônia (BOA), bactérias desnitrificantes, anammox, o gênero de bactérias oxidantes de nitrito *–Nitrospira-* e organismos acumuladores de fósforo (PAO) no reator.

O comportamento do reator quanto à remoção de fósforo em cada fase de reação e a confirmação da presença de PAO no meio, caracterizam a ocorrência do processo EBPR.

6 RECOMENDAÇÕES

Como forma de orientar algum pesquisador que queira reproduzir o experimento, seguem listadas as recomendações para que as possíveis fontes de erro constantes no experimento realizado para este estudo não ocorram:

- Utilizar um maior período de observação, a fim de acompanhar a estabilização dos reatores;
- Inocular o reator com lodo ativado;
- Diminuir o tempo de ciclo do sistema;
- Para um melhor resultado no processo de desnitrificação nesse estudo, sugere-se a redução da fase aeróbia. Com o fósforo na fase anóxica, haveria um estimulo no crescimento de DPAO e a ocorrência da desfosfatação desnitrificante.
- Devem ser realizadas em paralelo analises que permitem relacionar os microrganismos e os processos.
- Sugere-se analises e abordagens de biologia molecular. Para caracterizar de forma completa o processo será coletado lodo biológico para avaliação da diversidade microbiana por meio do uso de técnicas de Biologia Molecular de FISH e DGGE.

REFERÊNCIAS

AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. Process Biochemistry, v. 41, p. 1709-1721, 2006.

AKIN, B.S.; UGURLU, A. The effect of an anoxic zone on biological phosphorus release by a sequential batch reactor. Bioresour. Technol. v. 94 (1). p.1-7, 2004.

APHA, AWWA, and WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th ed. Port City Press, Baltimore, 2012.

ARORA, M. L.; ARTH, E. F.; UMPHRES, M.B. Technology evaluation of sequencing batch reactors. Journal of water Pollution Contro Federation, v. 57, n. 8, p. 867-875, aug., 1985.

ARTAN , N.; ORHON, D. Mechanism and design of sequencing batch reactor for nutrient removal. Scientific and Technical Report, n. 19, 116 p. London: IWA Publishing, 2005.

CARVALHEIRA M.; OEHMEN A., CARVALHO G.; EUSÉBIO M.; REIS M.A.M. The impact of aeration on the competition between polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms. Water Research. v. 66. p 296-307, 2014a.

CARVALHEIRA M.; OEHMEN A., CARVALHO G.; REIS M.A.M. The effect of substrate competition on the metabolism of polyphosphate accumulating organisms (PAO). Water Resarch. v. 64 p; 149-159, 2014b.

CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de Tratamento de Efluentes Industriais. 2 ed. São Paulo: Engenho Editora Técnica Ltda., 2012.

CIUDAD, G. et al. Modes of operation and pH control as enhancement factors for partial nitrification with oxygen transport limitation. Water Reserch. v.41, p. 4621-4629, 2007.

COELHO, M. A. Z., RUSSO, C., ARAÚJO, O. Q. F. Optimization of a Sequencing Batch Reactor for Biological Nitrogen Removal. Water Research, 34(10): 2809- 2817, 2000.

COSTA, F.C. et al. Tratamento do efluente de uma indústria química pelo processo de lodos ativados convencional e combinado com carvão ativado. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 4, p. 274-284, 2003.

CROCETTI, G.R., BANFIELD, J.F., KELLER, J., BOND, P.L., BLACKALL, L.L. Glycogen-accumulating organisms in laboratory-scale and full-scale wastewater treatment processes, Microbiology, v. 148, pp. 3353-3364 , 2002.

CROCETTI, G.R.; HUGENHOLTZ, P.; BOND, P.L.; SCHULER, A.; KELLER, J.; JENKINS, D.; BLACKALL, L.L. Identification of polyphosphate accumulating organisms and design of 16S rRNA directed probes for their detection and quantification. Appl. Environ. Microbiol. V. 66. p. 1175–1182, 2000.

FERREIRA, A. L. T. S. Remoção biológica simultânea de fósforo e nitrogênio de esgoto sanitário em reatores em batelada sequenciais. 2014. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

GERARDI, M, H. Wastewater Bacteria. John Wilwy & Sons, New Jersey, 2006.

GÜVEN, D. Effects of different carbon sources on denitrification efficiency associated with culture adaptation and C/N ratio. v. 37(7). p. 565 – 573, 2009.

HENZE, M; HARREMOËS, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. Wastewater treatment, 2.ed. Germany, Springer, 1997.

HOFFMANN, H; COSTA; T.B.; WOLFF; D.B.; PLATZER, C. e COSTA, R.H.R. The Potential of Denitrification for the Stabilization of Activated Sludge

Processes Affected by Low Alkalinity Problems. Brazilian Archives of Biology and Technology. V. 50, n. 2 : pp. 329-337, 2007.

JETTEN, M.S.M. et al. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen cycle bacteria. Environmental Science and Biotechnology., n. 1, p. 51-63, 2002.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4 ed. Belo Horizonte: SEGRAC, 2005.

KETCHUM JR., L.H., IRVINE, R.L., BREYFOGLE, R.E. e MANNING JR., J.F.. A Comparison of Biological and Chemical Phosphorus Removals in Continuous and Sequencing Batch Reactors. Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 59, no. 1, pp. 13-18, 1987.

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.

LU, H.; OEHMEN, A.; VIRDIS, B.; KELLER, J.; YUAN, Z. Obtaining highly enriched cultures of Candidatus Accumulibacter phosphatis through alternating carbon sources. Water Research.V. 40 (20). P. 3838-3848, 2006.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse. Singapura: McGraww-hill, 2003.

MINO, T.; VAN LOOSDRECH, M. C. M.; HEIJEN, J. J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. Water Research, v. 32, p. 3193-3207, 1998.

MORAIS, J. C.; Gavazza, S.; FLORENCIO, L.; Kato, M. T. Operational aspects of an anaerobic wastewater treatment plant. In: 13th World Congress on Anaerobic Digestion, Santiago de Compostela. 13th World Congress on Anaerobic Digestion. Londres: IWA, 2013. v. 1. p. 1-6, 2013.

MOTA, S. Preservação e conservação de recursos hídricos. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. Journal of Environmental Management, v. 98, May, p. 163-167, 2002.

NETO, H. M.; Sistema cíclico de lodo ativado empregado para remoção biológica de nutrientes de esgoto sanitário. Dissertação de mestrado. São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, 2014.

OEHMEN, A., LEMOS, P. C., CARVALHO, G., YUAN, Z., KELLER, J., BLACKALL, L. L., REIS, M. A. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. *Water research*, *41*(11), 2271-2300, 2007.

OEHMEN, A.; SAUNDERS, A.M.; VIVES, M.T.; YUAN, Z.; KELLER, J. Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems with acetate and propionate as carbon sources. J. Biotechnol. V.123 (1). p. 22–32, 2006.

OEHMEN, A.; VIVES, M.T.; LU, H.; YUAN, Z.; KELLER, J. The effect of pH on the competition between polyphosphateaccumulating organisms and glycogen-accumulating organisms. Water Research. v.39 (15). p. 3727–3737, 2005.

RITTMANNN, B.; McCARTY, P. Environmental Biotechnology: Principles and Applications. Boston: McGraw Hill Series, 2001.

SANTOS, E.M.A. Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de castanha de caju. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 1, p. 39-45, 2006

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

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. In O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação, 1999.

WANG, B.; HE, S.; WANG, L.; SHUO, L. Simultaneous nitrification and de-nitrification in MBR. Water Science and Technollogy, Londres, v. 52, n. 10, p 435 – 44, 2005.

Wang, D., Xu, Q., Yang, W., Chen, H., Li, X., Liao, D., ... & Zeng, G. A new configuration of sequencing batch reactor operated as a modified aerobic/extended-idle regime for simultaneously saving reactor volume and enhancing biological phosphorus removal. Biochemical Engineering Journal,87, 15-24, 2014.

WANG, S. G.; GAI, L. H.; ZHAO, L. J.; FAN, M. H.; GONG, W. X.; GAO, B. Y.; MA, Y. Aerobic granules for low-strength wastewater treatment: formation, structure, and microbial community. Chemical Technology and Biotechnology, v 84, p. 1015–1020, 2009.

WILDERER, P. A.; IRVINE, R. L.; GORONSZY, M. C. Sequencing batch reactor technology. IWA Publishing, London, Scientific and Technical**,** Report n. 10, 1997.

YOO, H.; AHN, K.-H.; LEE, H.-J.; LEE, K.-H.; KWAK, Y.-J.; SONG, K.-G. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. Water Research v.33. p. 145-154, 1998.