

---

**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**

---



**ANTONIO GUSTAVO DOS SANTOS NETO**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM  
ESGOTO DILUÍDO COM REATORES EM BATELADAS  
SEQUENCIAIS**

Recife, 2016

ANTONIO GUSTAVO DOS SANTOS NETO

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM  
ESGOTO DILUÍDO COM REATORES EM BATELADAS  
SEQUENCIAIS**

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.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Recife, 2016

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S237r Santos Neto, Antônio Gustavo dos.  
Remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em esgoto diluído com reatores em bateladas sequenciais / Antônio Gustavo dos Santos Neto.  
- 2016.

68 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2016.

Inclui Referências.

1. Engenharia civil. 2. *EBPR*. 3. Nitrificação. 4. Desnitrificação. 5. Esgoto Diluído. 6. Reatores em bateladas sequenciais (RBS). I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos. (Orientadora). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2016-312

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

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**“REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ESGOTO  
DILUÍDO COM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS”**

defendida por

Antônio Gustavo dos Santos Neto

Considera o candidato APROVADO

Recife, 01 de agosto de 2016

Banca Examinadora:

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florencio dos Santos - UFPE  
(orientadora)

---

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

---

Prof. Dr. Mário Takayuki Kato - UFPE  
(examinador interno)

*À minha mãe, que me ensinou a ter fé e amor:  
Régia Leonoura*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pela oportunidade de desfrutar esta vida nas condições que me foram dadas.

À minha mãe, Régia Leonoura, que me ensinou os verdadeiros sentidos do amor, da fé e da perseverança, me dando forças e me incentivado à felicidade em todos os momentos da minha vida e hoje, não mais neste plano, continua presente.

Aos meus irmãos, Lucas e Lousane, que são minha fortaleza e meu porto seguro. À minha vó, Ednoura Alves, sinônimo de amor e bondade. Ao meu pai, Antonio Gustavo, por acreditar nos meus sonhos. A todos os meus familiares, tias, primos, cunhado, que tanto depositaram confiança.

À minha orientadora, Lourdinha Florêncio, exemplo de profissional, que tanto me ensinou, incentivou e acreditou na realização deste trabalho. Aos professores Mário Kato e Sália Gavazza pelo apoio profissional. À Edmilson Marinho pelo apoio operacional.

A todos os amigos do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, que me ajudaram na missão de sorrir nas dificuldades. Em especial, Poliana e Julliana Melo, que além do apoio acadêmico, foram um grande suporte emocional nesta caminhada; Oucilane, trazendo alegria aos meus dias; Nathaly e Valéria, que, construímos uma amizade e aprendemos a enfrentar os desafios da operação em escala piloto; Paloma, trazendo sua energia positiva e bondade; Edécio, Marcelo e Carlos, sempre prontos para ajudar quem quer que seja; Robson, sempre trazendo motivação e palavras de conforto; aos alunos de iniciação científica que trabalharam nesse projeto (Emanuelly, Leonardo, Maira, Wladimir e Hortência), com suas contribuições acadêmicas indispensáveis. Ronaldo, Danúbia e Iago, que contribuíram com seu apoio técnico.

A todos os meus amigos que acompanharam de forma extra acadêmica nessa jornada. Wildney, meu eterno conselheiro e incentivador; Leandro, Samuel Souza, Welton, Woldson e Alex, trazendo sempre alegria nas minhas idas à Maceió; Samuel Santos, um presente que Recife me deu; Maíra, minha amiga confiante; Bárbara, Milena, Rute e Sofia, amigas e companheiras de profissão. A minha vizinha, Dona Elizabeth e seu filho André, por toda a humanidade e bondade depositada. Ao professor Márcio Barboza, por todo o apoio.

*Cada ser em si carrega o dom de ser capaz e de ser feliz.*

Almir Sater e Renato Teixeira

## RESUMO

Matéria orgânica e nutrientes são poluentes presentes nos esgotos sanitários que, quando não tratados e lançados nos corpos receptores, causam problemas ambientais como a depleção de oxigênio dissolvido, a perda da biodiversidade e aceleração do processo de eutrofização. A remoção de nutrientes dos esgotos apesar de ser uma questão resolvida nos países desenvolvidos ainda é um desafio para o Brasil. No presente trabalho foram operados dois reatores biológicos em escala piloto sob o regime de bateladas sequências (RBS). Na fase de reação, os reatores eram submetidos a condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas, onde, um dos reatores na fase aeróbia, operava em regime de aeração contínua (RC) e o outro sob regime de aeração intermitente (RI). O afluente utilizado no sistema era proveniente do tratamento preliminar de uma estação de tratamento de esgotos e apresentou características de esgoto diluído ( $304 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ ). A carga orgânica média aplicada ao sistema foi de  $63,8 \text{ g.DQO}^{-1}.\text{d}^{-1}$  e relação DQO:P de 108,5. O principal ácido graxo volátil presente no afluente foi o ácido acético (numa concentração média de  $38,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ). A remoção de matéria orgânica (avaliada em termos de DQO) e de fósforo, através da remoção biológica avançada de fósforo (*EBPR*) foram satisfatórias para os dois sistemas com remoções acima de 80%, chegando a concentrações abaixo de  $10 \text{ mgDQO.L}^{-1}$  e  $0,1 \text{ mgP.L}^{-1}$ , já a remoção de nitrogênio só se manteve estável no reator de aeração contínua, onde foi alcançada uma remoção de 97% para nitrogênio amoniacal e de 63% para nitrogênio total.

**Palavras chaves:** *EBPR*. Nitrificação. Desnitrificação. Esgoto Diluído. Reatores em bateladas sequencias (RBS). .

## ABSTRACT

Organic matter and nutrients are pollutants presented in domestic wastewater, when not treated and released into receiving water bodies may cause environmental problems such as depletion of dissolved oxygen, biodiversity loss and acceleration in the eutrophication process. Despite the removal of nutrients be successfully made in developed countries, it is still a challenge in Brazil. In this study, two biological reactors in pilot scale were operated under regime of batch sequence. In the reaction phase, the reactors were carried out in anaerobic, aerobic and anoxic conditions. One of the reactors in aerobic phase was operated under continuous aeration mode (RC) and the other under intermittent aeration system (RI). The influent used in this study underwent preliminary treatment in a wastewater treatment plant and presented diluted sewage characteristics ( $304 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ ). The average organic load applied to the system was  $63.8 \text{ gDQO}^{-1}\text{d}^{-1}$  and ratio COD / P 108.5. The main volatile fatty acid present in the influent was acetic acid (an average concentration of  $38.5 \text{ mg. L}^{-1}$ ). The removal of organic matter (measured in terms of COD) and phosphorus, trough of Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) were satisfactory for both systems with over 80% removal, reaching concentrations below  $10 \text{ mgDQO.L}^{-1}$ -one and  $0.1 \text{ mgP.L}^{-1}$ . In addition, the nitrogen removal remained stable only under continuous aeration reactor in which 97% of ammonia nitrogen and 63% of total nitrogen.

**Key-word:** *EBPR*, Nitrification, Denitrification, Diluted Wastewater, Sequencing batch reactors (SBR)

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 2.1** - O ciclo do carbono na natureza

**Figura 2.2** - Frações da DQO nos esgotos

**Figura 2.3** - O ciclo do nitrogênio na natureza

**Figura 2.4** - Ciclo do fósforo na natureza

**Figura 2.5** - Protozoários e metazoários nos sistemas de lodos ativados

**Figura 2.7** - Flocos de lodos ativados segundo a classificação de Figueiredo et al. (1997)

**Figura 3.1** - Localização do experimento

**Figura 3.2** - Alimentação do sistema

**Figura 3.3** - Reatores utilizados no estudo

**Figura 4.1** - Crescimento da biomassa no reator de aeração contínua

**Figura 4.2** - Observação de diferentes comportamentos dos flocos no sistema

**Figura 4.3** - Comportamento da biomassa do reator de aeração contínua ao longo do tempo de operação

**Figura 4.4** - Microrganismos predominantes no reator de aeração contínua

**Figura 4.5** - Resultados dos testes de respirometria no reator de aeração contínua

**Figura 4.6** - Comportamento da DQO no reator de contínua ao longo do período de operação

**Figura 4.7** - Comportamento do nitrogênio no reator de regime de aeração contínua ao longo do período de operação

**Figura 4.8** - Comportamento do fósforo no reator de aeração contínua ao longo do período de operação

**Figura 4.9** - Dinâmica da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração contínua

**Figura 4.10** - Crescimento da biomassa no reator de regime de aeração intermitente

**Figura 4.11** - Comportamento da biomassa do reator de aeração intermitente ao longo do período de operação

**Figura 4.12** - Resultado dos testes de respirometria no reator de aeração intermitente

**Figura 4.13** - Comportamento da DQO no reator de contínua ao longo do período de operação

**Figura 4.14** - Comportamento do nitrogênio no reator de aeração intermitente ao longo do período de operação

**Figura 4.15** - Comportamento do fósforo no reator de aeração intermitente ao longo do período de operação

**Figura 4.16** - Comportamento do oxigênio dissolvido durante a fase aeróbia do reator em regime de aeração intermitente

**Figura 4.16** - Comportamento do oxigênio dissolvido durante a fase aeróbia do reator em regime de aeração intermitente

**Figura 4.17** - Dinâmica matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração intermitente

**Figura 4.17** - Dinâmica matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração intermitente

**Figura 4.18** - Comparativo da eficiência remoção de DQO entre o reator de aeração contínua e o reator de aeração intermitente

**Figura 4.19** - Comparativo da eficiência remoção de fósforo entre o reator de aeração contínua e o reator de aeração intermitente

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 2.1** - Parâmetros de qualidade utilizados na caracterização de esgotos sanitários

**Tabela 2.2** - Classificação dos esgotos sanitários em função das concentrações dos parâmetros indicadores

**Tabela 2.3** - Número de oxidação das formas de nitrogênio

**Tabela 3.1** – Sistemática das bateladas

**Tabela 3.2** – Características do afluente avaliadas

**Tabela 3.3** – Sistemática utilizada para realizações dos perfis temporais.

**Tabela 4.1** –Características do afluente

**Tabela 4.2** – Características do afluente

**Tabela 4.3** - Comparação do afluente estudado com a classificação de Metcalf e Eddy (2003)

## LISTA DE SIGLAS

- AGV** – Ácidos Graxos Voláteis
- COV** – Carga Orgânica Volumétrica
- DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DPAOs** – Organismos Acumuladores de Fósforo Desnitrificantes
- DQO** – Demanda Química de Oxigênio
- EBPR** – Enhanced Biological Phosphorus Removal
- ETE** – Estação de Tratamento de Efluentes
- GAOs** – Organismos Acumuladores de Glicogênio
- NTK** – Nitrogênio Total Kjeldahl
- OD** – Oxigênio Dissolvido
- PAOs** – Organismos Acumuladores de Fósforo
- PHAs** – Polihidroxicarboxilatos
- RBS** – Reator em Batelada Sequencial
- RC** – Reator sob regime de aeração contínua
- RI** – Reator sob regime de aeração intermitente
- rpm** – Rotação por minuto
- SST** – Sólidos Suspensos Totais
- SSV** – Sólidos Suspensos Voláteis
- SSVLM** – Sólidos Suspensos Voláteis do Licor Misto
- TCO<sub>e</sub>** – Taxa de Consumo de Oxigênio Específica
- ΔN<sub>a</sub>** – Variação de nitrogênio amoniacal
- ΔN<sub>n</sub>** – Variação de nitrato
- ΔN** – Variação de nitrogênio

## LISTA DE EQUAÇÕES

**Equação 2.1** – Processo de amonificação.

**Equação 2.2** – Processo de nitrificação

**Equação 2.3** – Processo de desnitrificação.

**Equação 2.4** – Relação entre a variação de alcalinidade e variação de nitrogênio no processo de amonificação

**Equação 2.5** – Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio no processo de nitrificação.

**Equação 2.6** – Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio no processo de desnitrificação.

**Equação 2.7** – Variação da alcalinidade no processo convencional de remoção de nitrogênio.

**Equação 3.1** – Carga orgânica aplicada.

**Equação 3.2** – Taxa específica de consumo de oxigênio.

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	16
1.1.	OBJETIVO GERAL.....	17
1.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
2.	REFERENCIAL TEÓRICO .....	19
2.1.	ESGOTO SANITÁRIOS E SEUS POLUENTES .....	19
2.1.1	O esgoto e suas características.....	19
2.1.2	Matéria orgânica e os compostos de carbono .....	22
2.1.3	Nutrientes.....	25
2.2.	PROCESSOS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIOS .....	28
2.2.1	Remoção de matéria orgânica no esgoto sanitário por processo biológico .. ..	28
2.2.2	Remoção de nitrogênio no esgoto sanitário por processo biológico.....	29
2.2.3	Remoção de fósforo no esgoto sanitário por processo biológico ..	32
2.2.3	Sistemas de lodos ativados e reatores em bateladas sequenciais (RBS)	33
3.	MATERIAIS E MÉTODOS .....	35
3.1	ALIMENTAÇÃO E FUNCIONAMENTO DO SISTEMA .....	35
3.2	AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE .....	38
3.3	AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA .....	40
3.4	AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE DA BIOMASSA .....	41
3.5	AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO GLOBAL DAS VARIÁVEIS DE INTERESSE.....	42
3.6	AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DAS VARIÁVEIS DE INTERESSE.....	43
3.7	COMPARATIVO ENTRE RC E RI .....	44
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	44
4.1	CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE.....	44
4.2	AVALIAÇÃO DO REATOR EM REGIME DE AERAÇÃO CONTÍNUA .	46
4.2.1	Crescimento e comportamento da biomassa do reator de aeração contínua (RC).....	46

4.2.2	Atividade da biomassa no reator de aeração contínua. ....	49
4.2.3	Avaliação global de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do reator de aeração contínua.....	49
4.2.4	Avaliação da flutuação da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração contínua.....	52
4.3	<b>AVALIAÇÃO DO REATOR EM REGIME DE AERAÇÃO INTERMITENTE (RI).....</b>	<b>55</b>
4.3.1	Crescimento e comportamento da biomassa no reator de aeração intermitente.....	55
4.3.2	Atividade da biomassa no reator de aeração intermitente.....	57
4.3.3	Avaliação global de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do reator de aeração intermitente. ....	57
4.3.4	Avaliação da flutuação da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração intermitente.....	59
4.4	<b>COMPARATIVO DOS COMPORTAMENTOS DOS REATORES DE AERAÇÃO INTERMITENTE (RI) E DE AERAÇÃO CONTÍNUA (RC). ....</b>	<b>62</b>
5.	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>64</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>65</b>

## 1. INTRODUÇÃO

No esgoto sanitário há diversos grupos de poluentes que trazem problemáticas distintas. Metcalf e Eddy (2003) os categorizaram como: sólidos suspensos, matéria orgânica biodegradável, nutrientes, poluentes prioritários, matéria orgânica refratária, metais pesados, material inorgânico dissolvido.

Nos países desenvolvidos a solução de problemas relacionados à remoção de matéria orgânica e de nutrientes do esgoto sanitário encontra-se num estágio avançado, porém nos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil, apesar da remoção de matéria orgânica já estar bem consolidada, a remoção de nutrientes ainda é um desafio.

Os principais problemas ambientais relacionados às altas concentrações de matéria orgânica nos corpos hídricos são a perda de biodiversidade e a depleção do oxigênio dissolvido, enquanto as altas concentrações de nutrientes aceleram o processo de eutrofização. Este processo, por sua vez, tem como principais consequências negativas a proliferação de uma grande quantidade de algas nos corpos hídricos que ocasionam a depleção do oxigênio dissolvido, bem como a perda de biodiversidade e da qualidade da água (SMITH et al., 1999).

Devido ao ciclo do fósforo acontecer em uma escala geológica, este é considerado uma fonte não renovável de matéria prima. Sendo assim, os desafios inerentes a este nutriente não se restringem ao problema da eutrofização, visto que há um alto consumo desse nutriente no mundo. Por muito tempo, o fósforo não vem recebendo a adequada atenção pública e científica, e as discussões têm sido principalmente limitadas ao seu papel como poluente aquático (SCHOLZ et al., 2013).

A remoção biológica convencional de nitrogênio no esgoto sanitário pode ser realizada através de três processos. O primeiro é a amonificação: onde o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal por via anaeróbia ou aeróbia; o segundo é a nitrificação: nesta etapa bactérias heterotróficas oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrito e este é oxidado a nitrato (na presença de oxigênio/aerobiamente); e por fim a desnitrificação, processo em que o nitrato é

reduzido a nitrogênio em sua forma gasosa em ambiente anóxico, utilizando a matéria orgânica como fonte de elétrons e carbono.

Os microrganismos nitrificantes, ao contrário dos que oxidam a matéria orgânica, são menos resistentes a mudanças operacionais. Surampalli et al. (1997) já descreviam alguns fatores que interferem nesse processo, tais como a temperatura (a ótima estaria entre 25°C e 35°C), o pH (não menor que 7 e não maior que 9,8), e a demanda por alcalinidade e oxigênio dissolvido.

A remoção de fósforo por via biológica é realizada por microrganismos denominados PAOs (Organismos Acumuladores de Fósforo), através de um processo conhecido por *EBPR* (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*). Os PAOs, além de outras condições, necessitam de zonas anaeróbias e aeróbias.

Sob condições anaeróbias os PAOs consomem ácidos graxos voláteis (AGVs) e os convertem em polihidroxialcanoatos (PHAs) e, em condições aeróbias, os PAOs oxidam os PHAs para o seu crescimento, sua reposição de glicogênio e acúmulo de fósforo. Em contrapartida os microrganismos acumuladores de glicogênio (GAOs), consomem os AGVs, os convertem em PHAs, porém não acumulam fósforo (OEHMEN et. al., 2005).

Uma alternativa para se alcançar a remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no esgoto sanitário é utilização de sistemas de lodo ativado com a utilização de reatores em bateladas sequenciais, de forma a oferecer ao meio condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas.

## **1.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a remoção biológica simultânea de matéria orgânica nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário com o uso de reatores sob o regime de bateladas sequencias operados sob diferentes condições de aeração.

## 1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a influência das características do afluente do sistema;
- Avaliar as características e a atividade da biomassa dos reatores ao longo do período de operação;
- Avaliar para cada reator a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo.
- Determinar a dinâmica ao longo das bateladas da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo;
- Avaliar a influência da aeração na fase aeróbia do sistema na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo;

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

Esta sessão do trabalho foi dividida em duas partes. Na primeira, fez-se uma varredura a respeito das características dos esgotos domésticos e os problemas e desafios inerentes aos seus constituintes, em especial, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Na segunda parte, são abordados os processos biológicos de tratamento de esgotos, com ênfase na remoção de matéria orgânica e nutrientes.

### **1.3. ESGOTOS SANITÁRIOS E SEUS POLUENTES**

Neste tópico, serão apresentados os conceitos de esgoto sanitário e esgoto doméstico, os principais poluentes presentes nos esgotos, assim como suas características.

Uma ênfase maior será dada à matéria orgânica e aos nutrientes, objeto de estudo deste trabalho. Serão trazidos os problemas e questões ambientais inerentes aos referidos poluentes, além das formas como se comportam na natureza e se apresentam nos esgotos.

#### **2.1.1 O esgoto e suas características**

Esgoto sanitário pode ser definido como despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária, e por sua vez o esgoto doméstico é entendido como o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas (ABNT, 1986).

Os esgotos são constituídos de aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de impurezas; essas podem ser divididas em grupos com problemáticas distintas. Metcalf e Eddy (2003) apresentam uma classificação para os poluentes presentes nos esgotos: sólidos suspensos, matéria orgânica biodegradável, nutrientes, poluentes

prioritários, matéria orgânica refratária, metais pesados, material inorgânico dissolvido.

Uma série de parâmetros é utilizada para caracterizar os esgotos e, uma boa caracterização é de fundamental importância para as tomadas de decisão. A Tabela 2.1 mostra os principais parâmetros de qualidade utilizados para a caracterização dos esgotos sanitários.

Tabela 2.1: Parâmetros de qualidade utilizados na caracterização de esgotos sanitários.

<b>Características Físicas</b>	
<b>Característica</b>	<b>Apresentação nos esgotos</b>
<b>Temperatura</b>	Influência na atividade microbiana, na solubilidade dos gases e na viscosidade do líquido, variação conforme as estações do ano, ligeiramente superior a da água de abastecimento.
<b>Cor</b>	Esgoto fresco: ligeiramente cinza / Esgoto Séptico: Cinza escura ou preta (passível de medição)
<b>Odor</b>	Esgoto fresco: odor oleoso, relativamente desagradável / Esgoto séptico: odor fétido.
<b>Turbidez</b>	Causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão
<b>Características Químicas</b>	
<b>Sólidos em suspensão</b>	Fração dos sólidos orgânicos (voláteis) e inorgânicos (fixos), que não são filtráveis
<b>Sólidos dissolvidos</b>	Fração dos sólidos orgânicos (voláteis) e inorgânicos (fixos), que são filtráveis
<b>Sólidos Sedimentáveis</b>	Fração de sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em 1 hora no cone Imhoff
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda bioquímica de oxigênio, medida a 5 dias, 20°C. Está associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos (medida indireta)
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio. Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria

---

 orgânica carbonácea (medida indireta)

<b>DBO última</b>	Demanda última de oxigênio, representa o consumo total de oxigênio, após vários dias, requerida pelos microrganismos, para a estabilização bioquímica da matéria orgânica (medida indireta)
<b>Carbono Orgânico Total</b>	Medida direta da matéria orgânica carbonácea, é determinado através da conversão do carbono orgânico em gás carbônico
<b>Nitrogênio</b>	Inclui nitrogênio orgânico e amoniacal
<b>Fósforo</b>	Nos esgotos, apresenta-se na forma de fosfatos. É um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microrganismos no tratamento biológico.
<b>pH</b>	Logaritmo negativo da concentração do íon hidrogênio. Indicador das características ácidas ou básicas do esgoto
<b>Alcalinidade</b>	Indicador da capacidade tampão do meio
<b>Cloretos</b>	Provenientes das águas de abastecimento e dos dejetos humanos
<b>Óleos e Graxas</b>	Fração da matéria orgânica solúvel em hexanos. Nos esgotos domésticos, as fontes são os óleos e as gorduras utilizados nas comidas.

**Características microbiológicas**

<b>Bactérias</b>	Organismos unicelulares apresentam-se em várias formas e tamanhos, são os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, algumas são patogênicas e causam doenças intestinais
<b>Fungos</b>	Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos. De grande importância na decomposição da matéria orgânica, podem crescer em condições de baixo pH.
<b>Protozoários</b>	Organismos unicelulares, sem parede celular, a maioria é aeróbia ou facultativa, alimentam-se de bactérias, algas e outros microrganismos, são essenciais no tratamento biológico para a manutenção de equilíbrio nos diversos grupos, alguns são patógenos
<b>Vírus</b>	Organismos parasitas, formados pela associação de material genético e uma carapaça proteica. Causam doenças e de difícil

---

---

 remoção no tratamento de água ou esgoto
 

---

**Helminhos**                      Animais superiores, ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças

---

Fonte: Adaptado de Sperling (1996) e Metcalf e Eddy (2003).

Existem diversas classificações que colocam os esgotos sob diferentes olhares a depender das concentrações dos poluentes. Metcalf e Eddy (2003), seguindo esta sistemática, trazem três classes para enquadrar este tipo de efluente (esgoto diluído, intermediário e concentrado). A tabela 2.2 mostra as concentrações para cada classe, segundo os autores, para os parâmetros sólidos totais, DQO, nitrogênio total e fósforo total.

Tabela 2.2: Classificação dos esgotos sanitários em função das concentrações dos parâmetros indicadores.

<b>Parâmetro</b>	<b>Esgoto diluído</b>	<b>Esgoto intermediário</b>	<b>Esgoto concentrado</b>
<b>Sólidos totais (mg/L)</b>	390	720	1230
<b>DQO (mg/L)</b>	250	430	800
<b>Nitrogênio Total (mg/L)</b>	20	40	70
<b>Fósforo total (mg/L)</b>	4	7	12

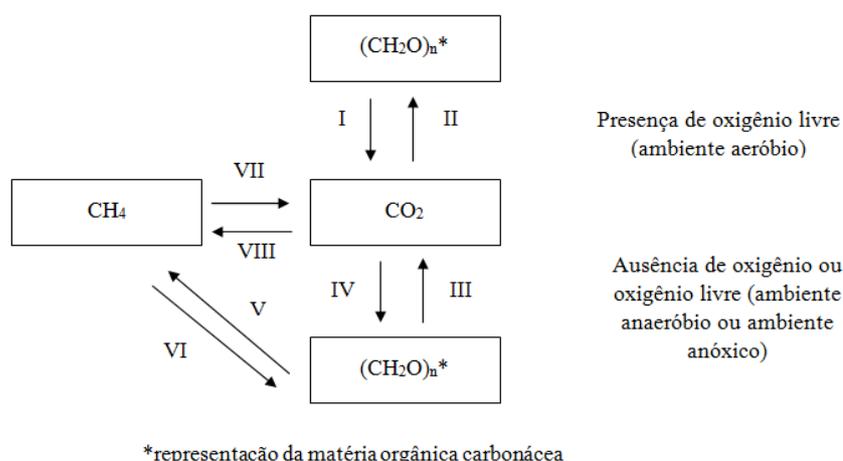
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

### 2.1.2 Matéria orgânica e os compostos de carbono

Podemos encontrar o carbono na natureza desde as suas formas mais reduzidas, às suas formas mais complexas, a exemplo dos carboidratos e as proteínas, como também nas suas formas mais oxidadas, como o metano e o gás carbônico. As reações de oxirredução que ocorrem nos compostos de carbono ocorrem de forma cíclica (ciclo do carbono), nas quais atuam diversos grupos de

microrganismos com funções metabólicas distintas. O ciclo do Carbono pode ser observado na figura 2.1, e, logo abaixo, uma descrição que envolve cada uma das etapas e os organismos atuantes nelas, a partir dos conceitos de Madigan et al. (2010).

Figura 2.1: O ciclo do carbono na natureza



Fonte: Adaptado de Madigan et al. (2010)

Dessa forma, são apresentados os processos envolvidos no ciclo do carbono na natureza:

I – Fotossíntese oxigênica: Nesse processo os organismos utilizam a luz como fonte de energia e o gás carbônico como fonte de carbono (fotoautotrófos). O  $CO_2$  é reduzido à matéria orgânica e água oxidada para  $O_2$ .

II – Respiração aeróbia: Nesse processo os organismos utilizam como fonte de carbono e energia a matéria orgânica (quimiorganoheterótrofos), em ambiente aeróbio, a matéria orgânica é oxidada a  $CO_2$  e o oxigênio é reduzido à água.

III – Respiração anaeróbia (fermentação): Também, nesse processo, a fonte de carbono e energia é a matéria orgânica, só que os organismos a realizam na ausência de oxigênio (ou outro aceptor de elétrons), através de uma cadeia transportadora. A fermentação tem como produtos finais o  $CO_2$  e outros produtos

orgânicos, como o etanol e o lactato, que não são fontes de energias, mas possuem valor comercial agregado.

IV – Fotossíntese anoxigênica: Nesse processo, o  $\text{CO}_2$  é reduzido à matéria orgânica, podendo ter como doadores de elétrons o  $\text{H}_2\text{S}$ , o enxofre elementar, como também o  $\text{H}_2$ , os organismos envolvidos são quimiolitotópicos.

V – Metanogênese (acetotrófica): Utilizando a matéria orgânica como fonte de carbono e energia (quimiorganoheterotróficos), os organismos oxidam, sem a presença de oxigênio, a matéria orgânica, principalmente o acetato, a metano.

VI e VII – Oxidação do metano: O metano é oxidado, por via aeróbia, neste caso ele passa a ser fonte de energia e carbono.

VIII – Metanogênese (hidrogenotrófica): Utilizando o gás carbônico como fonte de carbono e o hidrogênio, como fonte de energia (quimiolitotópicos), os organismos, oxidam, sem a presença de oxigênio, a matéria orgânica, principalmente o acetato, a metano.

Podemos encontrar, nos esgotos domésticos, diversos grupos de compostos orgânicos, Jordão e Pessoa (2011) citam esses grupos e a proporção média com qual eles aparecem: Proteínas (40% a 60%); carboidratos (25 a 50%); gordura e óleos (10%); uréia, surfatantes, fenóis, pesticidas (típicos de esgoto industriais).

Dentre os principais problemas relacionados ao lançamento de efluentes com altas cargas de matéria orgânica no ambiente estão a depleção do oxigênio dissolvido nos corpos hídricos, como também o desenvolvimento de condições sépticas. (Metcalf e Eddy, 2003).

Como apresentado na tabela 1, a matéria orgânica pode ser representada de forma indireta em termos de DQO, essa pode estar presente nos esgotos particulada ou dissolvida, e ainda, ser ou não biodegradável. A partir destes conceitos, Haandel e Marais (1999) trazem quatro subdivisões para a DQO nos esgotos, conforme a figura 2.2.

Figura 2.2: Divisões da DQO nos esgotos



Fonte: Adaptado de Van Haandel e Marais (1999)

### 2.1.3 Nutrientes

Será abordado aqui o comportamento dos elementos nitrogênio e fósforo na natureza, como também, de que forma tais nutrientes estão presentes nos esgotos. Duas problemáticas em relação a esses nutrientes serão levantadas, a disponibilidade de fósforo no ambiente e o problema da eutrofização.

#### 2.1.3.1 Nitrogênio

O nitrogênio pode ser encontrado na natureza nas seguintes formas: orgânico, amoniacal ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$ ), nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), óxido de nitrogênio ( $\text{NO}$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). A tabela 2.3, adaptada de Madigan et al (2010) apresenta os e números de oxidação de cada uma das formas do nitrogênio

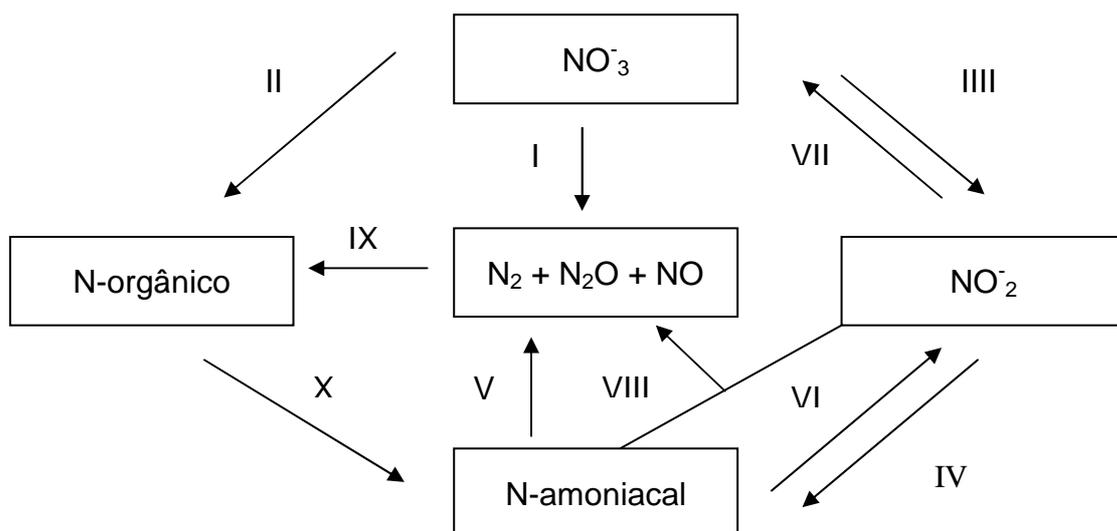
Tabela 2.3: Número de oxidação das formas de nitrogênio

Forma	Nox
<b>N-orgânico</b>	-3
<b>N-amoniacal</b>	-3
<b>N-gasoso</b>	0
<b>Oxido Nitroso</b>	1
<b>Oxido de Nitrogênio</b>	2
<b>Nitrito</b>	3
<b>Dióxido de Nitrogênio</b>	4
<b>Nitrato</b>	5

Fonte: adaptado de Midgan et al (2010).

O ciclo do nitrogênio está esquematizado na figura 2.3, e abaixo a descrição de cada etapa do processo. Alguns desses processos, que são induzidos com maior frequência no tratamento biológico de nutrientes nos esgotos sanitários, serão melhores explanados na segunda parte desta seção. Nos esgotos sanitários o nitrogênio é encontrado predominantemente nas suas formas orgânica e amoniacal.

Figura 2.3: O ciclo do nitrogênio na natureza.

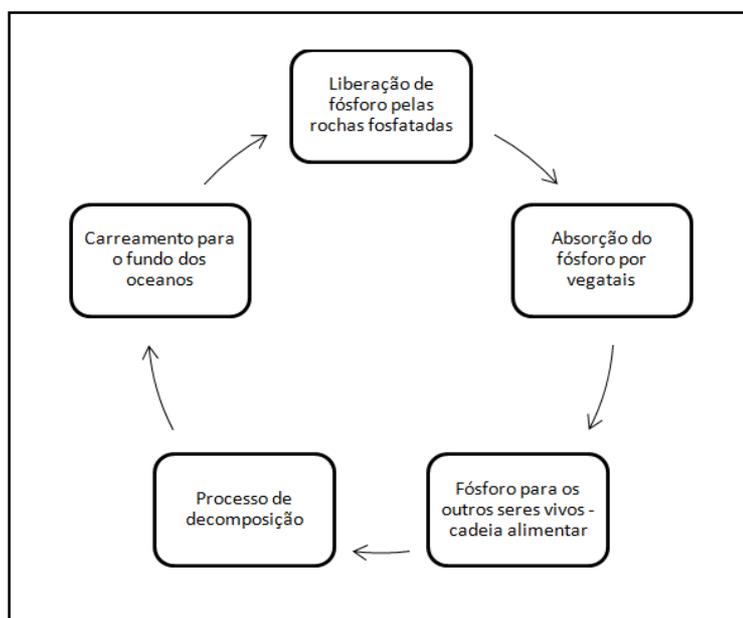


### 2.1.3.2 Fósforo

O fósforo é encontrado na natureza na forma de fosfatos. Apesar de ter um ciclo fechado, ele é considerado uma fonte finita, visto que o ciclo acontece em escala geológica. Ele é um componente essencial dos ácidos nucleicos e muitos metabolitos intermediários, tais como fosfatos de açúcar e fosfatos de adenosina, que são parte integrante do metabolismo de todas as formas de vida (Correll, 1999).

O ciclo do fósforo está explicitado na figura 2.4 a partir dos conceitos de Embrapa (2008). As rochas fosfatadas sofrem erosão e liberam compostos para o solo, os vegetais absorvem utilizam (para produção de ATP, ácidos nucleicos e outras substâncias vitais) e o fósforo é passado através da cadeia alimentar. Através do processo de decomposição o fósforo retorna ao solo sendo carregado pelas águas e conduzido para o oceano.

Figura 2.4: Ciclo do fósforo na natureza



Fonte: Adaptado de Embrapa (2008)

A Eutrofização é o processo pelo qual o estado trófico das águas é acrescido através do suprimento de nutrientes (em especial nitrogênio e fósforo). O descarte de esgotos não tratados nos corpos hídricos acelera este processo, que tem como consequências, dentre outras: a proliferação de uma grande quantidade de algas

nos corpos hídricos, a depleção do oxigênio dissolvido, e a perda de biodiversidade como também da qualidade da água (SMITH et al 1999).

Um exemplo de consequências negativa do processo de eutrofização no estado de Pernambuco, foi a contaminação da água por uma espécie tóxica de cianobactérias, ocasionando a morte de 50 pacientes em um centro de diálise, reportado por Silva et al. (1996).

Por ser considerada uma fonte finita, além dos problemas ambientais (relacionados principalmente ao processo de eutrofização) outras questões referentes ao fósforo trazem preocupação nos dias atuais.

Scholz et al. (2013) trazem alguns pontos acerca desse assunto que merecem destaque e serão pontos de discussão e pesquisa nos próximos anos: o fósforo é um elemento essencial para a segurança alimentar, as rochas fosfatadas são uma fonte finita e não renovável, os índices elevados de consumo de fósforo e o seu manejo adequado, entre outros.

A forma predominante do fósforo nos esgotos são os ortofosfatos, além dessa forma, ele pode se apresentar como fósforo orgânico, presente em certos aminoácidos (HAANDEL; MARAIS, 1999).

#### **1.4. PROCESSOS BIOLÓGICOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIOS**

Nesta parte do trabalho, serão abordados os princípios dos processos biológicos de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário. Em seguida, serão explanadas algumas considerações a respeito dos sistemas de lodo ativado, assim como, dos reatores em bateladas sequenciais com o objetivo de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo.

##### **2.2.1 Remoção de matéria orgânica no esgoto sanitário por processo biológico**

Como mostrado no ciclo do carbono, a matéria orgânica pode ser metabolizada por via anaeróbia ou por via aeróbia. A digestão anaeróbia (em sua rota convencional para oxidação de matéria orgânica) pode ser explicada de acordo

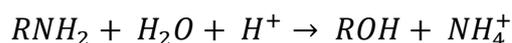
com a abordagem feita por Souza (1984): Na primeira etapa do processo, a matéria orgânica complexa é transformada em compostos simples como os ácidos orgânicos voláteis, pela ação de enzimas extracelulares, das bactérias acidogênicas e das bactérias acetogênicas (que transformam os demais ácidos voláteis em ácido acético e  $H_2$ ). Numa segunda etapa, estes produtos são transformados em  $CH_4$  e  $CO_2$  pela ação das bactérias metanogênicas.

Em ambiente aeróbio, a matéria orgânica presente nos esgotos é metabolizada com o consumo do oxigênio dissolvido presente na água. Assim, podemos identificar dois processos distintos: Reação catabólica, oxidação do material orgânico pelo oxigênio (respiração aeróbia) e a reação anabólica (síntese do material celular), desta forma o material orgânico serve como fonte energética para o catabolismo e como fonte material para o anabolismo (HAANDEL; MARAIS, 1999).

### **2.2.2 Remoção de nitrogênio no esgoto sanitário por processo biológico**

Convencionalmente, o nitrogênio é removido do esgoto sanitário pelos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

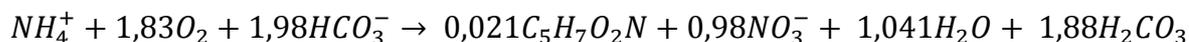
Como foi discutido, o nitrogênio presente nos esgotos sanitários está predominantemente nas suas formas amoniacal e orgânico, e, o processo de amonificação consiste na conversão da forma orgânica para a forma amoniacal. A equação 2.1 (HAANDEL; MARIAS, 1999) descreve esta reação, considerando um pH neutro que a forma salina do nitrogênio amoniacal ( $NH_4^+$ ) prevalece.



Equação 2.1 – Processo de amonificação

Estando em sua forma amoniacal, o nitrogênio pode ser oxidado no esgoto sanitário pelo processo de nitrificação, tendo com acceptor de elétrons o oxigênio. O processo de nitrificação, realizado por bactérias autótrofas, ocorre de forma

completa em duas etapas: nitrificação (oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito) e nitratação (oxidação do nitrito a nitrato). A equação 2.2 (Ahn, 2006) sintetiza esse processo.



Equação 2.2 – Processo de nitrificação

Dentre os fatores que afetam a taxa de nitrificação nos sistemas de lodos ativados temos: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e a idade do lodo (SURAMPALLI, 1997).

A taxa de nitrificação nos sistemas de lodos ativados decresce com a redução da temperatura, a temperatura ótima está entre 25°C e 35°C e o pH ótimo para a nitrificação está entre 7,5 e 9,0 (SURAMPALLI, 1997). Como pode ser visto na equação 3, a alcalinidade é consumida na nitrificação.

As maiores taxas de nitrificação devem ocorrer em concentrações de oxigênio no meio maiores que 2 mgL<sup>-1</sup> (SURAMPALLI, 1997), Carvalheira et al (2014 a) comparando à nitrificação em dois meios (2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 8 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) observaram as maiores taxas de nitrificação a 8 mgL<sup>-1</sup>. Com relação à idade do lodo, Haandel e Marais (1999) afirmam que para climas tropicais a nitrificação ocorre para valores maiores que 1,25 dias (valor facilmente mantido nos sistemas de lodos ativados devido ao crescimento da biomassa favorecido pela aeração).

A desnitrificação (realizada normalmente por microrganismos heterótrofos e em condições anóxicas) nas quais os compostos de nitrogênio (NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) são reduzidos a nitrogênio gasoso, nesse processo, o nitrato e/ou nitrito são utilizados como aceptores de elétrons e a matéria orgânica como fonte de carbono e energia (AHN, 2006). A desnitrificação também pode ocorrer junto com a remoção de fósforo, através da desfosfatação desnitrificante que será abordada no próximo tópico. A equação 2.3 (AHN, 2006) mostra o processo de desnitrificação descrito acima (nela o metanol está representando a matéria orgânica).



Equação 2.3 – Processo de desnitrificação

Para que o processo de desnitrificação se desenvolva nos sistema de lodos ativados, algumas condições devem ser observadas: (1) presença de uma biomassa bacteriana facultativa, (2) presença de nitrato e ausência de OD no licor misto, condições ambientais adequadas para o crescimento de microrganismos e (3) presença de um doador de elétrons – redutor de nitrato (HAANDEL; MARAIS, 1999).

No processo convencional de remoção de nitrogênio (amonificação, nitrificação e desnitrificação) há, respectivamente, produção, consumo e produção de alcalinidade. Obedecendo a relação descrita por Haandel e Marais (1999), conforme as equações 2.4 (Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio para o processo de amonificação), 2.5 (Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio para o processo de nitrificação) e 2.6 (Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio para o processo de desnitrificação). Na equação 2.7 (Variação da alcalinidade em função da variação de nitrogênio), é apresentada a simplificação das equações 2.4, 2.5 e 2.6.

$$\frac{\Delta Alc}{\Delta N} = 3,57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{mgN}^{-1}$$

Equação 2.4 – Relação entre a variação de alcalinidade e variação de nitrogênio no processo de amonificação

$$\frac{\Delta Alc}{\Delta N} = -7,14 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{mgN}^{-1}$$

Equação 2.5 – Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio no processo de nitrificação

$$\frac{\Delta Alc}{\Delta N} = 3,57 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{mgN}^{-1}$$

Equação 2.6 – Relação entre a variação de alcalinidade e a variação de nitrogênio no processo de desnitrificação

$$\Delta Alc_t = 3,57(\Delta N_a - \Delta N_n)$$

Equação 2.7 – Variação da alcalinidade no processo convencional de remoção de nitrogênio

### 2.2.3 Remoção de fósforo no esgoto sanitário por processo biológico

A remoção de fósforo no esgoto sanitário é realizada através de um processo conhecido como EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*). No processo EBPR sob condições anaeróbias os PAOs (Organismos acumuladores de fósforo) consomem ácidos graxos voláteis (AGVs) e os convertem em polihidroxialcanoatos (PHAs) e, em condições aeróbias, os PAOs oxidam os PHAs para o seu crescimento, reposição de glicogênio e acúmulo de fósforo (OEHMEN et. al, 2005).

Outro grupo de microrganismos, conhecido como organismos acumuladores de glicogênio (GAOs) também são capazes de capturar AGVs em condições anaeróbias e fazer sua conversão para PHAs, no entanto, eles não liberam nem capturam fósforo, não contribuindo para sua remoção (OEHMEN et al., 2005).

A depender da fonte de ácidos graxos voláteis, pode ser favorecido o crescimento de PAOs ou de GAOs. Wei et al. (2014) demonstraram trabalhando em escala de bancada que o acetato é uma excelente fonte de carbono para o desenvolvimento dos PAOs, Winkler et al (2011) trabalharam com quatro substratos (acetato, propionato, butirato e valerato) e o melhor desenvolvimento dos PAOs foi observado no experimento em que o acetato foi o substrato dominante. Wi Zeng et al (2014) utilizaram em seu experimento, separadamente acetato e propionato como fonte de carbono, a longo prazo. O experimento com propionato apresentou melhores remoções de fósforo e Oehmen et al. (2006) concluem que o propionato é mais favorável para o *EBPR* quando comparado ao acetato.

Outro fator que deve ser considerado nos sistemas que objetivam a *EBPR*, é o oxigênio fornecido na fase aeróbia. Se por um lado, no trabalho de Carvalheira et al (2014 a) demonstrou que a variação no OD, de 2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> para 8 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> influenciou a nitrificação, porém, a longo prazo, a remoção de fósforo não foi afetada significativamente. Com relação à carga orgânica, os PAOs, a longo prazo, se

adaptam bem a condições de baixa carga orgânica, 200 mgDQO.L<sup>-1</sup> (CARVALHEIRA et al, 2014b).

O fósforo também pode ser capturado em ambiente anóxico, pela atividade dos organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes (DPAOs). A fonte de carbono absorvida pelos microrganismos na fase aneróbia é utilizada na fase anóxica para a desnitrificação e remoção de fósforo (ZHOU, 2010). Os DPAOs realizam exatamente os mesmos processos que os PAOs, porém eles utilizam nitrito ou nitrato como acceptor de elétrons (ZENG, 2004)

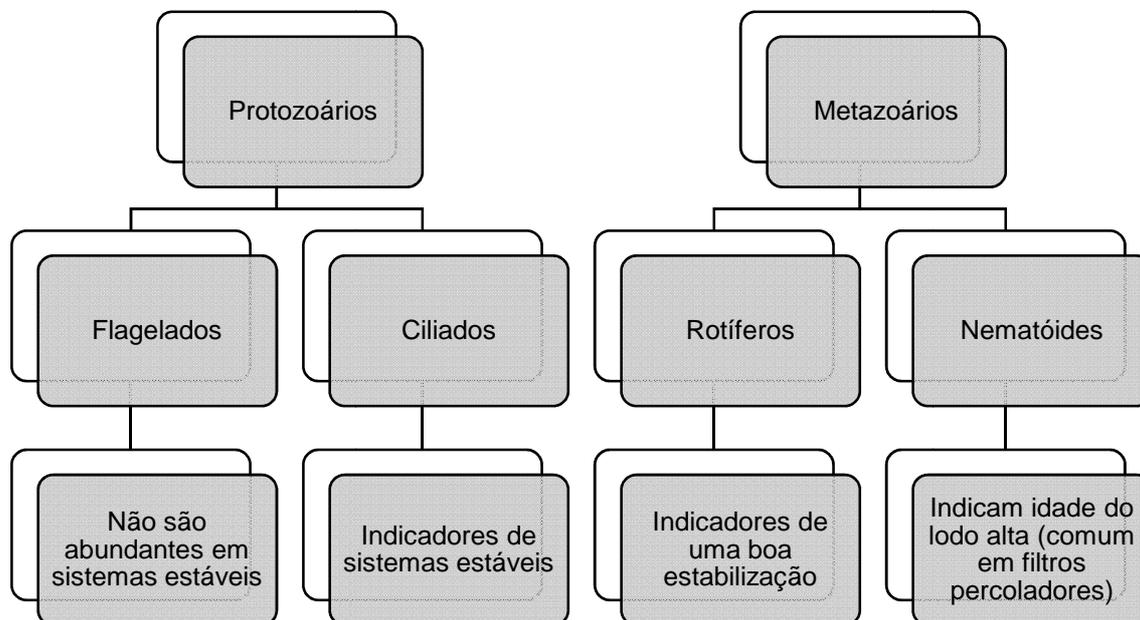
### **2.2.3 Sistemas de lodos ativados e reatores em bateladas sequenciais (RBS)**

O Sistema de lodos ativados foi descoberto (em 1914 por Ardern e Lockett) na busca de uma solução eficiente de tratamento secundário, observando que a aeração de águas residuárias municipais, além de remover material orgânico, formavam flocos macroscópicos de microrganismos que podiam ser separados da fase líquida por decantação (HAANDEL; MARAIS, 1999).

Os sistemas convencionais e em regime de fluxo contínuo de lodos ativados operam com as seguintes unidades: decantador primário, reator biológico (aerado), decantador de lodo e digestor de lodo.

Nos flocos dos sistemas de lodos ativados se desenvolvem uma série de microrganismos, que podem ser indicadores do bom ou mau funcionamento do sistema. Alguns destes (protozoários e metazoários) podem ser identificados utilizando-se microscópio óptico. Para determinar o estado do tratamento não é necessária a identificação das espécies, o reconhecimento por grupos é suficiente (VILASECA, 2001). A figura 2.5 apresenta os principais grupos de protozoários e metazoários presentes nos sistemas de lodos ativados, com suas respectivas indicações (quando predominantes).

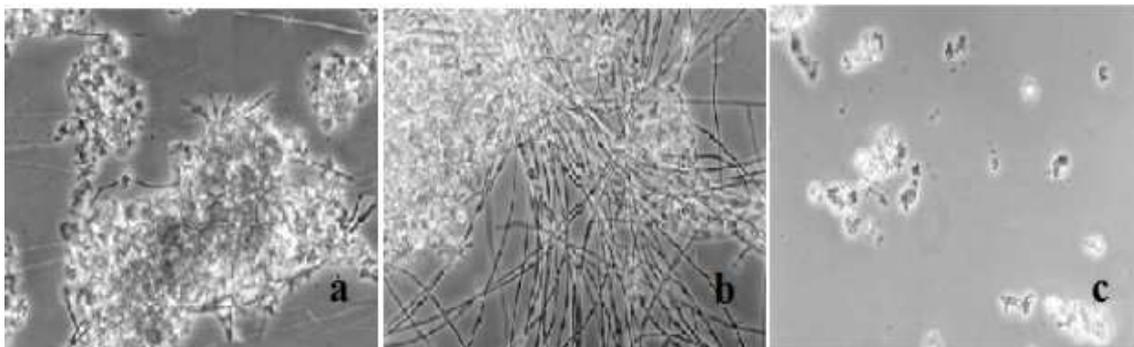
Figura 2.5: Protozoários e metazoários nos sistemas de lodos ativados



Fonte: Adaptado de Vilaseca (2001).

Com o desenvolvimento do sistema os flocos ficam mais estáveis e robustos. Figueiredo et al (1997) apresentam uma classificação pra 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, como pode ser visto na figura 2.6.

Figura 2.6: Flocos de lodos ativados segundo a classificação de Figueiredo et al (1997).



Fonte: Figueiredo et al (1997); Soares et al (2014) a- Floco ideal; b- Floco intumescido; c- floco pin point. (Ampliação 400x)

Uma das alternativas, para que, além da remoção da matéria orgânica, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) também seja alcançada é a utilização de reatores em bateladas sequenciais (RBS). Nesse tipo de configuração, todas as etapas acontecem no mesmo compartimento (enchimento; reação; sedimentação; e esvaziamento ou troca volumétrica) e as bateladas são sequenciais, com manutenção da sua biomassa.

Para promover a remoção de nitrogênio e fósforo na configuração supracitada, podem ser oferecidas na fase de reação, condições alternadas (anaeróbia, aeróbia e anóxica), com o controle da taxa de tempo e tempo de oxigenação para favorecer a ocorrência dos processos de nitrificação, desnitrificação e *EBPR* (WANG et al, 2014; LEI et al, 2014; OEHMEN et al 2006; LIU et al 2013; CARVALHEIRA et al 2014 a e b).

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1 ALIMENTAÇÃO E FUNCIONAMENTO DO SISTEMA**

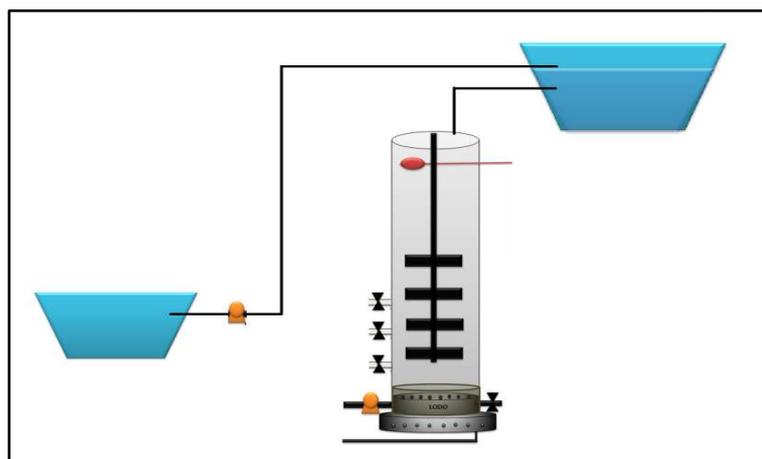
O sistema de tratamento em escala piloto, constituído por dois reatores, foi instalado na estação experimental do Grupo de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, situada dentro de uma estação de tratamento de esgotos (ETE Mangueira) localizada na cidade de Recife/PE (8° 04' 43" S, 34° 55' 28" O - elipsoide de referência: WGS 84), como pode ser visto na Figura 3.1. A estação foi projetada para atender uma população de 18.000 habitantes (MORAIS et al, 2013). Atualmente, ela funciona com tratamento preliminar (grade, caixa de areia e calha parshall), tratamento secundário (reatores UASB) e pós-tratamento (lagoa do polimento).

Figura 3.1: Localização do experimento. 1 - Tratamento preliminar, 2- Reator UASB, 3- Leitos de secagem, 4- Lagoa de polimento, 5- Estação experimental.



Para alimentar o sistema deste estudo, o esgoto afluyente canalizado após a passagem pela caixa de areia, encaminhado para um reservatório inferior e este, encaminhado para um reservatório superior, como pode ser visto na Figura 3.2. Para não haver degradação do afluyente nos reservatórios, estes eram lavados semanalmente e o esgoto afluyente trocado a cada ciclo (ou a cada batelada).

Figura 3.2: Alimentação do sistema



Fonte: Ferreira (2014)

Os reatores, construídos em PVC, possuíam altura de 150 cm e diâmetro de 40 cm, com um volume útil de 140 L, eles foram operados durante 223 dias (entre setembro de 2015 e maio de 2016). As bateladas foram sequenciais e de 8h de

duração, com troca volumétrica de 50% (a cada ciclo eram descartados 70 litros de esgoto tratado e adentravam no sistema 70 litros de afluente). Os reatores podem ser vistos na Figura 3.3.

Figura 3.3: Reatores utilizados no estudo



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 (WANG et al, 2014; LEI et al, 2014; OEHMEN et al 2006; LIU et al 2013; CARVALHEIRA et al 2014 a e b). Em um dos reatores, durante a fase aeróbia, o oxigênio foi fornecido de forma intermitente (20 minutos aerando e 10 minutos sem aeração), para que o oxigênio dissolvido no meio não ultrapassasse  $4 \text{ mgL}^{-1}$ . O tempo e a condição de cada ciclo foram estabelecidos baseados na experiência de Ferreira (2014). A sistemática utilizada para as bateladas está disposta na Tabela 3.1. 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 – Sistemática das bateladas

Fase	% do tempo	Tempo (min)
Enchimento + Anaeróbia	25,00	120
Aeróbia	50,00	240
Anóxica	15,63	75
Sedimentação + Esvaziamento	9,37	45

Todo o sistema foi automatizado, com os mesmos componentes para os dois reatores diferindo apenas na programação, onde um deles recebia a aeração de forma intermitente. 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 conectada a um rotâmetro e um sistema difusor (no interior dos reatores).

A cada novo ciclo, o CLP acionava a válvula solenoide de entrada (do tipo normalmente fechada) conectada ao reservatório superior, desta forma o reator começava seu enchimento até atingir o seu volume útil. Em seguida, o conjunto motor agitador era ativado para garantir mistura a 130 rpm.

Após duas horas de agitação, o compressor era ligado, e assim ficava por 4 horas (no caso do reator em regime intermitente essa aeração fica sendo ligada e desligada). 20 minutos após o fim da aeração, já na fase anóxica, havia um pulso de 6 segundos de esgoto bruto através da abertura da válvula solenoide. Após 1h15h da fase anóxica o agitador era desligado para o processo de decantação e esvaziamento (com 50% de troca), para assim, iniciar um novo ciclo.

### 3.2 AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE

O afluente do sistema foi avaliado durante os 223 dias de operação, com coletas semanais, totalizando 27 coletas. Foram avaliados os parâmetros de interesse: (1) matéria orgânica (DQO - bruta e dissolvida), (2) Nitrogênio (NTK -

bruto e dissolvido e nitrogênio amoniacal), (3) Fósforo (Fósforo - bruto e dissolvido, ortofosfato) e (4) os parâmetros de controle: série de sólidos, ácidos graxos voláteis, pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, potencial redox e alcalinidade. Os métodos e referências utilizadas estão dispostas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Características do afluente avaliadas

<b>Matéria orgânica</b>		
<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Referência</b>
<b>DQO</b>	Colorimétrico	SM 5220D
<b>Nitrogênio</b>		
<b>NTK</b>	Macro digestão kjeldahl	SM 4500 N-org. B
<b>Amoniacal</b>	Titulométrico	SM 4500 N-NH <sub>3</sub> C
<b>Fósforo</b>		
<b>Fósforo Total</b>	Ácido ascórbico	SM 4500 P E
<b>Ortofosfato</b>	Ácido ascórbico	SM 4500 P E
<b>Parâmetros de controle</b>		
<b>pH</b>	Potenciométrico	Multiparametro HACH CO HQ40d
<b>Potencial redox</b>	Potenciométrico	Multiparametro HACH CO HQ40d
<b>Temperatura</b>	Potenciométrico	Multiparametro HACH CO HQ40d
<b>Condutividade</b>	Potenciométrico	Multiparametro HACH CO HQ40d
<b>Oxigênio dissolvido</b>	Potenciométrico	Multiparametro HACH CO HQ40d
<b>Ácidos graxos voláteis</b>	Purga e armadilha (coluna cromatográfica)	SM 6200 B
<b>Alcalinidade</b>	Titulométrico	SM 2320
<b>Sólidos</b>	Gravimétrico	SM 2540

Fonte: SM - APHA (2012).

Para avaliar se os parâmetros possuíam distribuição normal foi aplicado o teste Shapiro-Wilk, recomendado por Normando et. al (2010), a realização do teste foi feita com o uso software Assistat® com confiabilidade de 95%. Para a qualificação do esgoto na classificação em forte, médio ou fraco, os resultados obtidos foram comparados com a classificação de Metcalf e Eddy (2003).

A partir da DQO média do afluente foi possível determinar a carga orgânica aplicada (COA) afluente ao sistema,- Equação 3.1 , considerando a entrada de 210 litros diários de esgoto (3 ciclos de 8 horas com entrada de 70 litros por ciclo).

$$COA \left( \frac{kgDQO}{dia} \right) = \text{Concentração de DQO} \left( \frac{kg}{L} \right) * \text{Vazão diária de esgoto} \left( \frac{L}{dia} \right)$$

Equação 3.1 – Carga orgânica aplicada

### 3.3 AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA

Para este estudo, não foi utilizado inóculo para o sistema, para que, a biomassa pudesse se desenvolver já adaptada as condições propostas. Assim, o crescimento da biomassa foi acompanhando através do parâmetro sólidos suspensos voláteis do licor misto (SSVLM).

Ao longo do tempo de operação também foram feitas observações no microscópio (frequência semanal) da biomassa 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.

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

Para o período de maior estabilidade dos reatores foi verificada a relação entre sólidos suspensos voláteis do licor misto e sólidos suspensos totais (SSV/SST) comparando-a com outras literaturas.

### 3.4 AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE DA BIOMASSA

Atividade da biomassa foi avaliada sob três aspectos: (1) taxa de consumo de oxigênio para sua respiração de base (quando não há nenhum substrato no meio), (2) para a nitrificação e (3) para o consumo de matéria orgânica. As análises foram feitas a partir de uma adaptação da metodologia descrita por Schimidell (2001) e com a utilização do respirômetro Beluga®.

Semanalmente, um litro do licor misto foi submetido a um período de 24h a 4h de aeração, tempo suficiente para a oxidação máxima da matéria orgânica e nitrificação. Desta forma os testes (respirometria) eram feitos em três fases:

1. Respiração basal: O meio, sem adição de nenhum substrato, era submetido a aeração e a mesma era desligada, para que se fosse medida a taxa de consumo de oxigênio
2. Nitrificação: Era feita a medição da alcalinidade parcial, e realizada a adição de bicarbonato no meio para favorecer a nitrificação (considerando que na nitrificação há produção de 2 mol de  $H^+$  por mol de nitrato produzido – Van Haandel e Marais, 1999). Após era adicionado cloreto de amônio como fonte de nitrogênio amoniacal (concentração de  $0,15\text{ gL}^{-1}$  no meio). O mesmo procedimento de oxigenar e desligar a oxigenação era realizado e as taxas de consumo eram medidas.
3. Consumo de matéria orgânica: Após o termino da nitrificação era adicionado um inibidor para a nitrificação, N-allylthiourea (concentração de  $0,03\text{ gL}^{-1}$  no meio ) e, como fonte de matéria orgânica acetato de sódio

(concentração de 0,24 gL<sup>-1</sup> no meio), a oxigenação era ligada e desligada para se medir a taxa de consumo de oxigênio.

Com as taxas de consumo de oxigênio medidas nessas três etapas, a taxa específica pode ser determinada, através da equação 3.2:

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

Equação 3.2 – Taxa específica de consumo de oxigênio.

### **3.5 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO GLOBAL DAS VARIÁVEIS DE INTERESSE.**

Semanalmente também foram feitas coletas dos efluentes das bateladas para que, dessa forma fosse possível avaliar a eficiência do sistema (os parâmetros e metodologias utilizadas foram às mesmas descritas para o afluente). Foram feitas avaliações da remoção de matéria orgânica (em termos de DQO) nitrogênio e fósforo para o período de melhor estabilidade dos reatores.

Para a DQO foram medidas as eficiências remoção de DQO total (DQO<sub>t</sub>) e DQO solúvel (DQO<sub>s</sub>).

A remoção de nitrogênio também foi avaliada no período de estabilidade dos reatores, a mesma foi observada sob dois aspectos, remoção de nitrogênio amoniacal (eficiência de nitrificação), como também eficiência global de remoção de nitrogênio, considerando todas as formas de nitrogênio na entrada e saída do sistema. A avaliação global da remoção de fósforo no processo foi feita a partir dos dados de entrada e saída dos parâmetros fósforo total e ortofosfato.

### 3.6 AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DAS VARIÁVEIS DE INTERESSE.

Ao longo do período de estabilidade dos reatores foram realizados perfis temporais dentro das bateladas, para que fosse possível observar a dinâmica das variáveis de interesse dentro dos reatores. Todas as análises realizadas no perfil foram feitas com as amostras filtradas na membrana de 1,2  $\mu\text{m}$ , e, para as determinações de fósforo 0,45  $\mu\text{m}$ . Os pontos avaliados durante os perfis temporais estão descritos na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Sistemática utilizada para realizações dos perfis temporais.

Ponto	Fase	Hora da batelada
1	Afluente	-
2	Mistura/Anaeróbia	0
3	Anaeróbia	1
4	Anaeróbia/Aeróbia	2
5	Aeróbia	3
6	Aeróbia	4
7	Aeróbia	5
8	Aeróbia/Anóxica	6
9	Anóxica	6,3
10	Anóxica/Sedimentação	7,25
11	Sedimentação	7,75
12	Efluente	8

Com os perfis temporais foi possível ver, para a matéria orgânica, o seu comportamento de degradação tanto em ambiente anaeróbio e aeróbio. Para o nitrogênio, a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação, e o momento em que cada processo acontecia. Para o reator de regime de aeração intermitente, durante a fase aeróbia foi observado o comportamento do oxigênio dissolvido no mesmo.

Foi feita a avaliação do processo *EBPR*, com a observância da liberação e consumo de fósforo nas diferentes fases do processo, assim como o tempo necessário para a estabilização da remoção do mesmo no reator.

### **3.7 COMPARATIVO ENTRE RC E RI**

Com os dados das eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo para os períodos de maior estabilidade dos reatores, ou seja período em que os resultados de remoção apresentaram distribuição normal segundo o teste de Shapiro-Wilk, foi realizada o comparativo entre os mesmos, para que se observasse qual deles teve de uma maneira geral um melhor comportamento.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 CARACTERÍSTICAS DO AFLUENTE**

Os resultados obtidos a partir da avaliação do afluente do sistema estão dispostos na Tabela 4.1. Dos parâmetros avaliados, os que não apresentaram distribuição normal segundo o teste de Shapiro-Wilk foram: DQO total, fósforo total, ortofosfato, oxigênio dissolvido, alcalinidade total e sólidos totais.

Por se tratar de esgoto predominantemente doméstico, o mesmo pode ter sido afetado por diversos fatores ao longo do tempo de operação, ainda sim, diversos parâmetros apresentaram uma distribuição normal (DQO solúvel, NTK, nitrogênio amoniacal, temperatura, pH, potencial redox e alcalinidade parcial). Borges (2003) cita alguns fatores que podem interferir nas características dos esgotos: clima, hábitos e nível de vida da população, presença de indústrias, preço da tarifa, perdas de água no sistema, pressão na rede.

Tabela 4.1 –Características do afluente.

Parâmetro	Unidade	Número de Pontos	Média	Desvio	Dist. Normal*
DQOt	mgL <sup>-1</sup>	27	303,9	166,2	NÃO
DQOs	mgL <sup>-1</sup>	26	96,2	28,1	SIM
P-Total	mgL <sup>-1</sup>	27	1,6	1,0	NÃO
Ortofosfato	mgL <sup>-1</sup>	26	1,1	0,6	NÃO
NTK	mgL <sup>-1</sup>	26	31,8	6,5	SIM
N-amoniacal	mgL <sup>-1</sup>	27	21,0	3,8	SIM
Temperatura	°C	18	29,6	0,9	SIM
Redox	mV	19	-217,8	87,6	SIM
OD	mgL <sup>-1</sup>	20	0,6	0,9	NÃO
Condutividade	µScm <sup>-1</sup>	19	905,2	94,3	SIM
pH	-	22	6,8	0,4	SIM
Sólidos Totais	mgL <sup>-1</sup>	24	643,3	153,7	SIM

\*Aplicação do teste de Shapiro-wik.

Observando as características do afluente e comparando com a classificação de Metcalf e Eddy (2003), podemos inferir que o mesmo possui características de esgoto diluído, esta comparação pode ser vista na tabela 4.2.

Tabela 4.2 –Características do afluente Comparação do afluente estudado com a classificação de Metcalf e EDDY (2003)

Parâmetro	Esgoto diluído	Esgoto intermediário	Esgoto concentrado	Afluente do estudo
Sólidos Totais (mgL <sup>-1</sup> )	390	720	1230	643,7
DQO (mgL <sup>-1</sup> )	250	430	800	303,9
Nitrogênio Total (mgL <sup>-1</sup> )	20	40	70	31,8
Fósforo Total (mgL <sup>-1</sup> )	4	7	12	2,8

Com uma DQO média de 303,9 mg/L, temos uma COA (aplicando-se a equação 3.1) de 63,8 gDQO<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>. Devido à baixa concentração de fósforo no esgoto afluente, 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 PAOs.

O esgoto afluente, já adentrava no sistema com parte da DQO na forma de ácidos graxos voláteis (forma em que os PAOs capturam a matéria orgânica no processo *EBPR*), numa média de 38,5 mgL<sup>-1</sup> de ácido acético e 6,2 mgL<sup>-1</sup> de ácido propiônico. Wei et al (2014), que tiveram resultados satisfatórios com o acetato como fonte principal de carbono, trabalharam numa faixa de concentração do mesmo entre 296 mgL<sup>-1</sup> e 586 mgL<sup>-1</sup> (vale salientar que toda a DQO fornecida ao sistema, no trabalho de Wei et al 2014, foi através dos ácidos graxos voláteis).

Desta forma, as concentrações de fósforo e de AGVs no afluente do estudo são um desafio para a viabilização do processo *EBPR*.

## **4.2 AVALIAÇÃO DO REATOR EM REGIME DE AERAÇÃO CONTÍNUA**

Será avaliado neste tópico o comportamento do reator que operou em sistema de aeração contínua durante a fase aeróbia. Inicialmente será mostrado como se comportou o crescimento da biomassa ao longo do tempo assim como suas características operacionais.

Também será feita uma avaliação global da remoção dos parâmetros de interesse, como também uma avaliação da sua dinâmica ao longo das bateladas, através de perfis temporais com duas concentrações de biomassa diferentes. Para este reator, a estabilidade foi alcançada entre os dias 174 e 216.

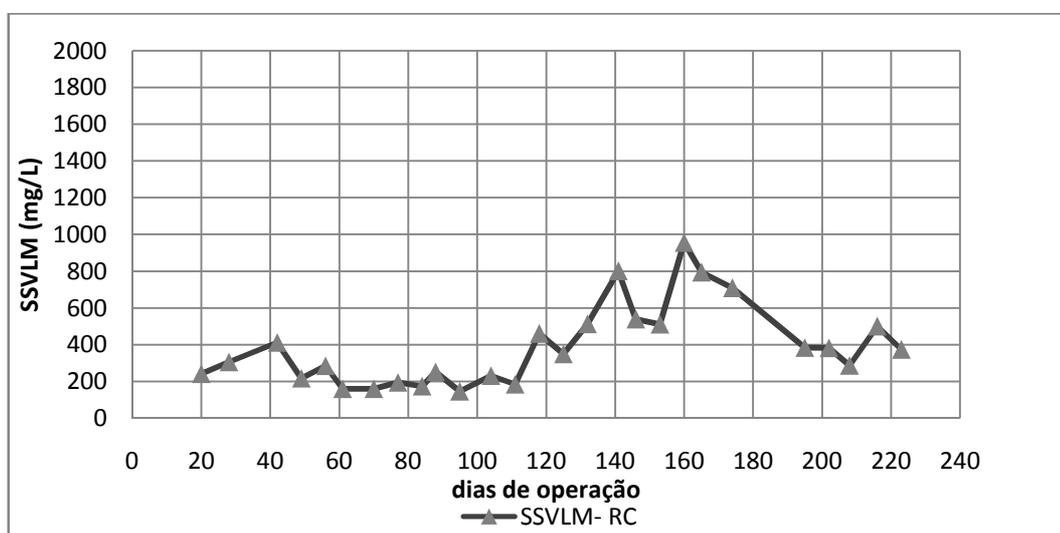
### **4.2.1 Crescimento e comportamento da biomassa do reator de aeração contínua (RC)**

Como o estudo não utilizou inóculo a partir do vigésimo dia de operação o crescimento da biomassa começou a ser observado através do parâmetro SSVLM.

Devido a vazamentos no sistema durante o período de operação não foi possível determinar a idade do lodo do sistema sendo a mesma controlada de forma involuntária. A Figura 4.1 mostra o crescimento da biomassa neste reator.

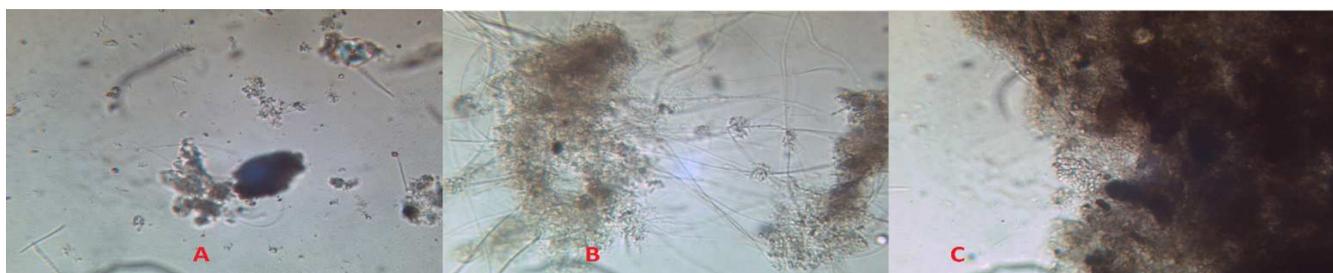
A relação de SSV/SST no licor misto do reator, no período de estabilidade, apresentou média de 0,74. Carvalheira et al (2014 b) trabalharam com valores entre 0,57 e 0,64 em reatores RBS com PAOs e entre 0,94 e 0,96 com GAOs, Bueno (2016) trabalhou com lodos ativados encontrou valores entre 0,69 e 0,71.

Figura 4.1: Crescimento da biomassa no reator de aeração contínua



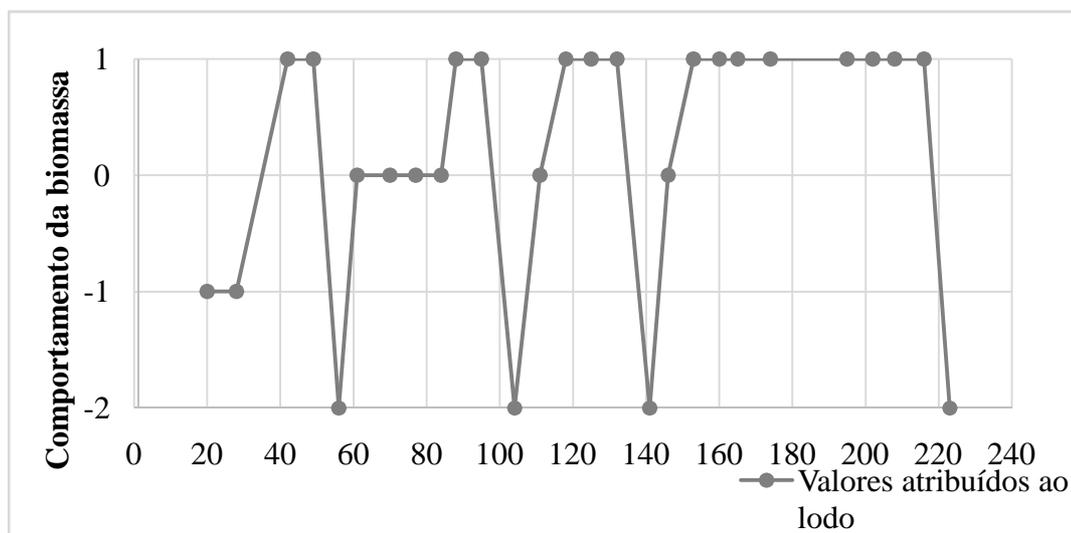
A classificação do lodo observado no microscópio como pin point, intumescido e ideal (Figura 4.2), mostrou que o melhor comportamento dos flocos se deu no período entre os dias 153 e 216 de operação. Para melhor visualização destes resultados, a Figura 4.3 apresenta o comportamento do lodo segundo a classificação proposta por Figueiredo et. al (1997). Em uma adaptação foi atribuído o valor -1 para o lodo pin point, 0 para intumescido, 1 para floco ideal e -2 para problemas operacionais no sistema.

Figura 4.2: Observação de diferentes comportamentos dos flocos no sistema. a) Floco pin point b) Floco intumescido c) Floco ideal. (Ampliação de 400x).



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  $300 \text{ mgL}^{-1}$ .

Figura 4.3: Comportamento da biomassa do reator de aeração contínua ao longo do tempo de operação



As observações no microscópio mostraram a presença em abundância de organismos semelhantes aos protozoários do grupo dos pedunculados, durante todo período de operação, como também, para o período de estabilidade do sistema, após o dia 160 foi também observado o aparecimento de organismos semelhantes a rotíferos. Vilaseca (2001) aponta esses dois grupos, dentre outros, como indicadores de estabilidade do sistema de lodos ativados. Estas observações estão dispostas na Figura 4.4.

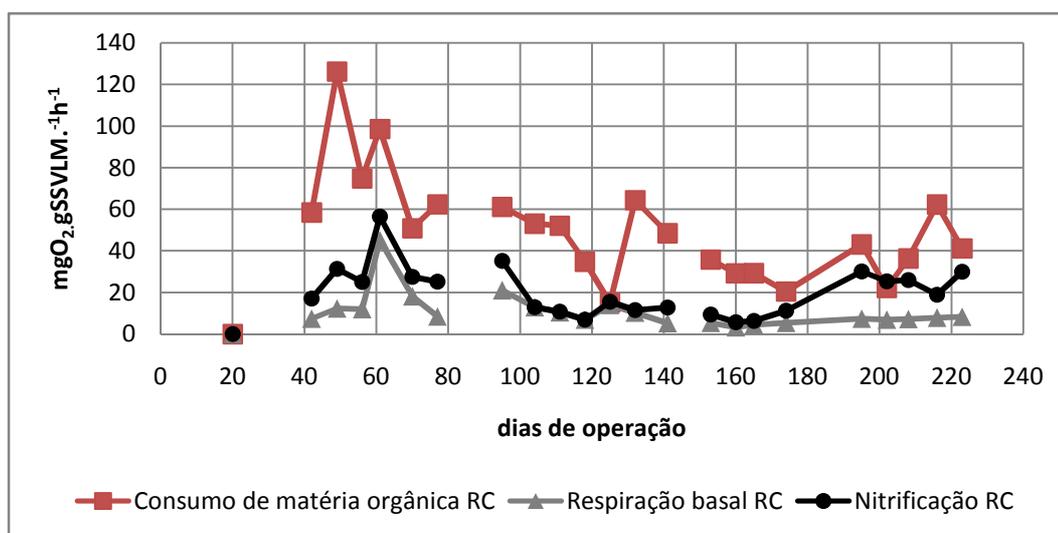
Figura 4.4: Microrganismos predominantes no reator de aeração contínua  
Protozoários pedunculados (400x) B – Rotífero (400x)



#### 4.2.2 Atividade da biomassa no reator de aeração contínua

A Figura 4.5 mostra os resultados dos testes de respirometria realizados no período de operação, onde é observada a taxa específica de consumo de oxigênio para a respiração basal, consumo de matéria orgânica (bactérias heterótrofas oxidadoras de matéria orgânica) e nitrificação (bactérias autótrofas nitrificantes).

Figura 4.5: Resultados dos testes de respirometria no reator de aeração contínua.



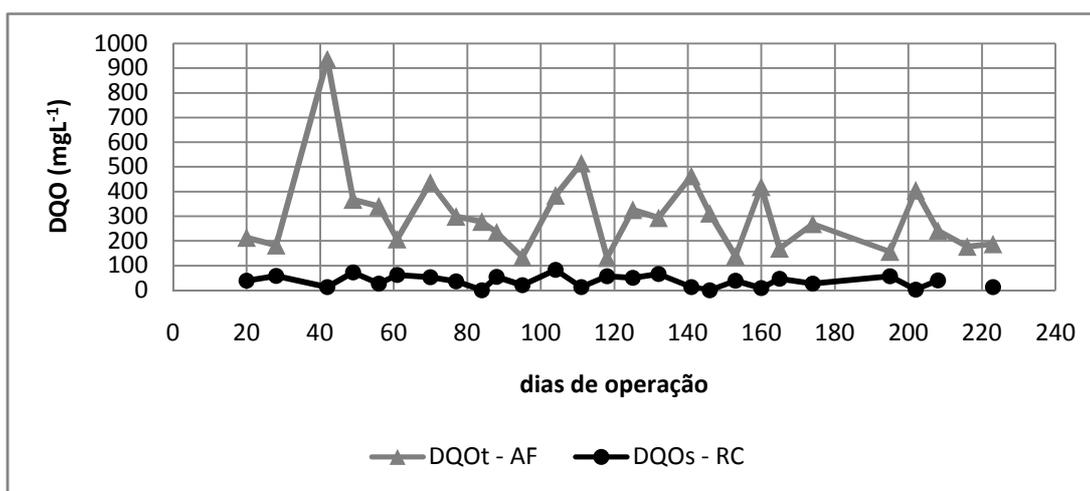
No período de estabilidade do reator as taxas de oxidação de matéria orgânica entre e nitrificação foram de respectivamente de  $36,9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSVLM}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  e  $22,3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSVLM}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Bueno (2016) em seu experimento com lodos ativados no ano de 2015 obteve taxas de consumo para oxidação da matéria orgânica e nitrificação de respectivamente de  $23 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSVLM}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  e  $10 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSVLM}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ .

#### 4.2.3 Avaliação global de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do reator de aeração contínua.

Para a remoção de matéria orgânica (avaliada em termos de DQO), no período de estabilidade do sistema, foi observada uma remoção média de 78% da DQOt, e quando comparada a DQOt afluyente com a DQOs efluente também foi observado uma remoção de 78%, vale salientar que a remoção de DQO no reator já havia sido estabilizada antes (desde o dia 160 de operação) da estabilização do

sistema. Chen et al (2015), operando um sistema semelhante (fluxo contínuo e em escala de bancada) obtiveram eficiências entre 83% e 90%. A figura 4.6 mostra o comportamento da DQO para este reator ao longo do período de operação, vale salientar que no dia 42 de operação houve uma limpeza das bocas de lobo da região, trazendo um aumento da DQO afluente.

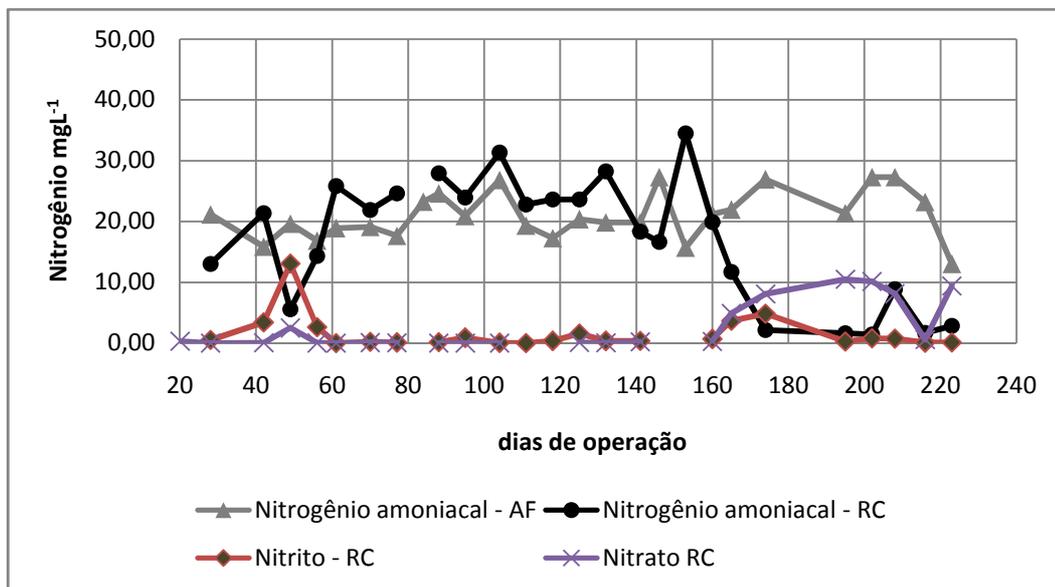
Figura 4.6: Comportamento da DQO no reator de contínua ao longo do período de operação.



A remoção de completa de nitrogênio não ocorreu de forma satisfatória devido como será apresentado, a ineficiência do processo de desnitrificação. Neste período de estabilidade do sistema foi obtida uma remoção de 97% de nitrogênio amoniacal e 63% de remoção de nitrogênio total.

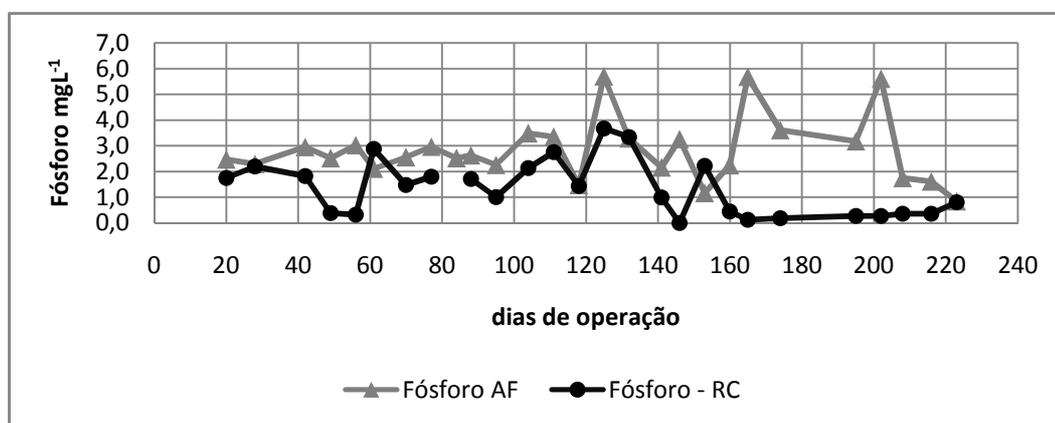
Estudos em escala de laboratório (WINKLER et al, 2011; LI et al 2014) já observaram eficiência de remoção de nitrogênio total acima de 85%, sugerindo que a fase anóxica (fase de desnitrificação) do presente estudo pode ser otimizada. A Figura 4.7, mostra o comportamento do nitrogênio no reator de aeração contínua ao longo do período de operação do sistema.

Figura 4.7: Comportamento do nitrogênio no reator de regime de aração contínua ao longo do período de operação.



A remoção de estável de fósforo sugere uma ocorrência satisfatória do processo *EBPR*. No período de estabilidade o sistema apresentou uma remoção média de 88% para fósforo total e 86% para ortofosfato, semelhante à matéria orgânica, a remoção de fósforo já havia se estabilizado no sistema desde o dia 160 de operação. Wi Zeng et al (2014) obtiveram eficiências entre 52% e 92% e Li et al (2014) 95%. A Figura 4.8 mostra o comportamento do fósforo ao longo do período de operação do reator.

Figura 4.8: Comportamento do fósforo no reator de aeração contínua ao longo do período de operação.

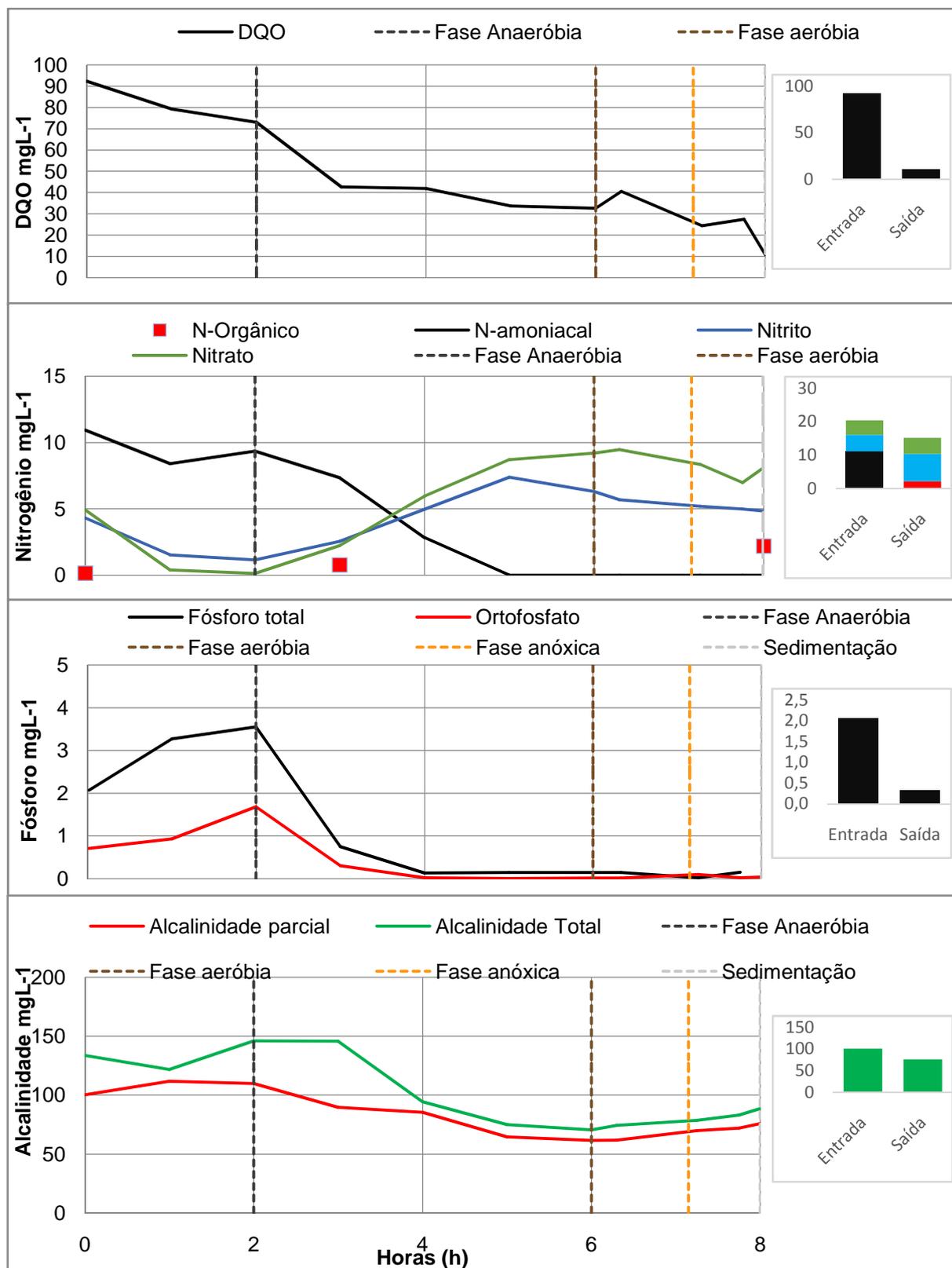


#### **4.2.4 Avaliação da flutuação da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração contínua.**

Durante o período de maior estabilidade deste reator foi realizado o perfil do reator, para a observação da dinâmica dos parâmetros ao longo da batelada.

A Figura 4.9 mostra a dinâmica da matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e alcalinidade no reator de aeração contínua, quando o mesmo esteve com  $0,7 \text{ gSSVLM.L}^{-1}$ . Na figura, (o ponto 0 no eixo X corresponde as concentrações da mistura do afluyente com o esgoto remanescente no reator (70 L) do ciclo.

Figura 4.9: Dinâmica da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração contínua.



As maiores taxas de consumo de DQO são verificadas na primeira hora da fase anaeróbia e na primeira hora da fase aeróbia, o que reflete, provavelmente a oxidação da matéria orgânica de fácil biodegradação.

Como a desnitrificação não vem ocorrendo de forma tão eficiente há acúmulo de nitrito e nitrato no reator, sendo assim, na primeira hora da fase anaeróbia, temos um ambiente anóxico e ocorrência de desnitrificação, a mesma acontece por completo, pois, não há limitação de matéria orgânica. A nitrificação pode ser observada quando já há uma estabilidade do processo de oxidação da matéria orgânica, entre a terceira e quarta hora da batelada, a mesma ocorre até a quinta hora.

O processo *EBPR* acontece de forma satisfatória, como liberação de fósforo no meio na fase anaeróbia, e consumo na fase aeróbia, na quarta hora da batelada a biomassa já tem acumulado todo o fósforo.

Há produção de alcalinidade na fase anaeróbia de forma discreta, acompanhando o processo de amonificação que também ocorre de forma discreta, visto que o nitrogênio entrou no meio já amonificado. 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.

Aplicando a equação 4 para o processo de nitrificação do sistema é observada uma variação de alcalinidade teórica de  $50,4 \text{ mgL}^{-1}$ , enquanto a variação real foi de  $44,9 \text{ mgL}^{-1}$ . Deve ser considerado que metodologias diferentes foram utilizadas para determinação do nitrogênio na sua forma amoniacal e na sua forma de nitrato, e cada um deles, tem erros associados.

A fonte de carbono fornecida não foi suficiente para promover uma desnitrificação eficiente, em contrapartida, a mesma também não provocou liberação de fósforo.

Uma via que pode ser estudada para melhorar o processo de desnitrificação neste reator, é a redução da fase aeróbia, para que, com fósforo na fase anóxica se estimule o crescimento de DPAOs e a ocorrência da desfosfatação desnitrificante.

### **4.3 AVALIAÇÃO DO REATOR EM REGIME DE AERAÇÃO INTERMITENTE (RI)**

Neste tópico serão apresentados os resultados do reator que em sua fase aeróbia teve regime de aeração intermitente. A sistemática de apresentação dos resultados será feita de forma semelhante à feita para o reator de aeração contínua.

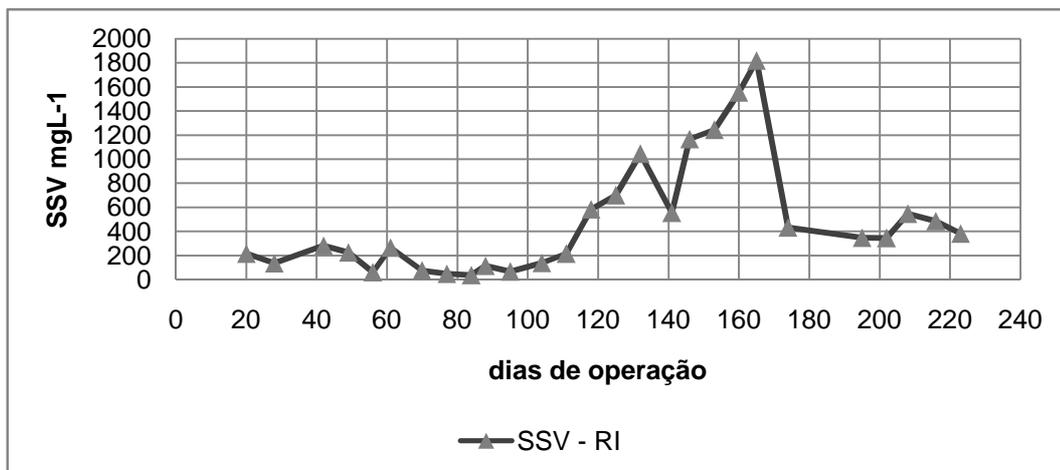
Neste reator, o sistema esteve estável também entre os dias 174 e 216 de operação, apesar dos processos de nitrificação e desnitrificação não conseguirem estabilidade.

#### **4.3.1 Crescimento e comportamento da biomassa no reator de aeração intermitente.**

Também não foi utilizado inóculo para este reator e a observação da biomassa no mesmo (através do parâmetro SSVLM) foi feita a partir do vigésimo dia de operação. No período compreendido entre os dias 118 e 223 foi observado as melhores concentrações de biomassa no reator sendo alcançado concentrações acima de  $1\text{gSSVLM.L}^{-1}$  no período compreendido entre os dias 146 e 165, chegando a  $1,8\text{ gSSVLM.L}^{-1}$  (quase 2 maior que o valor máximo de SSVLM do reator de aeração intermitente,  $956\text{ gSSVLM.L}^{-1}$ ). A Figura 4.10 mostra o crescimento da biomassa no reator de aeração intermitente.

Este reator também teve problemas com vazamentos ao longo do período de operação, também não sendo possível calcular a idade do lodo, para o período compreendido entre os dias 160 e 216 a relação de SSV/SST no licor misto do mesmo neste período esteve numa média de 0,75.

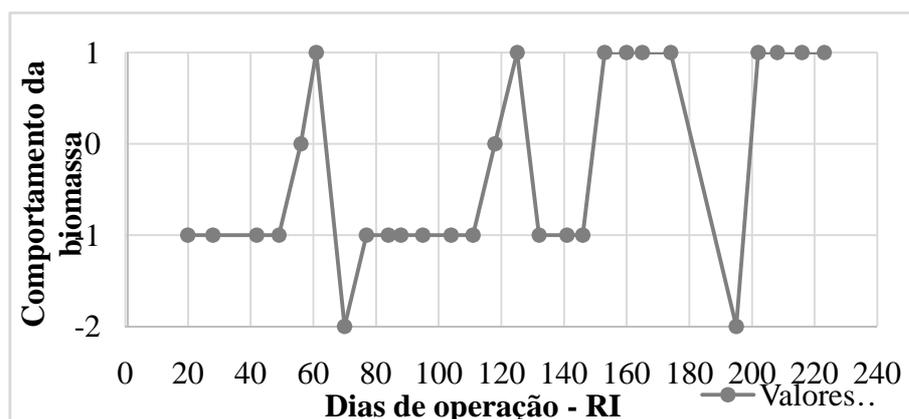
Figura 4.10: Crescimento da biomassa no reator de regime de aeração intermitente



Com relação ao aspecto da biomassa a mesma já apresentava características de floco ideal a partir do dia 153 de operação, sendo prejudicada no dia 195 (os resultados para este período foram desconsiderados para este reator) por problemas no sistema de aeração e rapidamente voltando as suas características regulares. A figura 4.11 expressa o comportamento da biomassa do reator de aeração intermitente.

Foi observado que mesmo com concentrações acima de 500 (período entre os dias 120 a 140)  $\text{mgSSV.L}^{-1}$ , a biomassa, para esta configuração, apresentou maiores dificuldades em se manter com características de floco ideal. Com relação aos grupos de microrganismos predominantes nas observações, foi possível observar ocorrências semelhantes às do reator de aeração contínua (ciliados pedunculados e rotíferos).

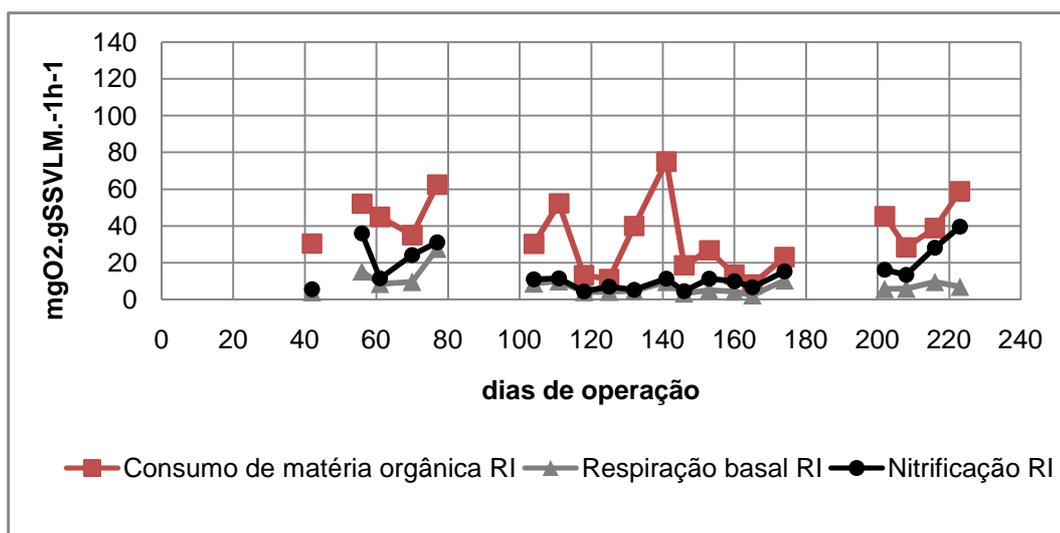
Figura 4.11: Comportamento da biomassa do reator de aeração intermitente ao longo do período de operação.



### 4.3.2 Atividade da biomassa no reator de aeração intermitente

No período de estabilidade de reator a taxas de consumo de oxigênio médias para oxidação da matéria orgânica e para a nitrificação foram de respectivamente  $33,8 \text{ mgO}_2\text{gSSVLM}^{-1}\text{h}^{-1}$  e  $18,3 \text{ mgO}_2\text{gSSVLM}^{-1}\text{h}^{-1}$ . A Figura 4.12 mostra os resultados dos testes de respirometria para este reator.

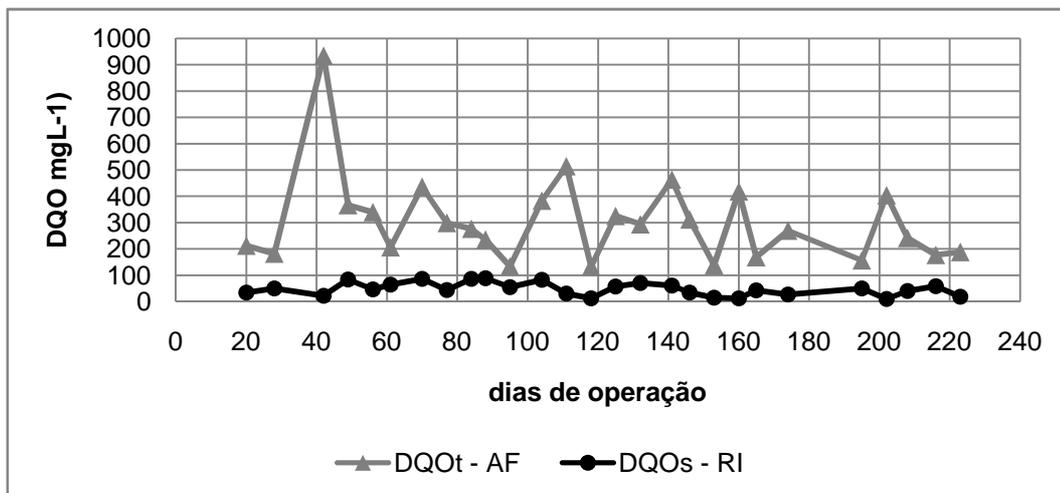
Figura 4.12: Resultado dos testes de respirometria no reator de aeração intermitente



### 4.3.3 Avaliação global de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do reator de aeração intermitente.

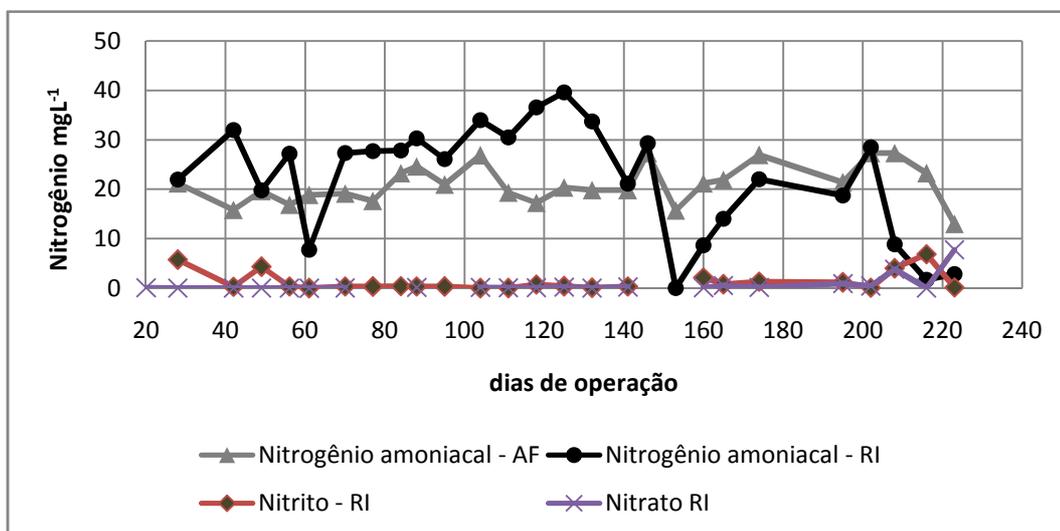
Para remoção de DQO, no período de estabilidade, foi obtida uma para DQOt e DQOt comparada com a DQOs de respectivamente 77% e 81%. A Figura 4.13 apresenta o comportamento da DQO neste reator durante o período de operação.

Figura 4.13: Comportamento da DQO no reator de contínua ao longo do período de operação.



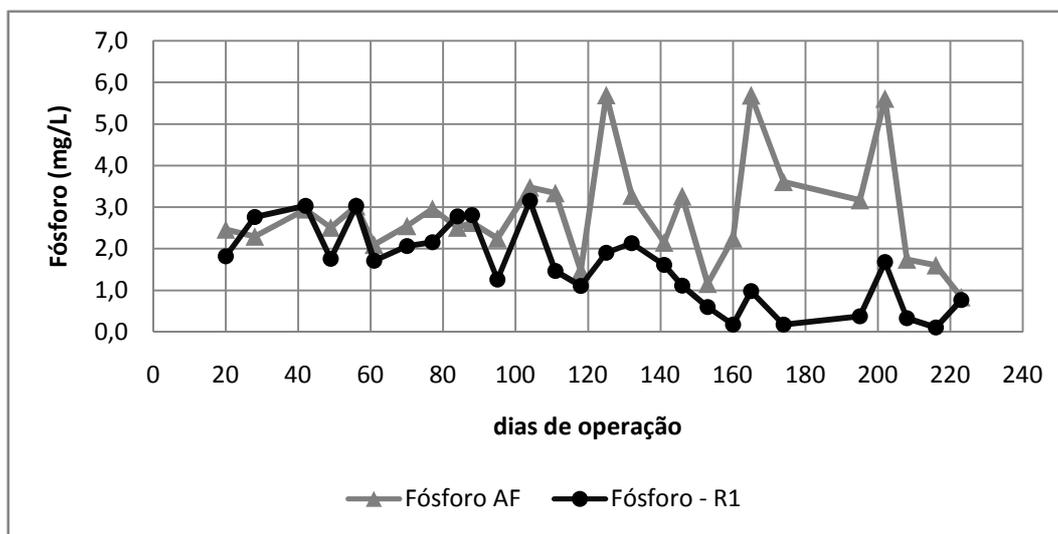
A remoção de nitrogênio não se apresentou estável neste reator, apenas uma tendência à estabilização nos três últimos pontos de coleta com eficiência de remoção de nitrogênio total inferior a 55%. Carvalheira et al (2014a) reportam que a nitrificação pode ser inibida em ambientes com baixo nível de oxigênio dissolvido, porém a remoção de fósforo não sofre impacto. A Figura 4.14 mostra o comportamento do nitrogênio no reator de aeração intermitente ao longo do período de operação.

Figura 4.14: Comportamento do nitrogênio no reator de aeração intermitente ao longo do período de operação.



A remoção de fósforo, no período de estabilidade, apresentou uma remoção média de 86% para o fósforo total e 88% para ortofosfato e o comportamento do fósforo neste reator é apresentado na Figura 4.15.

Figura 4.15: Comportamento do fósforo no reator de aeração intermitente ao longo do período de operação

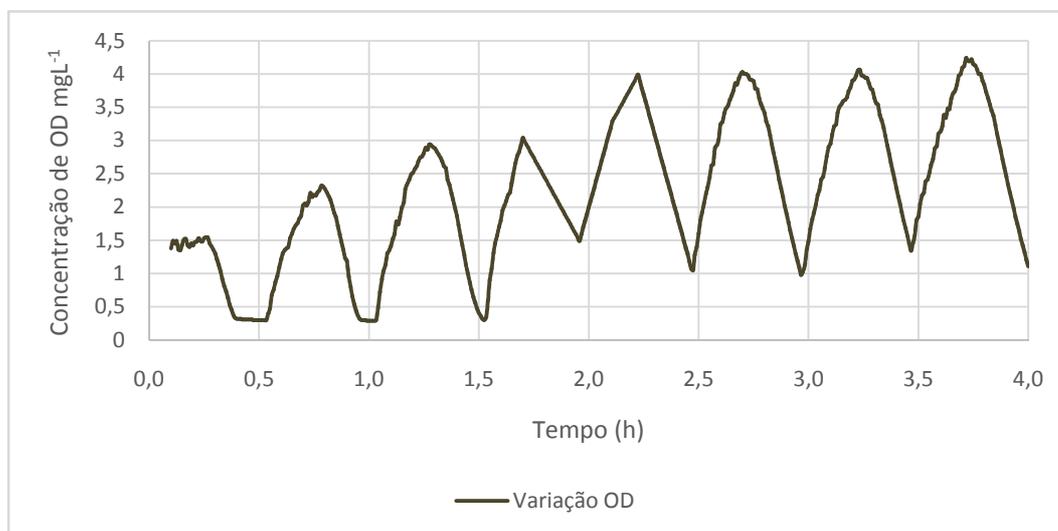


#### 4.3.4 Avaliação da flutuação da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração intermitente.

Durante o período de estabilidade do reator de aeração intermitente foram realizados perfis temporais, para representar o comportamento de seus parâmetros serão apresentados os resultados referentes ao dia 208 de operação onde o mesmo estava com a concentração de  $0,55 \text{ gSSVLM.L}^{-1}$ .

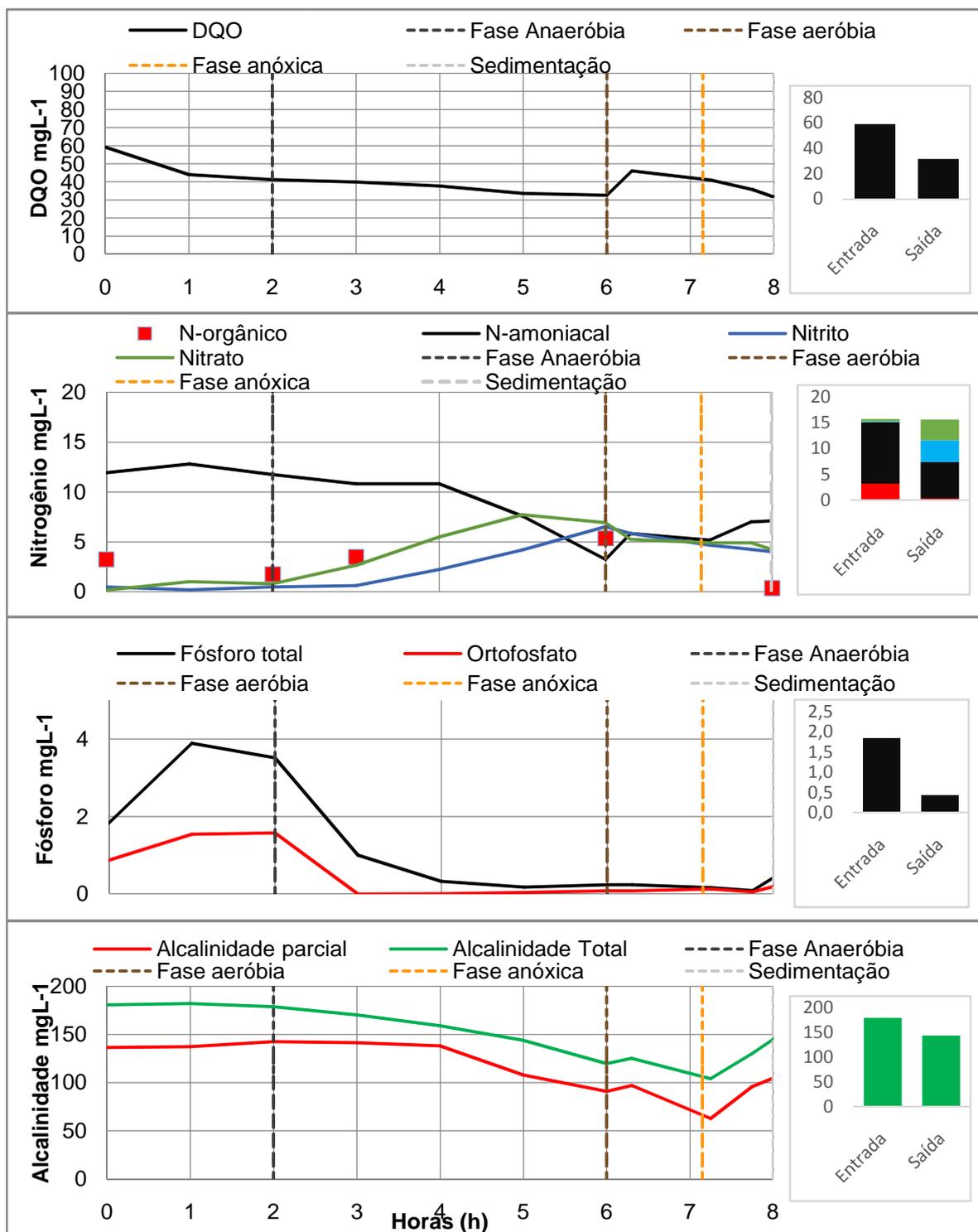
Ao longo da batelada foram registrados (a cada 30 segundos) os valores do oxigênio dissolvido com a finalidade de observar o seu comportamento durante a fase aeróbia. Observa-se um aumento de OD no meio com o passar do tempo durante a fase aeróbia, visto que os processos de oxidação da matéria orgânica e nitrificação vão acontecendo e oxigênio dissolvido tende a ficar livre no meio. A Figura 4.16 mostra o comportamento do oxigênio dissolvido durante a fase aeróbia do reator em regime de aeração intermitente.

Figura 4.16: Comportamento do oxigênio dissolvido durante a fase aeróbia do reator em regime de aeração intermitente.



A dinâmica do comportamento da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de regime de aeração intermitente, pode ser observada na Figura 4.17.

Figura 4.17: Dinâmica da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no reator de aeração intermitente.



Com relação à matéria orgânica foi observada uma maior taxa de consumo de matéria orgânica na primeira hora da fase anaeróbia, provavelmente devido à baixa carga orgânica no início do ciclo toda matéria de fácil biodegradação já é consumida nesse período.

A nitrificação começa a ocorrer de forma mais acentuada a partir da segunda hora da fase aeróbia, já a desnitrificação acontece de forma discreta. Possivelmente, uma melhor presença de oxigênio no meio poderia melhorar a atividade das nitrificantes e, as mesmas alternativas sugeridas para o reator de aeração contínua (no tocante a desnitrificação) podem ser aqui aplicadas.

Aplicando a equação 2.7 que relaciona a variação de nitrogênio no meio com a variação da alcalinidade total, observa-se um valor teórico de  $31,7 \text{ mgL}^{-1}$  enquanto a variação real da alcalinidade foi de  $35,8 \text{ mgL}^{-1}$ .

Para a remoção de fósforo observa-se liberação e consumo sugerindo a ocorrência do processo *EBPR* de forma satisfatória. É observada uma maior taxa de consumo da matéria orgânica na primeira hora do ciclo, provavelmente a fração de mais fácil biodegradabilidade.

Com relação ao nitrogênio, é possível observar o processo de nitrificação, ainda que o mesmo não apresente uma oxidação completa do nitrogênio amoniacal e, de forma mais discreta, o processo de desnitrificação.

Aplicando a equação 4, com a finalidade de verificar a variação da alcalinidade em função da variação de nitrogênio foi verificado um valor de  $31,7 \text{ mgL}^{-1}$ , enquanto a variação real de alcalinidade medida foi de  $35,8 \text{ mgL}^{-1}$ .

#### **4.4 COMPARATIVO DOS COMPORTAMENTOS DOS REATORES DE AERAÇÃO INTERMITENTE (RI) E DE AERAÇÃO CONTÍNUA (RC).**

A remoção de fósforo e DQO no período de estabilidade não apresentou diferença significativa entre os sistemas (após realização do teste t a 5%). As

figuras 4.18 e 4.19 apresentam o comparativo da eficiência de remoção de DQO e fósforo nos dois reatores.

Figura 4.18: Comparativo da eficiência remoção de DQO entre o reator de aeração contínua e o reator de aeração intermitente

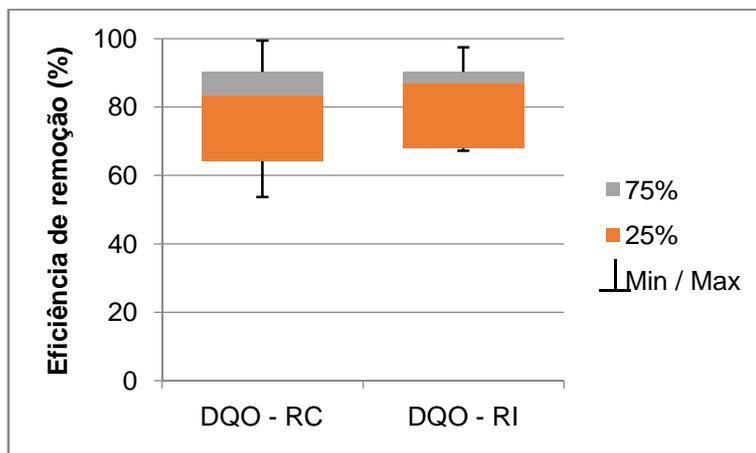
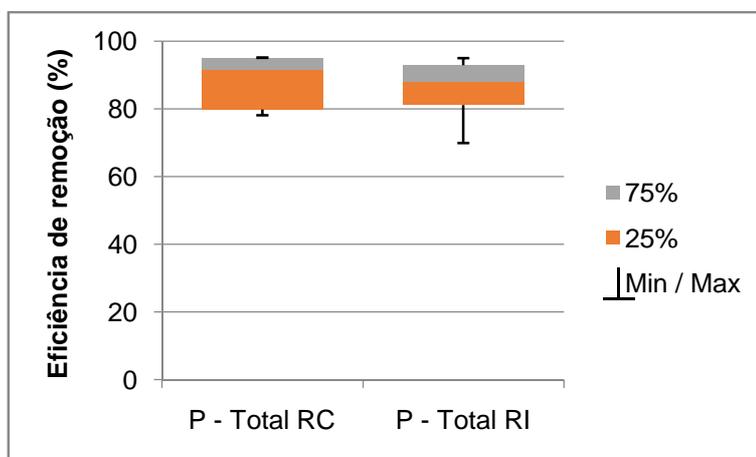


Figura 4.19: Comparativo da eficiência remoção de fósforo entre o reator de aeração contínua e o reator de aeração intermitente



Ao comparar o crescimento da biomassa, o reator de aeração intermitente apresentou uma biomassa em maior quantidade (quase duas vezes mais), no entanto, com maiores dificuldades de estabelecimento de características de floco ideal. Com relação à diversidade de microrganismos observada em microscópio óptico, os reatores tiveram comportamento similar.

A ação da intermitência, quando comparados os resultados, não foi favorável ao processo de nitrificação, visto que, no reator intermitente as concentrações de OD no meio (abaixo de  $1 \text{ mgL}^{-1}$ ) não favoreceram o processo.

## 5. CONCLUSÕES

O esgoto afluyente apresentou características de esgoto diluído, dentre os ácidos graxos voláteis houve predominância de ácido acético ( $38,5 \text{ mgL}^{-1}$ ) e propiônico ( $6,2 \text{ mgL}^{-1}$ ) o que pode ter favorecido o processo EBPR. A relação alta DQO/P (108,9) não prejudicou a remoção de fósforo.

O reator que teve aeração contínua em sua fase aeróbia (RC) apesar de apresentar um menor crescimento da biomassa teve uma melhor predisposição para formação de flocos com características de floco ideal.

Nos dois reatores, para o período de estabilidade, foi observada a predominância de protozoários ciliados pedunculados e rotíferos, indicadores de um sistema estável.

As taxas específicas de consumo de matéria orgânica ( $36,9 \text{ gO}_2.\text{gSSV}^{-1}$  para RC e  $33,9 \text{ gO}_2.\text{gSSV}^{-1}$  para RI) e de nitrificação ( $22,3 \text{ gO}_2.\text{gSSV}^{-1}$  para RC e  $18,3 \text{ gO}_2.\text{gSSV}^{-1}$  para RI), valores que refletem a deficiência na nitrificação do reator de aeração intermitente.

A remoção de fósforo (acima de 95%) e de DQO (acima de 75%), após aplicação do teste t, não apresentou diferença significativa, no período de estabilidade, entre os dois reatores.

O processo de nitrificação se estabilizou completamente na terceira hora da fase aeróbia, para o RC, já a desnitrificação não aconteceu de forma completa, pois, não houve um doador de elétrons em quantidade suficiente.

Sugere-se para uma próxima fase de operação uma redução da fase aeróbia do sistema, com intuito de fazer com que o fósforo chegue na fase anóxica, buscando a desfosfatação desnitrificante.

## REFERÊNCIAS

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

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.

BUENO, R. F. Avaliação na nitrificação e desnitrificação simultânea em estação de tratamento de esgoto em escala real. 2016. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

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 (PAOs). *Water Resarch*. v. 64, p. 149-159, 2014b.

CHEN Y.; LI B.; YEA L.; PENG Y. The combined effects of COD/N ratio and nitrate recycling ratio on nitrogen and phosphorus removal in anaerobic/anoxic/aerobic (A2/O)-biological aerated filter (BAF) systems. *Biochem Eng J*. 93, p. 235-242, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. São Paulo: CETESB, 48 p. 1997.

CORRELL, D. L. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78(5), p. 674-682, 1999.

SILVA, A. M. M.; MARTINS, C. T. B.; FERRABOLI, R.; JORGETTI, V.; JUNIOR, J. E. R. Revisão/Atualização em diálise: água para hemodiálise. *J. Bras. Nefrol*, 18(2), p. 180-188, 1996.

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbia .Revista DAE, 44(137), p. 88-94, 1984.

EPA, United States Environmental Protection Agency. Manual. Nitrogen control. Technology Transfer. Cincinnati, 1993.

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

FIGUEIREDO, M. G.; DOMINGUES, V. B. Microbiologia de Lodos Ativados. CETESB, 1997.

JORDAO, E.; PESSOA, C. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro, ABES, 2011.

LI, X. M.; CHEN, H. B.; YANG, Q.; WANG, D. B.; LUO, K.; ZENG, G. M. Biological nutrient removal in a sequencing batch reactor operated as oxic/anoxic/extended-idle regime. Chemosphere, 105, p. 75-81, 2014.

MADIGAN, T.M., MARTINKI, J.M., PARKER, J. "Brock biology of microorganisms". Prentice Hall, Inc., N.Y., 2010.

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

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, 2013, Santiago de Compostela. IWA, 2013. v. 1. p. 1-6.

NORMANDO, D.; TJÄDERHANE, L.; QUINTÃO, C. C. A. A escolha do teste estatístico—um tutorial em forma de apresentação em PowerPoint. Dental Press J. Orthod, 15(1), p. 101-106, 2010.

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, v. 41(11), p. 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. *Journal of Biotechnology*, 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 polyphosphate accumulating organisms and glycogen-accumulating organisms. *Water Research*. v. 39 (15). p. 3727–3737. 2005

SCHOLZ, R. W.; ULRICH, A. E.; EILITTÄ, M.; & ROY, A. Sustainable use of phosphorus: a finite resource. *Science of the Total Environment*, v. 461, p. 799-803, 2013.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; & NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1), p. 179-196, 1999.

SOARES, J. F.; ILHA, R.; DE VASCONCELLOS, N. J. S.; SANTIAGO, M. R. Characterization of biological floc and microfauna in activated sludge system. *Ciência e Natura*, 36(1), v. 01, 2014.

SPERLING, M. V. *Princípios do Tratamento Biológico de águas residuárias – Lodos Ativados*. Minas Gerais: EditoraUFMG, 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, 1997.

VAN HAANDEL, A. C., & 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*. Epgraf, 1999.

VILASECA, M. M. Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. *Boletín Intertex (UPC)*, p. 67-72, 2001.

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*, v. 87, p. 15-24, 2014.

WEI, J.; IMAI, T.; HIGUCHI, T.; ARFARITA, N.; YAMAMOTO, K.; SEKINE, M.; KANNO, A. Effect of different carbon sources on the biological phosphorus removal by a sequencing batch reactor using pressurized pure oxygen. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 28(3), p. 471-477, 2014.

WINKLER M., COATS E.R., BRINKMAN C.K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal. *Water Research*, v. 45, p. 6119-6130, 2011.

Zeng R.J.; Yuan Z.; Keller J. Improved understanding of the interactions and complexities of biological nitrogen and phosphorus removal processes. *Environmental Science & Bio/Technology*, v. 3, p. 265-272, 2004.

ZHOU, S.; ZHANG, X.; FENG, L. Effect of different types of electron acceptors on the anoxic phosphorus uptake activity of denitrifying phosphorus removing bacteria. *Bioresource Technology*. v. 101. p. 1603-1610, 2010.