



**Universidade Federal do Oeste do Pará  
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas  
Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**PROCESSO DE DESINFECÇÃO POR REATOR DE ALGAS DISPERSAS (RAD) EM  
EFLUENTE DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR (FBP)**

**KEICIANE ALEXANDRE DE SOUSA**

**Santarém - Pará  
2018**

**KEICIANE ALEXANDRE DE SOUSA**

**PROCESSO DE DESINFECÇÃO POR REATOR DE ALGAS DISPERSAS (RAD) EM  
EFLUENTE DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR (FBP)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária  
e Ambiental da Universidade Federal do Oeste  
do Pará, para obtenção do título de Bacharel  
em Engenharia Sanitária e Ambiental.

**Área de concentração:**  
Tratamento de Águas Residuárias

**Orientador:**  
Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**Coorientadora:**  
Prof.<sup>a</sup> Dra. Andreia Cavalcante Pereira

**Santarém - Pará  
2018**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Sistema Integrado Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

S725 p    Sousa, Keiciane Alexandre de  
          Processo de desinfecção por reator de algas dispersas (RAD) em efluente de filtro biológico percolador (FBP) / Keiciane Alexandre de Sousa. – Santarém: UFOPA, 2018.  
          59 f.: il.  
          Inclui bibliografias.

          Orientador: Israel Nunes Henrique  
          Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental.

          1. Lagoas de Polimento. 2. Desinfecção. 3. Nutrientes. 4. Matéria orgânica. 5. Coliformes termotolerantes I. Henrique, Israel Nunes, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628

---

## FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome do Autor: SOUSA, Keiciane Alexandre

**Título: Processo de Desinfecção por Reator de Algas Dispersas (RAD) Em Efluente de Filtro Biológico Percolador (FBP)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Data de aprovação:

### Banca Examinadora

\_\_\_\_\_ Orientador e Presidente

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental /Universidade Federal do Oeste do Pará

\_\_\_\_\_ Membro Titular

Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

\_\_\_\_\_ Membro Titular

Prof.ª MSc. Dayane de Andrade Lima

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará/ IFPA Campus Marabá Industrial

*Dedico essa grande vitória a Deus, e a toda a minha família e amigos, em especial meus pais e meus irmãos, por todo amor e cuidado durante essa jornada.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela sua infinita bondade e misericórdia de ter nos sustentado até aqui, e por ter me apresentado com grandes amigos ao longo da realização deste sonho.

Agradeço aos meus pais, Eliziário Fernandes de Sousa e Rubenita Alexandre de Sousa por serem meus alicerces e por todo amor, cuidado e investimento durante meus estudos.

Aos meus irmãos, Welison, Elenita e Elivane, e aos meus cunhados Marcione e Amauri por todo amor, carinho, apoio e incentivo.

A minha cunhada e grande amiga Victória Alexandre, por sempre acreditar em mim, por todo amor, cuidado e cumplicidade.

Meus sinceros e profundos agradecimentos, ao meu orientador Israel Nunes Henrique, por tudo que me ensinou, pela alegria, dedicação, animação, paciência e amizade. A minha co orientadora Andreia Cavalcante Pereira, por todo carinho e cuidado, pelas oportunidades que me foi dada durante a graduação, por todo esforço e amizade.

A professora Graciene por toda a assistência durante as análises microbiológicas, assim como todos os técnicos do Laboratório de Biologia aplicada e toda a equipe do Laboratório de Microscopia. E ao Paulo Brasil por todo auxílio e confecção do mapa.

A Dávia Talgatti pelo carinho, amizade e orientações ao longo da graduação.

A todos os meus amigos pelo companheirismo, amizade, gentilezas, e momentos compartilhados.

As minhas amigas Rebecca Fraia e Raquel Vieira por todo carinho desde o início da graduação, por todo amparo nas horas de dificuldades, e por todas as alegrias divididas.

A minha amiga Layza Sabrine e seu esposo Marcus Vinicius, por todo carinho, ajuda e sorrisos compartilhados durante essa jornada.

Aos amigos e companheiros de laboratórios, Ana, Patricia, Fernando, Layza, Rebecca, Tímóteo e Clodoaldo, por toda afeto, conhecimentos repartidos e pelos momentos de descontração.

A todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para realização deste sonho...

**Muito Obrigada!**

*“Bem sei que tudo podes, e nenhum dos teus planos podem ser frustrado”.*

*Jó 42:2*

## RESUMO

SOUSA, K. A. **Processo de desinfecção por reator de algas dispersas (RAD) em efluente de filtro biológico percolador (FBP)**. 2018. 59 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tratamento de Esgoto) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará.

O lançamento de esgotos domésticos sem tratamento em corpos hídricos ocasionam sérios problemas à qualidade de vida, além de comprometer o abastecimento de água da população, em relação à qualidade e à disponibilidade de água. O uso de lagoas de polimento como pós-tratamento e também desinfecção de efluentes são amplamente reconhecidas pela sua alta capacidade na remoção de nutrientes, organismos patogênicos e poluentes orgânicos. Diante disso o presente estudo objetivou realizar a desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por um Reator UASB seguido de um Filtro Biológico Percolador, em Reator de Algas Dispersas (RAD). O sistema foi construído em escala de bancada, operando com volume útil de 12 litros com período de iluminação interna de 24 horas. O Reator de Algas Dispersas obteve um bom desempenho no processo de remoção de constituintes orgânicos e inorgânicos, bem como, no processo de desinfecção. Apresentando resultados satisfatórios em relação à remoção de matéria orgânica, nutrientes como fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e redução de organismos patogênicos, produzindo efluente final com qualidade sanitária que atende aos padrões de lançamento recomendados pela resolução CONAMA 357/2005.

**Palavras-chave:** Lagoas de polimento. Desinfecção. Nutrientes. Matéria orgânica. Coliformes termotolerantes.

## ABSTRACT

SOUSA, K. A. **Disinfection process by dispersed algae reactor (RAD) in percolating biological filter effluente (FBP)**. 2018. 59 f. Course Completion Work (Sewage Treatment) - Coordination of the Bachelor's Degree in Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of the West of Pará.

The release of untreated household sewage into water bodies causes serious problems to the quality of life, as well as compromising the water supply of the population, in relation to the quality and availability of water. The use of polishing ponds as post-treatment and also effluent disinfection are widely recognized for their high capacity in the removal of nutrients, pathogens and organic pollutants. Therefore, the present study aimed to disinfection of pretreated effluent anaerobically by a UASB Reactor followed by a Percolator Biological Filter in Dispersed Algae Reactor (RAD). The system was built on bench scale, operating with a useful volume of 12 liters with internal lighting period of 24 hours. The Dispersed Algae Reactor performed well in the process of removing organic and inorganic constituents, as well as in the disinfection process. With satisfactory results regarding the removal of organic matter, nutrients such as phosphorus, ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate and reduction of pathogenic organisms, producing final effluent with sanitary quality that meets the release standards recommended by CONAMA Resolution 357/2005.

**Keywords:** Polishing ponds. Disinfection. Nutrients. Organic matter. Thermotolerant coliforms.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Localização do Laboratório de Tratamento de Águas Residuais. Autor: Paulo Brasil.....	28
<b>Figura 2</b> - Esquema do funcionamento do sistema: Esgoto Bruto (EB), UASB, FBP e RAD. ....	29
<b>Figura 3</b> - Desenho esquemático do RAD.....	29
<b>Figura 4</b> - Caixa de isopor contendo iluminação.....	30
<b>Figura 5</b> - Microscópio óptico Zeiss Axio Scope MP3 com câmera acoplada para a identificação das espécies.....	32
<b>Figura 6</b> - Comportamento do pH verificado nos efluentes do UASB, FBP e RAD. ....	33
<b>Figura 7</b> - Comportamento da alcalinidade total verificada nos efluentes do reator UASB, FBP e RAD.....	35
<b>Figura 8</b> - Comportamento dos AGV Totais verificados nos efluentes do UASB, FBP e RAD. ....	36
<b>Figura 9</b> - Comportamento da DQO total verificado nos efluentes do UASB, FBP e RAD...37	37
<b>Figura 10</b> - Comportamento do NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> nos efluentes do UASB, FBP e RAD. ....	38
<b>Figura 11</b> - Comportamento do Nitrito nos efluentes do UASB, FBP e RAD.....	39
<b>Figura 12</b> - Comportamento do Nitrato nos efluentes do UASB, FBP e RAD.....	40
<b>Figura 13</b> - Comportamento do Fosfato nos efluentes do UASB, FBP e RAD. ....	41
<b>Figura 14</b> - Comportamento da temperatura interna do sistema RAD, medida diariamente. .	42
<b>Figura 15</b> - Comportamento da temperatura externa ao RAD (dentro da cabine) medida diariamente. ....	43
<b>Figura 16</b> - Comportamento dos efluentes dos sistemas em relação aos Coliformes Totais-CT. ....	44
<b>Figura 17 (a, b, c e d)</b> - Comportamento dos sistemas em relação à carga microbiana.....	45

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Vinculação entre a cor da lagoa e a característica de funcionamento. ....	25
<b>Tabela 2:</b> Consumo de Nitrogênio e Fósforo realizadas por microalgas e cianobactérias. ....	26
<b>Tabela 3:</b> Parâmetros físico, químicos e microbiológicos analisados. ....	31
<b>Tabela 4:</b> Comunidade fitoplanctônica encontrada no efluente do sistema RAD. ....	46

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
Cm	Centímetros
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO <sub>2</sub>	Gás Carbônico
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total
EB	Esgoto Bruto
FBP	Filtro Biológico Percolador
H <sup>+</sup>	Íon de Hidrogênio
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Íon de Bircarbonato
H <sub>2</sub> O	Água
H <sub>2</sub> S	Gás Sulfídrico
HS	Bissulfeto
LabTAR	Laboratório de tratamento de Águas Residuárias
LED	Diodo Emissor de Luz
mg/L	Miligrama por Litro
N <sup>o</sup>	Número
N <sub>2</sub>	Gás nitrogênio
NH <sub>3</sub>	Amônia livre
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal
NMP	Número Mais Provável
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
OH <sup>-</sup>	Hidróxido
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fosfato
PA	Pará
ppm	Partes Por Milhão
pH	Potencial Hidrogeniônico
RAD	Reator de Algas Dispersas

TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivos Específicos .....	16
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>17</b>
3.1 Tratamento de Esgoto Sanitário por Processos Biológicos.....	17
3.1.1 Digestão anaeróbia .....	18
3.1.2 Digestão aeróbia .....	19
3.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo (UASB).....	19
3.3 Filtro Biológico Percolador .....	20
3.4 Lagoas de Estabilização.....	21
3.4.1 Lagoas de polimento e/ou maturação .....	22
3.4.2 Fatores que influenciam no processo de lagoas .....	23
3.4.3 Algas .....	25
3.5 Remoção de Organismos Patogênicos.....	27
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>28</b>
4.1 Localização do sistema experimental.....	28
4.2 Sistema experimental.....	28
4.2.1 Construção .....	29
4.2.2 Operação .....	30
4.2.3 Monitoramento .....	30
4.3 Análises Físicas, Químicas e Biológicas .....	31
4.3.1 Ficologia .....	31
4.4 Análises de dados .....	32
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>33</b>
5.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....	33
5.2 Alcalinidade total .....	34
5.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV) .....	36
5.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	37

<b>5.5 Nitrogênio Amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) .....</b>	<b>38</b>
<b>5.6 Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) .....</b>	<b>39</b>
<b>5.7 Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) .....</b>	<b>40</b>
<b>5.8 Fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) .....</b>	<b>41</b>
<b>5.9 Temperatura Interna, Externa e Umidade.....</b>	<b>42</b>
<b>5.10 Parâmetros Microbiológicos .....</b>	<b>44</b>
<b>5.11 Comunidade Algal .....</b>	<b>46</b>
<b>6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>48</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>49</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>55</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente, existe grande preocupação em relação à qualidade e à disponibilidade de água no Brasil. A escassez de água, o controle da poluição e a necessidade de preservar esse recurso têm sido constantemente abordados nos meios de comunicação. Embora o uso racional da água ainda seja a melhor opção, o controle da poluição é uma medida importante na preservação dos mananciais (RODRIGUES, 2016).

Uma forma de remediar a poluição é a remoção eficiente dos constituintes indesejáveis da água, como matéria orgânica, patógenos, metais pesados, fósforo e nitrogênio, provenientes da má administração dos esgotos sanitários, que são despejados de maneira inadequada nos corpos hídricos, sem atender aos padrões de lançamento estipulados pela resolução 357/2005 e 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Esses lançamentos de efluente sem tratamento ocasionam sérios problemas à qualidade de vida, além de comprometer o abastecimento de água da população.

Um sistema de tratamento de efluentes adequado deve ter baixo custo, simplicidade operacional, boa eficiência e garantir a sustentabilidade ambiental. Os reatores anaeróbios do tipo UASB podem ser considerados a opção mais utilizada como alternativa de tratamento de esgotos sanitários, principalmente por não exigir uma grande área para seu funcionamento. Todavia embora sejam sistemas bastante eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos totais, a qualidade do efluente dos reatores anaeróbios geralmente não atende às normas ambientais, tornando-se necessário aplicar um pós-tratamento (METCALF & EDDY, 2003).

Utilizar filtros biológicos aeróbios como pós-tratamento de efluentes anaeróbios apresentam-se como boa alternativa de polimento destes efluentes. As principais vantagens de seu uso são as dimensões reduzidas, o baixo custo de construção e operação além da elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e nutriente (JORDÃO; PESSOA, 2014). Todavia, ainda se faz necessário um processo de desinfecção dos efluentes advindos desses reatores para que sejam atendidos os padrões de lançamento exigido pelas normas ambientais.

Para este fim, o uso de lagoas de polimento são amplamente reconhecidas pela sua alta capacidade na remoção de nutrientes, organismos patogênicos e poluentes orgânicos, sendo uma alternativa muito empregada no polimento final de efluentes oriundos de filtros biológicos, pois as algas que crescem nessas lagoas exercem um importante papel no

tratamento, ao aumentar a concentração de oxigênio dissolvido através da fotossíntese (PICOT *et al.*, 2009).

Diante disso, o presente estudo objetivou avaliar o desempenho do processo de desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket) seguido de um Filtro Biológico percolador em um sistema contendo algas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Realizar a desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por um reator UASB seguido de um Filtro Biológico Percolador (FBP), em sistema contendo algas.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Construir e dimensionar um sistema de tratamento experimental em escala de bancada, com a finalidade de produzir algas;
- Analisar o desempenho do sistema de tratamento contendo algas dispersas, quanto aos parâmetros que impõem a qualidade do efluente final;
- Verificar o desempenho do sistema experimental na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos (Coliformes Termotolerantes);
- Identificar as algas encontradas durante o processo de tratamento.

## **3 REVISÃO DE LITERATURA**

### **3.1 Tratamento de Esgoto Sanitário por Processos Biológicos**

Os processos de tratamento dos esgotos são formados por uma série de operações unitárias, empregadas para a remoção de substâncias indesejáveis, ou para a transformação destas substâncias em outras de forma aceitável (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Para Von Sperling (2005), o nível de tratamento aplicado ao efluente dependerá do tipo de poluente que ele possui. Afirma ainda, que o tratamento é classificado em níveis sendo estes, preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento terciário pode ser utilizado para poluentes específicos, ou como tratamento complementar, já os preliminares e primários possuem mecanismos físicos para a remoção dos poluentes, tendo como objetivo a retirada de sólidos grosseiros e sólidos sedimentáveis consecutivamente, por fim o tratamento secundário objetivo a retirada de matéria orgânica e nutrientes a partir de mecanismos biológicos.

Em geral o tratamento de esgoto é realizado por meio de três processos: físico, químico e o biológico. O tratamento físico tem por objetivo eliminar sólidos grosseiros, não interferindo incisivamente na remoção da DBO, essa etapa é normalmente composta pelo sistema de grade e caixa de areia. A etapa química desse processo consiste na correção de pH e eliminação de agentes patológicos. Já a função do processo de tratamento biológico é remover a matéria orgânica solúvel e por fim a matéria orgânica particulada através do metabolismo de oxidação e de síntese de células (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Nakagawa (2013), os principais organismos envolvidos no tratamento biológico de esgotos são bactérias, protozoários e fungos, além de algumas algas e vermes, sendo as bactérias os mais importantes na estabilização da matéria orgânica.

O tratamento biológico de águas residuárias consiste na remoção de nutrientes, sólidos em suspensão, materiais carbonáceo e organismos patogênicos, promovendo a estabilização do esgoto, para que não haja o consumo de oxigênio presente nos corpos d'água receptores, podendo ser dividido em tratamentos aeróbios e tratamentos anaeróbios, sendo que, no primeiro caso, o processo ocorre na presença de oxigênio e, no outro, na ausência dele (MUELLER; STOUTHAMER; VAN VERSEVELD, 1995).

O uso desse processo requer o controle da vazão, a recirculação dos microrganismos decantados, fornecimento de oxigênio, dentre outros. Os fatores que mais afetam o crescimento das culturas são a temperatura, a disponibilidade de nutrientes, o fornecimento de

oxigênio, o pH, a presença de elementos tóxicos e a insolação (CAMPOS,1999; SAAE, 2006).

Von Sperling (2005) cita que os aspectos importantes na seleção de sistemas de tratamento de esgotos são: eficiência, confiabilidade, disposição do lodo, requisitos de área, impactos ambientais, custos de operação, custos de implantação, sustentabilidade e simplicidade. Cada sistema deve ser analisado individualmente, adotando-se a melhor alternativa técnica e econômica.

### **3.1.1 Digestão anaeróbia**

A digestão anaeróbia é caracterizada pela presença de microrganismos capazes de metabolizar material orgânico na ausência de oxigênio e é considerada uma das melhores alternativas para o tratamento de subprodutos altamente poluidores, com efluentes da agroindústria, esgoto sanitário doméstico e dejetos de animais. O processo anaeróbio perpassa etapas comuns a todos os demais processos, desde materiais complexos, sofrendo hidrólise e convertendo em substâncias simples, chegando às fases: acidogênese, acetogênese e a metanogênese, transformando a matéria carbonácea nas formas mais oxidadas ( $\text{CO}_2$ ) e na forma mais reduzida ( $\text{CH}_4$ ) (CHERNICHARO, 2007).

Os reatores anaeróbios podem ser considerados a opção mais utilizada como alternativa de tratamento de esgotos sanitários, principalmente por não exigir uma grande área para seu funcionamento. Esses sistemas, geralmente, são constituídos por um reator anaeróbio em um tanque fechado que promove a remoção da matéria orgânica, despreendendo o metano para a atmosfera em função da presença de microrganismos (AISSE, *et al.*, 2001). Os mais utilizados são os tanques sépticos, lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios de leito expandido e reatores de manta de lodo (reator UASB). A digestão anaeróbia é aplicada, sobretudo, nos sistemas de tratamentos com altas cargas orgânicas (METCALF; EDDY, 2003; CHERNICHARO, 2007; CAVALCANTI, 2009).

Podem ser considerados como fatores ambientais de maior importância na digestão anaeróbia de esgoto a temperatura, o pH, os nutrientes e os materiais tóxicos. Tratando-se de esgoto doméstico, no Brasil, esses fatores não devem ser considerados inibidores do processo, mesmo com relação à temperatura, pois em grande parte do Brasil esta é sempre favorável à digestão anaeróbia (CAVALCANTI, 2009).

### 3.1.2 Digestão aeróbia

A decomposição aeróbia diferencia-se da anaeróbia pelo seu tempo de processamento e pelos produtos resultantes. Em condições naturais, a decomposição aeróbia necessita três vezes menos tempo que a anaeróbia e dela resultam gás carbônico, água, nitratos e sulfatos, substâncias inofensivas e úteis à vida vegetal (BORSOI *et al.*, 2002).

A digestão aeróbia é um processo biológico de estabilização de material orgânico por aeração, feita por bactérias heterotróficas aeróbias. É empregada na digestão de lodo primário, secundário e mistura dos dois.

Entre os sistemas aeróbios de tratamento de efluentes, os mais comuns são os sistemas de lagoas facultativas, de estabilização ou aeradas, filtros biológicos e os sistemas de lodos ativados (FARRUGIA, 2012). Os sistemas aeróbios podem ser utilizados como pós-tratamento de efluentes e podem ser divididos em sistemas com aeração natural e sistemas com aeração forçada. Ambos os sistemas combinados geralmente alcançam maiores taxas de remoção de matéria orgânica, além de demanda de pequenas áreas para seu funcionamento (AISSE *et al.*, 2001).

### 3.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo (UASB)

O Reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) foi desenvolvido pelo professor Lettinga e seu grupo na Universidade Wageningen, na Holanda, e surgiu na década de 70. Sua configuração consiste em um tanque, onde o esgoto a ser tratado entra pela base do reator, promovendo um fluxo ascendente. O fluxo do líquido passa pela camada de lodo, agregado a uma elevada concentração de microrganismos anaeróbios, essas condições só serão estabelecidas em seu interior, em virtude das características hidráulicas de escoamento e a origem do lodo. O líquido percorre o reator até o topo, onde se encontra o dispositivo mais característico do UASB, o separador trifásico (separador de gás, sólido e líquido), que funciona como uma barreira para que os sólidos não sejam arrastados para fora do reator, e o líquido saia clarificado, além de coletar o gás produzido (LIMA, 2006; CHERNICHARO, 2007; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

O reator UASB tem características de fácil manutenção, baixo custo operacional e compreende um dos sistemas anaeróbios mais utilizados no tratamento de esgotos, especialmente em países de clima tropical ou subtropical onde a temperatura das águas

residuárias possibilita melhores condições (LETTINGA *et al.*, 2004). O que assegura seu diferencial, dentre outros métodos anaeróbios, é sua configuração que permite o desenvolvimento e a renovação de grande quantidade de biomassa ativa e resistência mecânica, além de garantir alto tempo de retenção celular, podendo acomodar altas cargas orgânicas em menor tempo de detenção hidráulica (KATO *et al.*, 1999), além de maior contato entre substrato e células bacterianas.

O uso de reatores UASB sem pós-tratamento, quando bem operados, promove uma redução de DBO na média de 70% no tratamento de esgoto doméstico (VON SPERLING, 2005). Jordão e Pessoa (2014) descrevem que o bom projeto de reator UASB costuma obter um efluente com eficiência média da ordem de 65% de remoção de DQO e de 70% na remoção de DBO.

Torna-se importante lembrar que, embora bastante eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos totais, a qualidade do efluente dos reatores anaeróbios geralmente não atende às normas ambientais, tornando-se necessário aplicar um pós-tratamento, o qual pode ser apontado como uma desvantagem do sistema. Esse pós-tratamento pode ser feito através de filtro biológico e também sistemas de lagoas (METCALF; EDDY, 2003; LATIF, 2011).

### **3.3 Filtro Biológico Percolador**

Segundo Jordão e Pessoa (2014), os primeiros filtros biológicos surgiram na Inglaterra, no final do século XIX. No Brasil, somente em 1910, foi construída a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia da filtração biológica aeróbia – ETE Paquetá, no Rio de Janeiro (SANTOS, 2005).

Os filtros biológicos consistem em um dos variados tipos de reatores aeróbios que atuam com meio de suporte onde se agregam microrganismos que na presença de oxigênio molecular ocorre à respiração aeróbia através de uma ventilação natural e uma carga hidráulica movida pelo próprio esgoto (VON SPERLING, 2005).

A filtração aeróbia apresenta eficiência significativa de remoção de DBO e possibilita a nitrificação de acordo com as condições do clima e das características do afluente que devem ser favoráveis para o desenvolvimento de uma população de bactérias nitrificantes que deve se bem estabilizada (METCALF; EDDY, 2003).

Nascimento (2001) descreve que o sistema de filtros biológicos é constituído de um meio suporte de material grosseiro, tal como pedras, ripas ou material plástico, sobre o qual os esgotos são aplicados continuamente por meio de distribuidores rotativos ou estacionários. Os distribuidores rotativos são movidos pela própria carga hidráulica dos esgotos ou energia elétrica. Após a aplicação, os esgotos percolam pelo meio suporte em direção aos drenos de fundo. Esta percolação permite o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento, formando um biofilme, constituída de fungos, bactérias aeróbias e anaeróbias, algas, protozoários, insetos e larvas.

O líquido escoar rapidamente pelo meio suporte, entrando em contato com os microrganismos existentes no biofilme, responsáveis pela decomposição do material orgânico presente. A matéria orgânica é adsorvida pela película microbiana, ficando retido um tempo suficiente para a sua estabilização. Durante o funcionamento do filtro biológico, placas do biofilme se desprendem, isto devido ao grau de estabilização do biofilme e à tensão de cisalhamento causada pela velocidade de escoamento do líquido entre os vazios do meio suporte. Esse material desprendido deve ser removido nos decantadores, de forma a obter um efluente final clarificado e com baixas concentrações de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

### **3.4 Lagoas de Estabilização**

Yanez (1993) define lagoas de estabilização como tanques construídos de terra, com profundidade de até 5 metros, que tratam as águas residuárias por meio da interação da biomassa (algas, protozoários, bactérias, entre outros). Lima (2010) define como tanques de dimensões variadas, nas quais são tratadas águas residuárias através de processos naturais. Esses processos apresentam uma complexidade decorrente da produção e decomposição de material orgânico devido à influência das alterações no meio ambiente nos processos biológicos provocados pela simbiose existente entre a massa fitoplanctônica e bacteriana (LUCENA, 2016).

De acordo com Von Sperling (2005) os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. O autor ressalta que há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisito de área. Sendo dividida em: lagoas facultativas; sistemas de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas; lagoas aeradas facultativas e; sistemas de lagoas aeradas de mistura completa seguida por lagoas de decantação. Além destas lagoas,

cujo principal objetivo é a remoção da matéria carbonácea, tem-se também as lagoas de maturação e de polimento, que são direcionadas à remoção de organismos patogênicos.

É importante destacar essa alta eficiência na remoção de organismos patogênicos em lagoas, é feita sem a adição de produtos químicos, como no caso da cloração, a qual é questionável pela possibilidade de geração de subprodutos tóxicos como as cianotoxinas. As bactérias patogênicas, bem como os coliformes termotolerantes são destruídas em sistemas biológicos, principalmente pela irradiação solar e alto pH. Isto ocorre através de vários mecanismos, tais como temperatura ambiental alta, luz ultravioleta, foto-oxidação, altos níveis de pH, lise e aderência produzida pela própria biomassa algal (PEARSON, 1987).

Jordão e Pessoa (2014) classificam as lagoas de acordo com a maneira que ocorre a estabilização da matéria orgânica, podendo ser:

- a) anaeróbias - não há oxigênio dissolvido;
- b) facultativa - ocorre na parte superior da lagoa uma zona aeróbia e na parte inferior uma zona anaeróbia;
- c) estritamente aeróbias - ocorre um equilíbrio entre a oxidação e a fotossíntese, garantindo condições aeróbias em todo o meio;
- d) aeradas - o oxigênio é introduzido no meio líquido por um sistema mecanizado de aeração;
- e) maturação - o objetivo principal é a remoção de organismos patogênicos;
- f) polimento - É um pós-tratamento com o objetivo de remover a DBO adicional, a remoção de nutrientes e a remoção de organismos patogênicos.

### **3.4.1 Lagoas de polimento e/ou maturação**

As lagoas de polimento e de maturação baseiam-se na atividade metabólica de microrganismos, particularmente bactérias e algas. Nas quais as algas são responsáveis pela elevação do pH através da remoção do carbono mineral e pela produção do oxigênio no meio através da fotossíntese, enquanto que as bactérias fazem uso deste oxigênio para promover a oxidação do material orgânico biodegradável (VON SPERLING, 2005).

O principal objetivo do pós-tratamento de esgoto digerido por essas lagoas é obter um efluente final cuja qualidade sanitária esteja em conformidade com os padrões e recomendações, estabelecidos por autoridades de controle do meio ambiente ou organizações e proteção de saúde pública (CAVALCANTI, 2009).

### Lagoas de Maturação

Essas são utilizadas, geralmente como etapa final do processo de tratamento, tendo como objetivo principal o de maturar o processo decorrente, removendo organismos patogênicos. Para tanto é proporcionado condições adversas a sobrevivência desses organismos, como incidência de radiação ultravioleta, elevação natural do pH e do oxigênio dissolvido, temperatura inferior à do corpo humano, ausência de nutrientes e presença de outros organismos predadores desses patogênicos (VON SPERLING, 2002; JORDÃO; PESSOA, 2014).

### Lagoas de Polimento

A denominação de lagoas de polimento convém para distinguir das lagoas de estabilização que tratam esgotos brutos, enquanto que as de polimento são subsequentes ao reator UASB (SOUSA, 2015).

As lagoas de polimento normalmente são introduzidas a um sistema de tratamento como pós-tratamento, objetivando a remoção de organismos patogênicos e não a estabilização da matéria orgânica (CAVALCANTI, *et al.*, 2001), além da remoção dos nutrientes. Jordão e Pessoa (2014) tratam como sendo um refinamento de outro processo biológico, em particular do reator UASB. É compreendido que, mesmo com essa distinção, a lagoa de maturação nada mais é que o pós-tratamento, um refinamento, do processo de tratamento por lagoas de estabilização objetivando a mesma remoção que a lagoa de polimento.

## **3.4.2 Fatores que influenciam no processo de lagoas**

A atividade dos microrganismos que atuam no processo biológico é influenciada por diferentes fatores que afetam o ambiente aquático em que vivem como, temperatura, pH, evaporação, incidência de luz e o vento (RIBEIRO, 2007). A incidência de luz influencia diretamente na velocidade do processo de fotossíntese juntamente com a temperatura (JORDÃO; PESSOA, 2014).

A temperatura atua no metabolismo das lagoas de estabilização, o qual interfere diretamente no metabolismo bacteriano, no processo de degradação da matéria orgânica, na velocidade das reações químicas e na solubilidade dos gases na massa líquida. Além de interferir no metabolismo microbiano a temperatura permite a ocorrência de estratificação térmica (SILVA; MARA, 1979).

O pH influencia em processos biológicos de tratamento de águas residuárias, pois o crescimento e desenvolvimento de microrganismos envolvidos no tratamento são bastante sensíveis à condição ácida ou básica do meio. As bactérias, por exemplo, não suportam pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0, sendo a faixa de pH ideal para sua existência situada entre 6,5 e 7,5 (METCALF, EDDY, 2003).

Segundo Von Sperling (2002) o pH na lagoa também varia ao longo da profundidade e ao longo do dia. O pH depende da fotossíntese e da respiração, através das seguintes relações:

Fotossíntese:

- Consumo de  $\text{CO}_2$
- O íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) do esgoto tende a se converter a  $\text{OH}^-$
- O pH se eleva

Respiração:

- Produção de  $\text{CO}_2$
- O íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) do esgoto tende a se converter a  $\text{H}^+$
- O pH se reduz

Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0. Nessas condições de elevados valores de pH, podem ocorrer os seguintes fenômenos (VON SPERLING, 2002): Conversão da amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), a qual é tóxica, mas tende a se liberar para a atmosfera (remoção de nutrientes); Precipitação dos fosfatos, (remoção de nutrientes) e conversão do gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), causador de mau cheiro a bissulfeto ( $\text{HS}^-$ ) inodoro. O autor destaca ainda que as reações de fotossíntese (produção de matéria orgânica) e respiração (oxidação da matéria orgânica) são similares, apenas com direções opostas:

Fotossíntese:  $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{Matéria orgânica} + \text{O}_2$

Respiração:  $\text{Matéria orgânica} + \text{O}_2 = \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{Energia}$

A interpretação da cor predominantemente na lagoa pode esclarecer sobre as condições de seu funcionamento (Tabela 1).

**Tabela 1:** Vinculação entre a cor da lagoa e a característica de funcionamento.

Cor da lagoa	Interpretação
Verde escura e parcialmente transparente	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Presença pouco importante de outros microrganismos no efluente</li> <li>- Altos valores de pH e OD</li> <li>- Lagoa em boas condições</li> </ul>
Verde amarelada ou excessivamente clara	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Crescimentos de rotíferos, protozoários ou crustáceos, que se alimentam de algas, podendo causar a sua destruição em poucos dias.</li> <li>- Caso as condições persistam, haverá decréscimo de OD e eventual mau cheiro.</li> </ul>
Acinzentada	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sobrecarga de matéria orgânica e/ou Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) curto.</li> <li>- Fermentação na camada de lodo incompleta</li> <li>- A lagoa deve ser posta fora de operação</li> </ul>
Verde Leitosa	<ul style="list-style-type: none"> <li>- A lagoa está em processo de autofloculação, decorrente de elevação do pH e da temperatura</li> <li>- Precipitação de hidróxidos de magnésio e de cálcio, arrastando consigo algas e outros microrganismos.</li> </ul>
Azul esverdeada	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Excessiva proliferação de cianobactérias</li> <li>- A floração de certas espécies forma natas que se decompõem facilmente, provocando a exalação de maus odores, reduzindo a penetração da luz e, em consequência, diminuindo a produção de oxigênio</li> </ul>
Marrom avermelhada	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sobrecarga de matéria orgânica</li> <li>- Presença de bactérias fotossintéticas oxidantes de sulfeto (requerem luz e sulfetos, utilizam CO<sub>2</sub> como receptores de elétrons não produzem oxigênio e não contribuem para remoção de DBO)</li> </ul>

Fonte: Arceivala (1981); CETESB (1989).

### 3.4.3 Algas

Os principais organismos presentes nas lagoas de estabilização são bactérias, algas e protozoários. As bactérias e as algas desempenham um papel primordial na autodepuração de uma lagoa de estabilização. As algas fazem fotossíntese, um processo de oxirredução realizado pelos seres vivos clorofilados que ocorre naturalmente a nível celular, quimicamente, ocorre o armazenamento de uma parte de energia solar tendo o fóton como ativador do processo (SIGEE, 2004).

As algas possuem concentração mais elevada que as bactérias, fazendo com que a superfície da lagoa seja predominantemente verde (CAVALCANTI, 2009). A presença de

algas é usualmente medida na forma de Clorofila *a*, pigmento apresentado em todos os vegetais, e o principal parâmetro para a quantificação da biomassa algal (KÖNIG, 2000).

Segundo Mara *et al.*, (1992), Silva Jr. e Sasson (1993) e Jordão e Pessoa (2014) citam que os principais grupos de algas em lagoas de estabilização são:

Algas verdes (clorofíceas): tais algas conferem à lagoa a cor esverdeada predominante. Os principais gêneros são as *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Chlorella*. Os dois primeiros gêneros são normalmente os primeiros a aparecer na lagoa tendendo a ser dominantes nos períodos frios, e possuindo flagelos, o que lhes confere a capacidade de locomoção.

Cianobactérias: em realidade, esses organismos apresentam características de bactérias e de algas. Entre os principais gêneros, pode-se citar: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Anacystis* e *Anabaena*.

Outros tipos que podem ser encontrados são as algas dos filios Euglenophyta, Bacillariophyta e Chrysophyta (KÖNIG, 2000; MARA *et al.*, 1992). Todavia as espécies predominantes variam de local para local e ainda com a posição na série de lagoas (lagoas facultativas e lagoas de maturação).

A Tabela 2 mostra as diferentes espécies de microalgas e cianobactérias que fazem consumo de nitrogênio e fósforo.

**Tabela 2:** Consumo de Nitrogênio e Fósforo realizadas por microalgas e cianobactérias.

Poluentes	Espécies de Microalgas e Cianobactérias
Nitrogênio	<i>Anabaena sp.</i> ; <i>Anabaena</i> ; <i>doliolum</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>C. sorokiniana</i> ; <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> ; <i>Isochrysis galbana</i> ; <i>Scenedesmus obliquus</i> ; <i>Phormidium uncinatum</i> ; <i>Phormidium laminosum</i> ; <i>S. obliquus</i> ; <i>Trentepohlia aurea</i> .
Fósforo	<i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>C. sorokiniana</i> ; <i>C. emersonii</i>
Nitrogênio + Fósforo	<i>Anabaena doliolum</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Phormidium sp.</i> ; <i>Scenedesmus bicellularis</i> ; <i>Scenedesmus sp.</i> ; <i>S. obliquus</i> ; <i>Synechococcus elongates</i> ; <i>C. kessleri</i> ; <i>S. quadricauda</i> ; <i>S. acutus</i> ; <i>Spirulina máxima</i> ; <i>Phormidium laminosum</i> ; <i>Scenedesmus rubescens</i> .

Fonte: Adaptado de Luz E. de-Bashan, 2010.

### 3.5 Remoção de Organismos Patogênicos

A remoção de organismos patogênicos é um dos principais objetivos das lagoas de polimento. Entre os organismos a serem removidos, incluem-se bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos (VON SPERLING, 2002).

Essas lagoas devem atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes, chegando até 99,99%. Com relação aos outros organismos de interesse na saúde pública, cistos de protozoários e ovos de helmintos, atingem eliminação total (100%). Os coliformes fecais são considerados mais importantes para avaliar a qualidade sanitária de efluentes de lagoas, devido a estes serem mais resistentes que outros microrganismos, a redução de sua população para níveis higienicamente seguros, é um claro indicativo que outros organismos danosos à saúde também não estarão presentes em concentrações que possam causar infecções (CAVALCANTI, 2009).

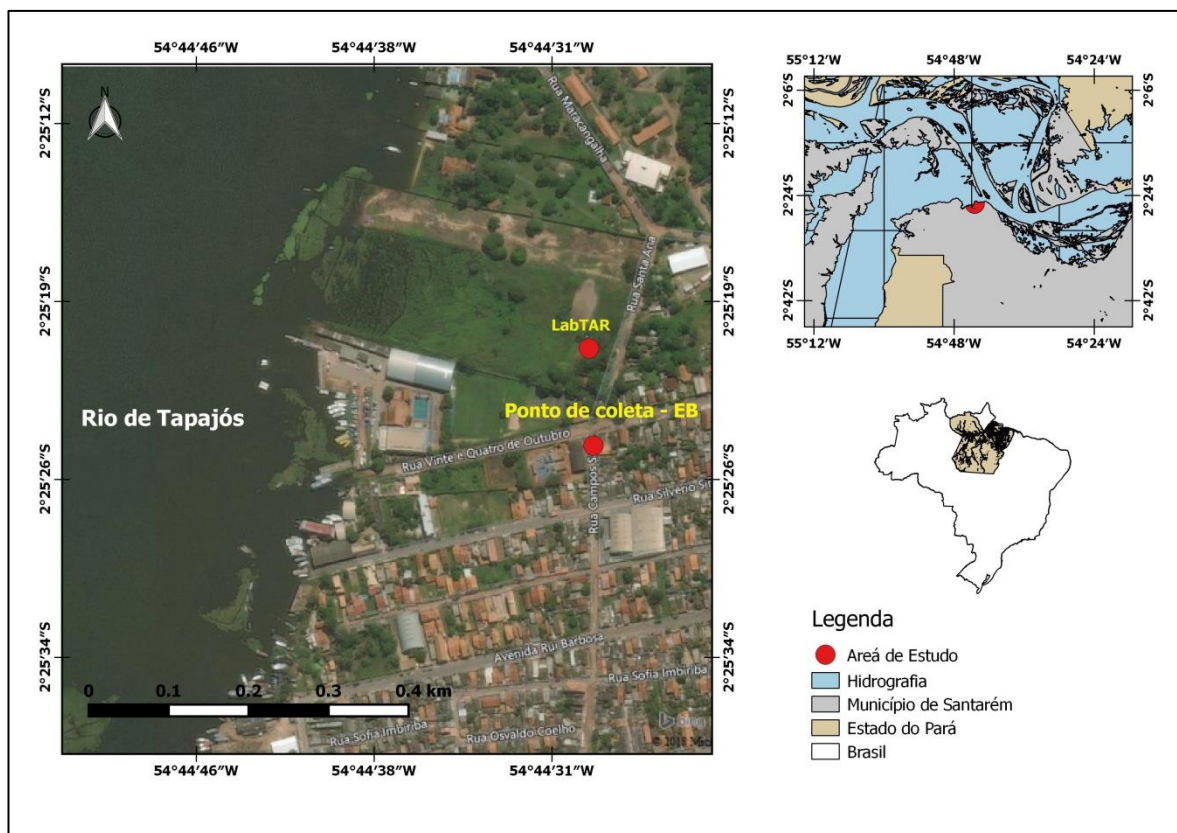
O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução 357/2005 que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores não explicitam limites para coliformes. No entanto, há padrões para o corpo receptor, que são função da classe que o mesmo pertence. Para a Classe 1 é apresentado um total de 200 Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL), 1.000 para a Classe 2, para a Classe 3 4.000 e para a Classe 4 não especificam a quantidade.

Caso o efluente tratado seja utilizado para irrigação, tem-se diretrizes da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Localização do sistema experimental

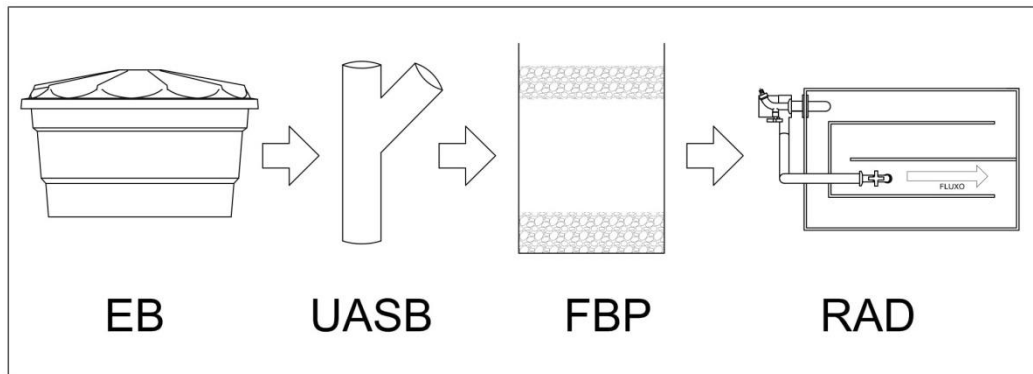
O sistema experimental foi instalado e monitorado no Laboratório de Tratamento de Águas Residuais (LabTAR) da Universidade Federal do Oeste do Pará, localizado na Rua Santana, Bairro Salé, próximo ao Campus Tapajós na cidade de Santarém, Pará sob coordenadas geográficas de 2°25'21.1" S 54°44'29,7"W (Figura 1).



**Figura 1** - Localização do Laboratório de Tratamento de Águas Residuais. Fonte: Google Earth. Adaptado por Paulo Brasil.

### 4.2 Sistema experimental

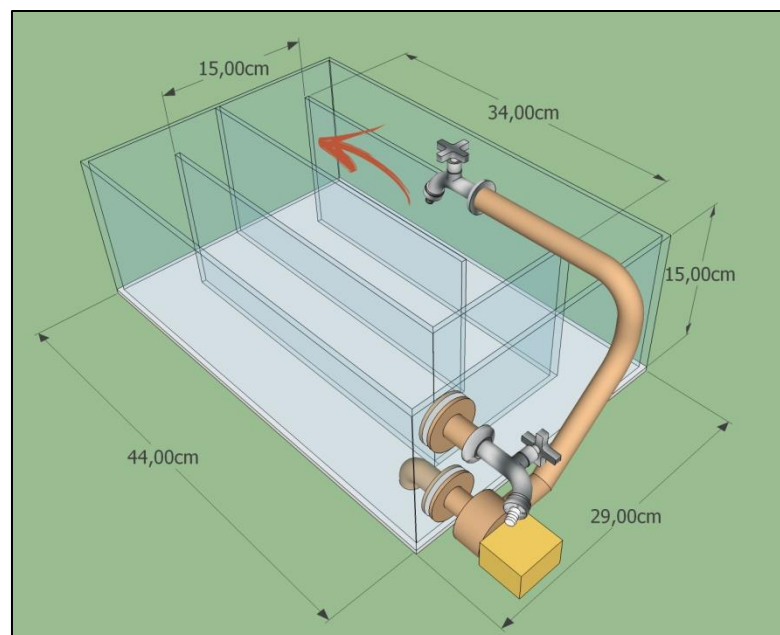
O Reator com Algas em escala de bancada foi desenvolvido para promover a desinfecção do afluente produzido no Reator UASB seguido de um Filtro Biológico Percolador (FBP) (Figura 2).



**Figura 2** - Esquema do funcionamento do sistema: Esgoto Bruto (EB), UASB, FBP e RAD.

### 4.2.1 Construção

O RAD foi construído em material de vidro contendo 44 cm de comprimento, 29 cm de largura e 15 cm de altura, e possuía três chicanas de 34 cm cada (Figura 3).



**Figura 3** - Desenho esquemático do RAD.

O mesmo foi colocado dentro de uma caixa de isopor (sistema de cabine), que continha iluminação interna por duas unidades de lâmpadas de LED com 3000 lúmens, 13000K de emissão de luz branca (cada), com capacidade para quatro lâmpadas de 9W bivolt, funcionando 24 horas por dia (Figura 4).



**Figura 4** - Caixa de isopor contendo iluminação.

### **4.2.2 Operação**

O afluente coletado do UASB foi levado até o filtro, de forma manual, e posteriormente levada para o Reator de Algas Dispersas (RAD).

O sistema tinha um processo de recirculação feito através de sistema de bombeamento e com utilização de um sistema de exaustão de ar para promover o resfriamento e renovação do ar atmosférico dentro da cabine. O Sistema elétrico era controlado por temporizador, operado em regime intermitente, programado em intervalos de 15 em 15 minutos (Liga-Desliga).

O RAD possuía um volume total de 19,140 litros, sendo que, o volume de efluente adicionado ao tratamento correspondia a 12 litros, obtendo assim, uma lâmina d'água de 9,6 cm. A Recirculação do efluente em processo de tratamento foi de 828 ml por minuto, representando um total de 12,42 litros recirculados a cada 15 minutos de operação.

Conforme o processo operacional, determinou-se uma taxa de recirculação de 103,5% por batelada com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 3 dias.

### **4.2.3 Monitoramento**

O Sistema foi alimentado manualmente, sendo retirados 4 litros diariamente e repostos o mesmo volume de afluente advindo do FBP, somado a este era adicionado o volume de evaporação, com a finalidade de manter os 12 Litros de volume no RAD.

A temperatura interna e externa, juntamente com a umidade do sistema foi monitorada por um termômetro digital da marca INCOTERM - Termo Higrômetro, fornecendo um valor de variação (mínima e máxima), sendo verificado em intervalos de 24 horas.

### 4.3 Análises Físicas, Químicas e Biológicas

As amostras foram coletadas diretamente da saída de cada reator, em frascos de vidro estéreis de volume total de 100 ml, e depois levadas para o Laboratório de Biologia Aplicada da Universidade Federal do Oeste do Pará, no qual foram feitas as análises.

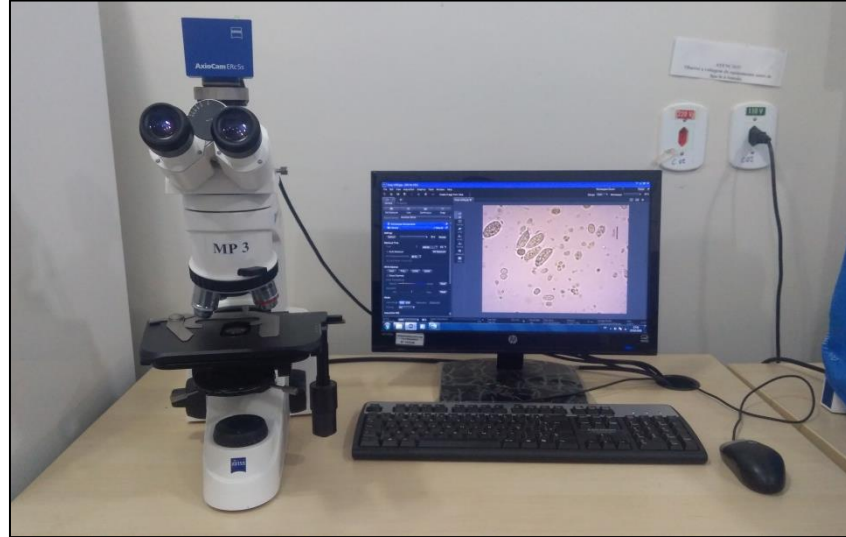
**Tabela 3:** Parâmetros físico, químicos e microbiológicos analisados.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup> )	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV(mg.L <sup>-1</sup> )	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup> )	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
Nitrito (mg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico Diazotização	4500-NO <sub>2</sub> B. / APHA (2012)
Amônia (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup> )	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH <sub>3</sub> / APHA (2012)
Fósforo e Frações (mg.L <sup>-1</sup> )	Ácido Ascórbico	4500-P E/ APHA (2012)
Coliformes Totais	Tubos Múltiplos	CETESB (2018)
Coliformes Termot. Totais	Tubos Múltiplos	CETESB (2018)
Carga Microbiana	Spread Plate	SILVA <i>et al.</i> (2010)

#### 4.3.1 Ficologia

Para a análise da comunidade algal, foi coletada diariamente uma amostra do RAD, e foram fixadas com solução de Lugol. As análises microscópicas foram realizadas no microscópio óptico Zeiss Axio Scope MP3 com câmera acoplada, do Laboratório de Microscopia e Recepção de Amostras, utilizando uma objetiva com aproximação de 40 e 100 vezes (Figura 5). As identificações das espécies foram feitas com o auxílio de bibliografias

especializadas tais como Bicudo e Menezes (2017), Mendes *et al.* (2012), Menezes *et al.* (2012).



**Figura 5** - Microscópio óptico Zeiss Axio Scope MP3 com câmera acoplada para a identificação das espécies.

#### **4.4 Análises de dados**

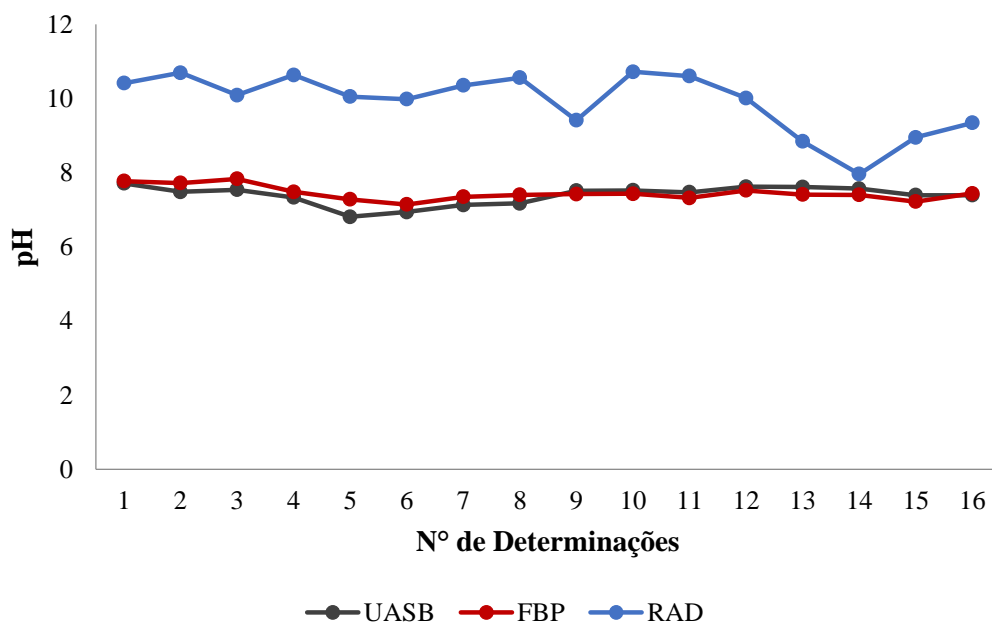
Os dados obtidos após as análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram tabulados e analisados de forma descritiva com auxílio da ferramenta software *Excel* 2010 (Microsoft Office ®).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico, estão apresentados e discutidos os resultados obtidos no período de quatro meses de operação do sistema RAD, enfatizando a remoção de organismos patogênicos, matéria orgânica (em DQO), amônia, nitrito, nitrato e fosfato, bem como, os parâmetros de controle pH, alcalinidade e AGV. Por fim, a identificação da comunidade algal.

### 5.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

De acordo com os resultados obtidos, os valores de pH encontrados (Figura 6), refletem o comportamento do sistema anaeróbio de tratamento (UASB), Filtro Biológico Percolador (FBP) e efluente do Reator de Algas Dispersas (RAD), com valores médios de 7,39, 7,45 e 9,91, respectivamente.



**Figura 6** - Comportamento do pH verificado nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

O valor de pH do FBP e do UASB apresentaram comportamento semelhante. Os valores de pH do sistema anaeróbio mostraram a estabilidade operacional do sistema, variando de 6,81 a 7,7. Santos e Marques (2015) afirmam que em sistemas anaeróbios, o pH é um dos fatores que influenciam na formação de metano, o qual pode ocorrer na faixa de pH de 6 a 8,

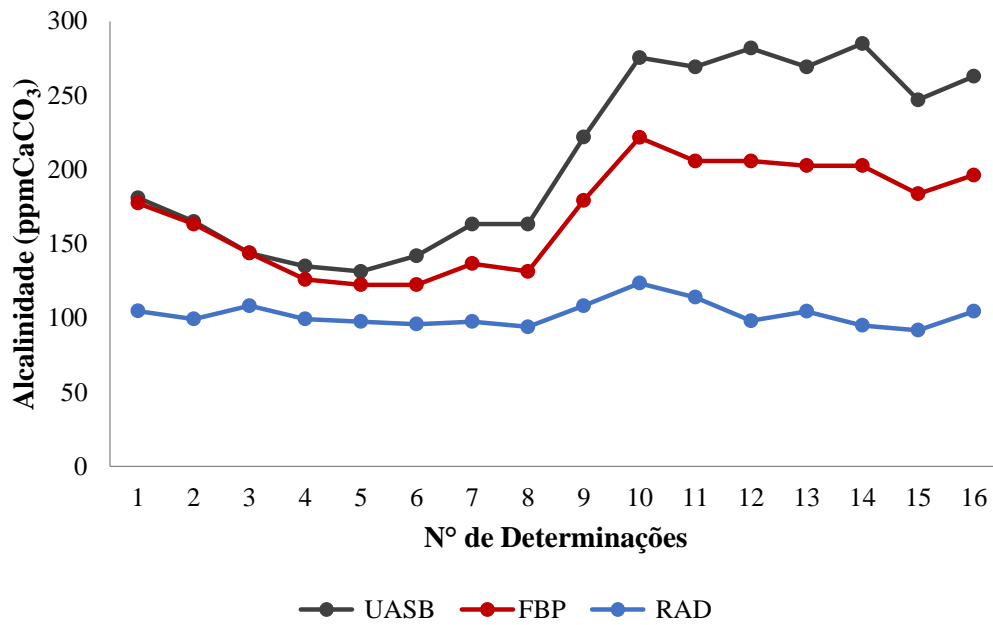
sendo a faixa ótima entre 6,7 a 7,4. Ainda ressaltam que faixa de pH ótima se diferenciam para as diversas populações que participam do processo anaeróbio.

No efluente do FBP o resultado de pH esteve dentro dos valores padrões estabelecidos pela Resolução n° 357/2005 – CONAMA para efluentes destinados a lançamento em corpos receptores durante todo o processo de operação, obtendo valor na faixa de 7,14 a 7,83. Nascimento (2001) ao realizar um trabalho com filtro biológico percolador observou valores de pH entre 6,40 e 7,98 e destaca que esta elevação do pH no efluente de FBP pode estar relacionada à liberação de gás carbônico devido a percolação do efluente através do meio suporte.

No efluente do RAD, foi determinada variações de pH em torno de 7,96 e 10,72. Com informações de literatura, justifica-se que o equilíbrio de pH em sistemas com algas é altamente dependente das taxas fotossintéticas (CRAGGS *et al.*, 2003). Lima (2015) ao trabalhar com tratamento de esgotos domésticos em reator anaeróbio híbrido seguido de reator com algas imobilizadas observou valores semelhantes ao presente estudo, no qual obteve uma variação de pH entre 6,0 e 10,5. Sousa (2015) relata que em lagoas de polimento o pH tende a se elevar devido a taxa de consumo de CO<sub>2</sub> exceder a taxa de produção por oxidação biológica da matéria orgânica. Nessas condições com elevados valores de pH, podem ocorrer alguns fenômenos como a conversão da amônia ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a amônia livre (NH<sub>3</sub>), a precipitação dos fosfatos, a conversão do gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) em bissulfeto (HS<sup>-</sup>), a morte de bactérias e outros microrganismos (MARA, 1975; GÓMEZ, 1995).

## 5.2 Alcalinidade total

Para observar a estabilidade dos sistemas, foi monitorada a concentração de alcalinidade total (Figura 7). O efluente do reator UASB apresentou valor médio de 208,58 ppmCaCO<sub>3</sub>, o FBP obteve 170,11 ppmCaCO<sub>3</sub> e RAD 102,30 ppmCaCO<sub>3</sub>.



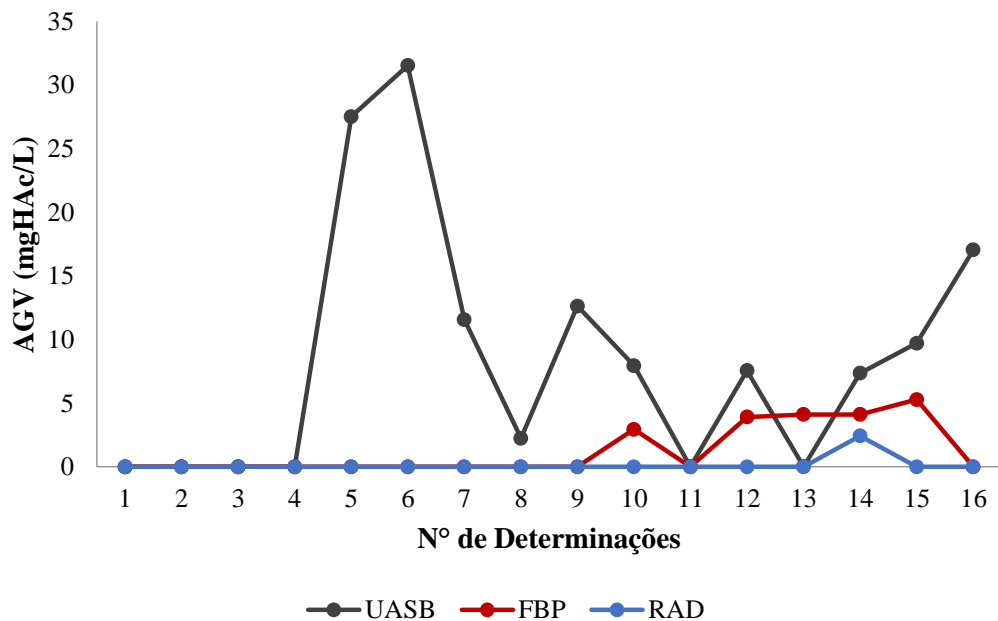
**Figura 7** - Comportamento da alcalinidade total verificada nos efluentes do reator UASB, FBP e RAD.

Os resultados encontrados nos efluentes do UASB e FBP apresentaram consideráveis variações, sendo o efluente do UASB de 131,35 a 285,03 ppmCaCO<sub>3</sub> e do FBP de 122,48 a 221,69 ppmCaCO<sub>3</sub>. O consumo de alcalinidade encontrado entre o sistema UASB – FBP, reflete no processo de nitrificação que ocorre no filtro e conseqüentemente reduz a alcalinidade (SOUSA, 2015). Já no Reator UASB, o aumento da alcalinidade acontece devido ao processo de amonificação, onde há produção de alcalinidade de 50 g por mol de amônia amonificado, valores considerados ideais para que posteriormente ocorra o consumo na fase aeróbia, relacionada à atividade no FBP.

Os valores de alcalinidade total encontrados no efluente do RAD se manteve abaixo dos demais sistemas, com variação de 91,84 a 123,51 ppmCaCO<sub>3</sub>. Segundo Lima (2015) o consumo de alcalinidade se mostra mais sutil devido ao processo de nitrificação ficar um pouco limitado na presença de pH elevado. Von Sperling (1996) e Arceivala (1981) destacam que a alcalinidade decresce nas lagoas devido à dissociação do íon bicarbonato HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> em dióxido de carbono e hidroxila, ao consumo direto da amônia pelas algas e também pela volatilização/oxidação da amônia.

### 5.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Na fase anaeróbia, o efluente do reator UASB apresentou uma concentração média de AGV de 8,44 mgHAc/L, enquanto que no efluente do FBP a concentração média foi de 1,27 mgHAc/L, e no efluente do RAD a concentração média foi de 0,15 mgHAc/L. O comportamento das concentrações de ácidos graxos voláteis durante a avaliação experimental está representado na Figura 8.



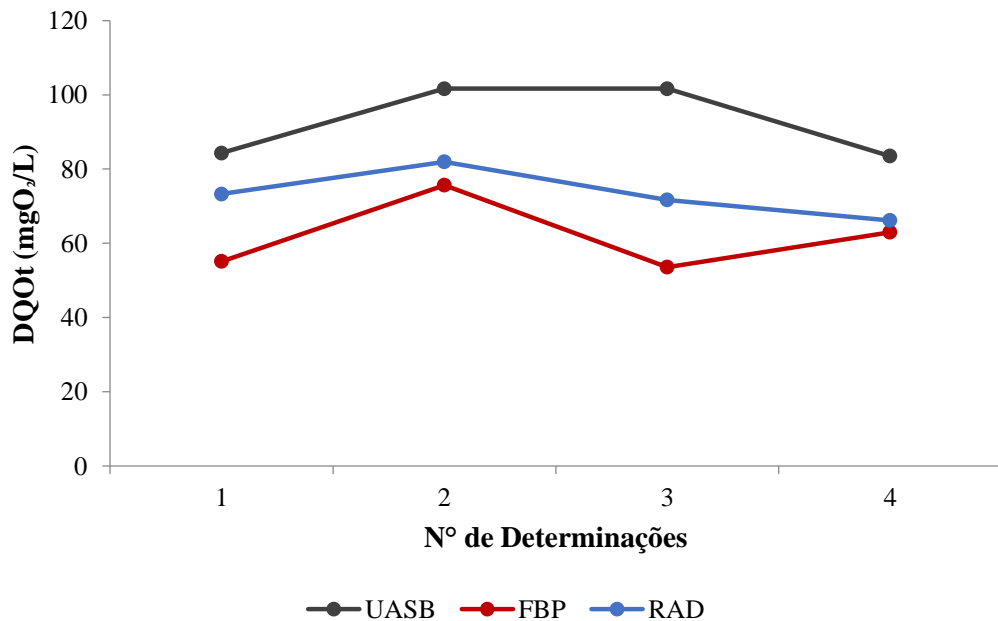
**Figura 8** - Comportamento dos AGV Totais verificados nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

Segundo Oliveira (2015) a acumulação de AGVs contribui para o consumo de alcalinidade, decréscimo do pH, afeta o crescimento e inibe a atividade de microrganismos metanogênicos, podendo levar a falha do processo.

Os valores de AGV relacionados ao sistema de algas (RAD) se mostraram baixos devido o grande consumo de material orgânico, relacionados à produção algal na fase fotossintética.

## 5.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Com relação à capacidade de remoção de matéria orgânica dos sistemas (Figura 9), o reator UASB apresentou concentração média final de DQOt de 93 mgO<sub>2</sub>/L, o FBP de 62 mgO<sub>2</sub>/L e o RAD de 73 mgO<sub>2</sub>/L.



**Figura 9** - Comportamento da DQO total verificado nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

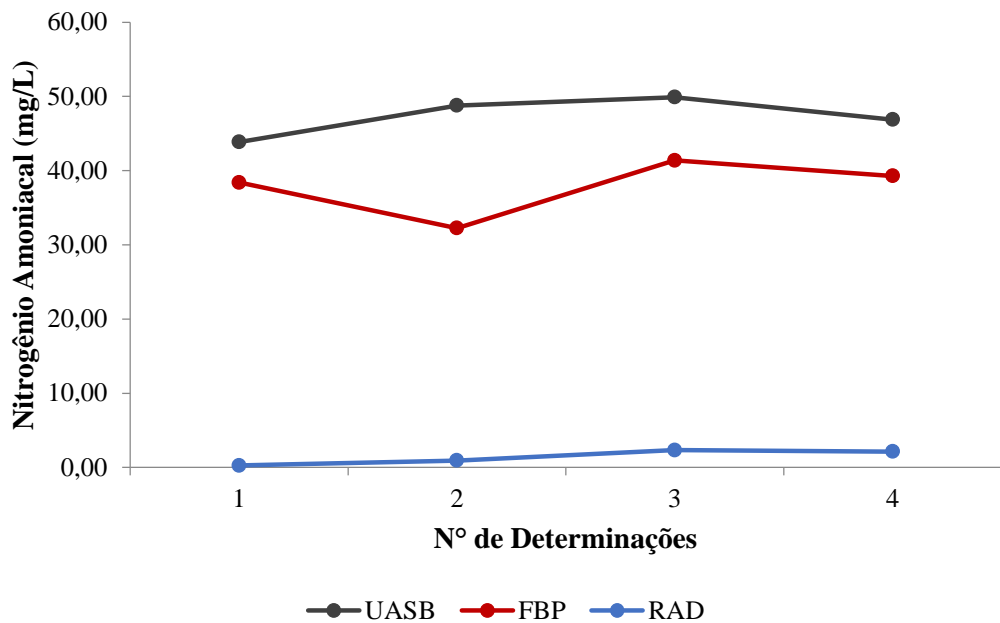
O reator UASB atendeu as expectativas embasadas nas literaturas, obtendo eficiência de remoção de 66,55% de DQOt comparada ao esgoto bruto, estando dentro da faixa de eficiência esperada 65-75% de acordo com Van Haandel e Lettinga (1994).

O filtro biológico percolador obteve uma remoção de 33% de DQOt comparada ao reator UASB. A remoção de matéria orgânica nesta etapa está diretamente relacionada ao processo de oxidação da matéria orgânica no processo aeróbio dentro do FBP.

No RAD houve um aumento de 17,74% de DQOt comparado ao FBP. Essas concentrações relativamente altas de DQOt no efluente final do RAD são atribuídas em grande parte ao crescimento de algas. Este aumento pode ser explicado devido à elevada taxa de multiplicação celular, ( $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Novas células} + \text{O}_2$ ). Mostrando assim que a produção de oxigênio, necessariamente é acompanhada pela produção de novas células de algas (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

## 5.5 Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )

Na fase anaeróbia, o efluente do reator UASB apresentou uma concentração média de nitrogênio amoniacal de 47,36 mg/L e os demais efluentes como o do FBP de 37,83 mg/L e do RAD 1,41 mg/L. O comportamento das concentrações de nitrogênio amoniacal durante a avaliação experimental está representada na Figura 10.



**Figura 10** - Comportamento do  $\text{NH}_4^+$  nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

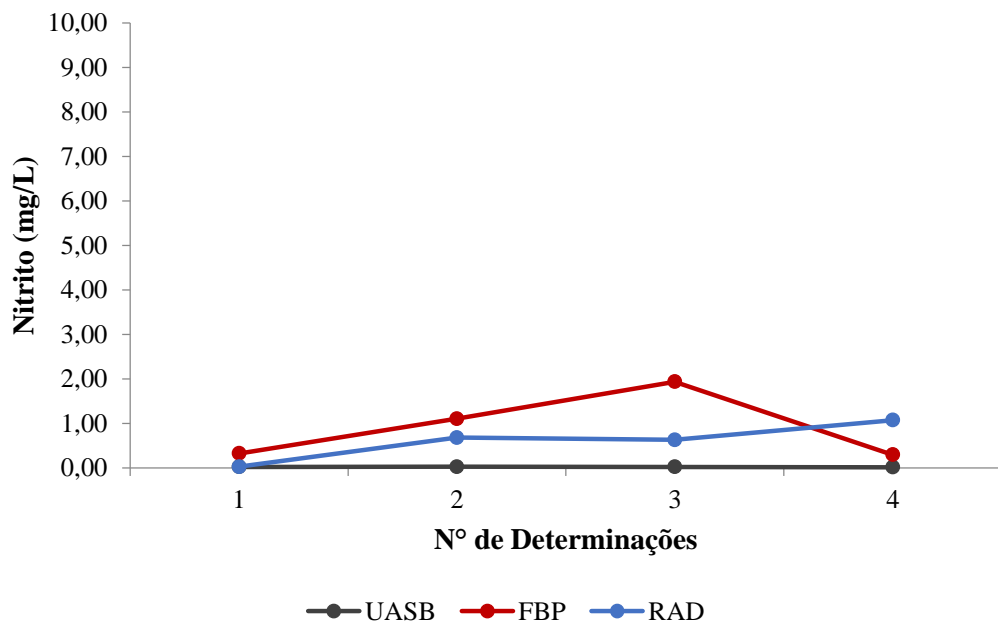
O aumento de nitrogênio amoniacal no reator UASB pode estar relacionado com o processo de amonificação do sistema, de forma que parte do nitrogênio orgânico presente dentro do processo de digestão do lodo foi convertida na forma de nitrogênio amoniacal (FERRAZ, 2014). O FBP, portanto, apresentou 20,12% de remoção de  $\text{NH}_4^+$  em relação ao UASB, devido ao processo de nitrificação (oxidação da amônia à nitrito e nitrato) que ocorre no sistema.

No efluente do RAD houve uma variação de 0,26 a 2,34 mg/L de nitrogênio amoniacal. Observa-se que os valores decaíram expressivamente, o que caracterizou uma remoção de 96,27% em relação ao FBP. Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que a remoção de amônia em lagoas de polimento especialmente rasa, podem ser superiores a 90%.

Esta eficiência de remoção se dá pela assimilação da amônia pelas algas e pela volatilização da mesma, o que representa a dessorção de amônia (em  $\text{NH}_3$ ) para a atmosfera, devido aos altos valores de pH (VON SPERLING, 2002).

## 5.6 Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ )

No efluente do reator UASB foi observado uma concentração média de nitrito de 0,02 mg/L, porém, nos efluentes do FBP e RAD estas concentrações médias foram de 0,92 e 0,61 mg/L, respectivamente. O comportamento das concentrações de nitrito durante a avaliação experimental está representado na Figura 11.



**Figura 11** - Comportamento do Nitrito nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

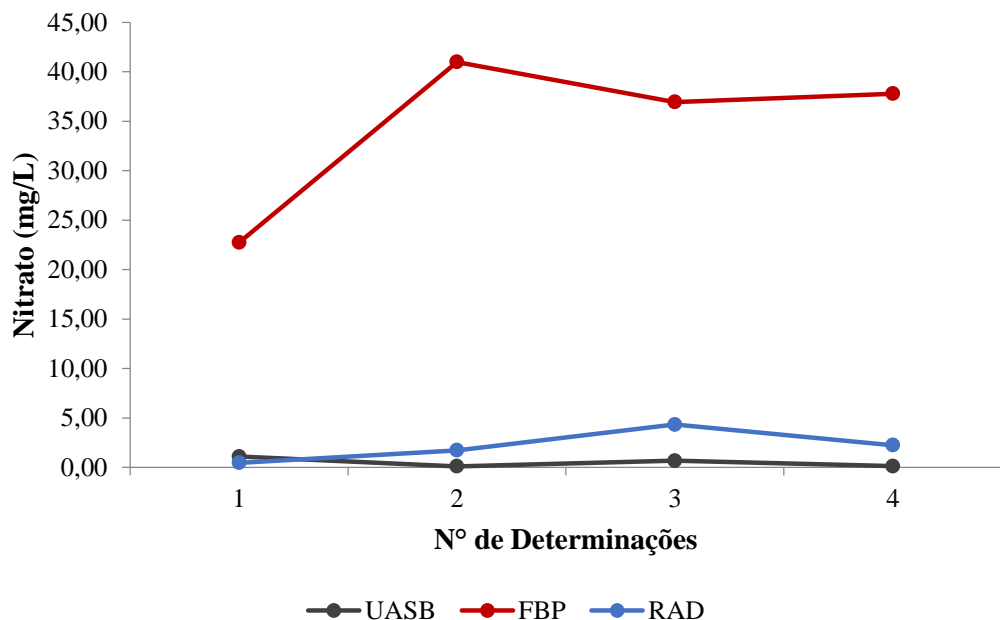
No efluente de reatores anaeróbios (tipo UASB), as concentrações de nitrito não são consideráveis, por serem características de efluente que passam por processo de oxidação (aeróbia), neste caso, são representativos em concentrações de nitrogênio nas formas orgânicas e amoniacal. Já no efluente FBP a concentração nitrito apresentou variações de 0,30 a 1,94 mg/L, valores estes que representam o processo de nitrificação, com possível processo de nitrificação.

No efluente do RAD os valores de nitrito se devem ao limitado processo de nitrificação que ocorre no sistema, devido a concentrações de oxigênio suficientes para

ocorrência do processo, mas com baixíssima presença de bactérias nitrificantes (ASSUNÇÃO; VON SPERLING, 2012).

### 5.7 Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )

Na fase anaeróbia, o efluente do reator UASB apresentou valor médio de 0,51 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ , enquanto que, nos demais efluentes essas concentrações médias foram de 34,61 mg/L e 2,20 mg/L, respectivamente, no FBP e RAD. O comportamento das concentrações de nitrato durante a avaliação experimental está representado na Figura 12.



**Figura 12** - Comportamento do Nitrato nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

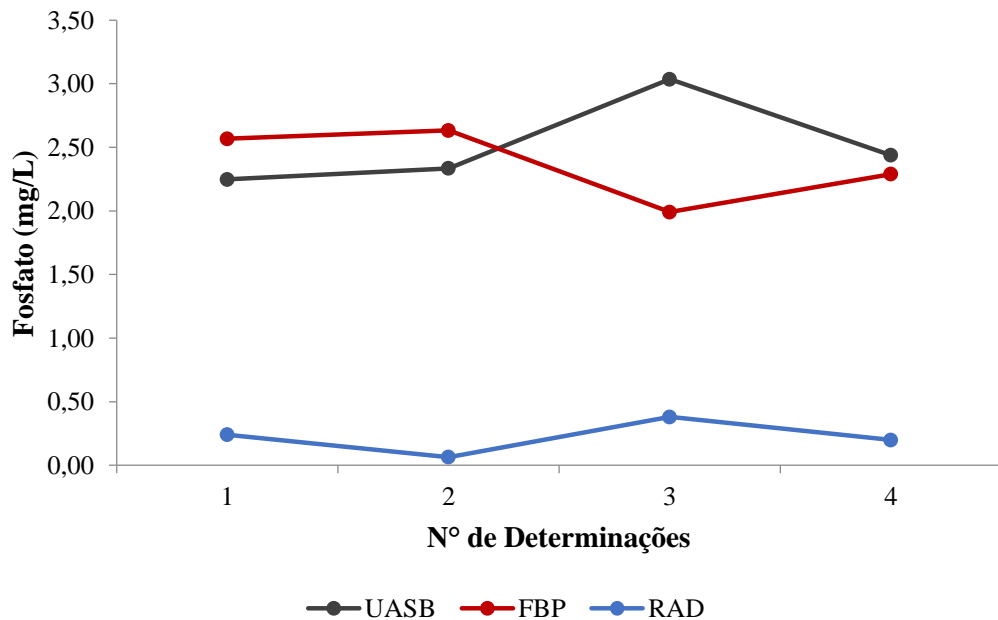
O reator UASB apresentou baixos valores de nitrato devido ser um sistema com processo anaeróbio, contudo, os resultados de  $\text{NO}_3^-$  no efluente do FBP estão relacionados ao processo de nitrificação.

Os baixos valores de nitrato no sistema RAD podem ser explicados pela assimilação de  $\text{NO}_3^-$  pelas algas (RODRIGUES, 2016). Todavia alguns autores acreditam que as baixas concentrações de nitrato em lagoas estejam mais associadas ao processo de desnitrificação do que por assimilação (PICOT, *et al.*, 2009; CAMARGO VALERO *et al.*, 2010b). É fato afirmar que os dois processos ocorrem.

Com base nos resultados obtidos, pose-se verificar que os efluentes apresentaram concentrações de nitrato dentro das exigências da resolução n° 357 de 2005 do CONAMA, onde estabelece um limite de  $10 \text{ mg/L}^{-1}$ .

### 5.8 Fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

Os resultados das concentrações efluentes de fosfatos nos tratamentos em estudos mostraram valores médios para UASB, FBP e RAD de  $2,51 \text{ mg/L}$ ,  $2,37 \text{ mg/L}$  e  $0,22 \text{ mg/L}$  respectivamente. O comportamento das concentrações de  $\text{PO}_4^{3-}$  durante a avaliação experimental está representado na Figura 13.



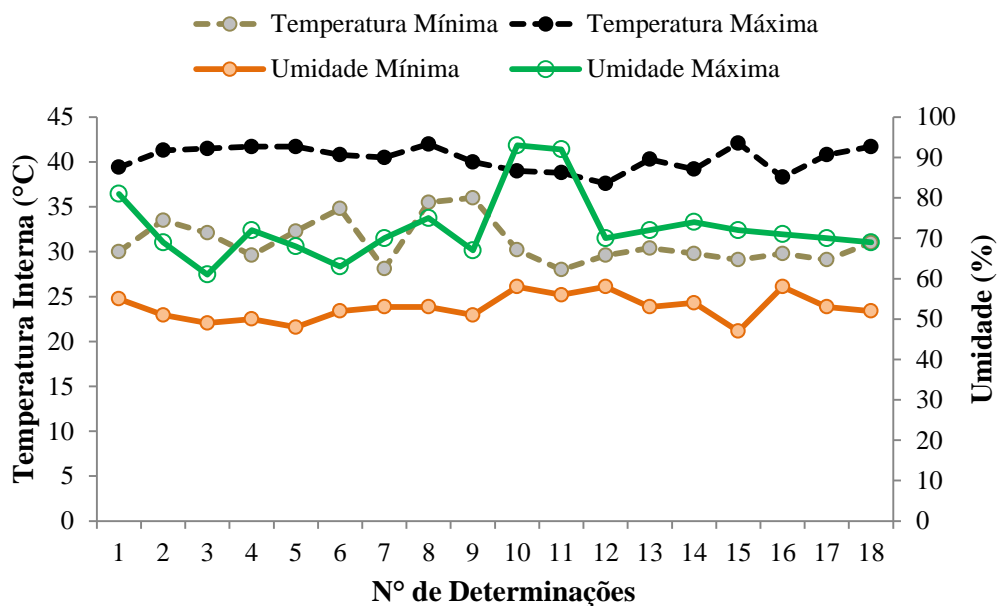
**Figura 13** - Comportamento do Fosfato nos efluentes do UASB, FBP e RAD.

O reator UASB apresentou uma remoção de 11,62% de fosfato em relação ao esgoto bruto. Chernicharo (2007) aborda a incorporação microbiana de fósforo na digestão anaeróbia onde relata que a maioria dos microrganismos é capaz de utilizar o ortofosfato na assimilação deste constituinte pelas células em crescimento. Desta forma a remoção de fósforo ocorreu apenas pela incorporação celular. O FBP houve uma remoção de 5,58% em relação ao UASB. Nesta etapa é possível pressupor que a remoção conseguida se atribui ao fato de o FBP se um sistema novo, proporcionando uma remoção a curto prazo, contudo, essa remoção pode declinar com o envelhecimento do filtro (ANDERSON; SIEGRIST; OTIS, 1985).

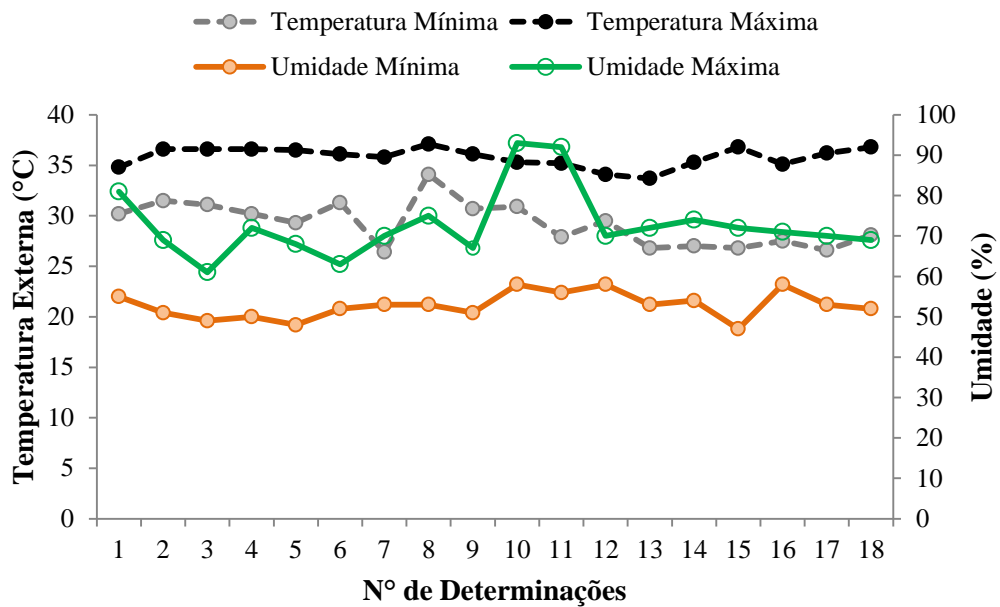
O RAD obteve uma remoção de 90,72% em relação ao FBP. Isso se dá pela precipitação do fosfato em condições de elevado pH. O fósforo orgânico compõe parte do material celular das algas. Em peso seco, o fósforo corresponde a valores em torno de 1,0% da massa algal (ARCEIVALA, 1981). Mara (1996), diz que a precipitação de fósforo inicia-se com pH 8,2, e para cada uma unidade do pH acima deste valor, a concentração de fósforo decresce no efluente, permanecendo incorporado no material precipitado das lagoas.

## 5.9 Temperatura Interna, Externa e Umidade

Foram determinadas as variações da temperatura interna (Figura 14) e externa (Figura 15) existentes dentro da cabine (caixa de isopor) e RAD, juntamente com a umidade relativa da cabine.



**Figura 14** - Comportamento da temperatura interna do sistema RAD, medida diariamente.



**Figura 15** - Comportamento da temperatura externa ao RAD (dentro da cabine) medida diariamente.

A temperatura interna variou de 31,05°C a 40,37°C, com temperatura externa variando de 29,22°C a 35,82°C e a umidade variando de 52,83% a 72,72%.

Observa-se que a temperatura interna do RAD se mostrou maior que a externa, isso devido à massa de água que retém o calor na massa líquida. Essas medidas determinam: a velocidade dos processos biológicos que ocorrem dentro do sistema, a solubilidade de gases como o oxigênio e o gás carbônico (essenciais para a dinâmica dos sistemas com algas), bem como, a influencia no metabolismo microbiano.

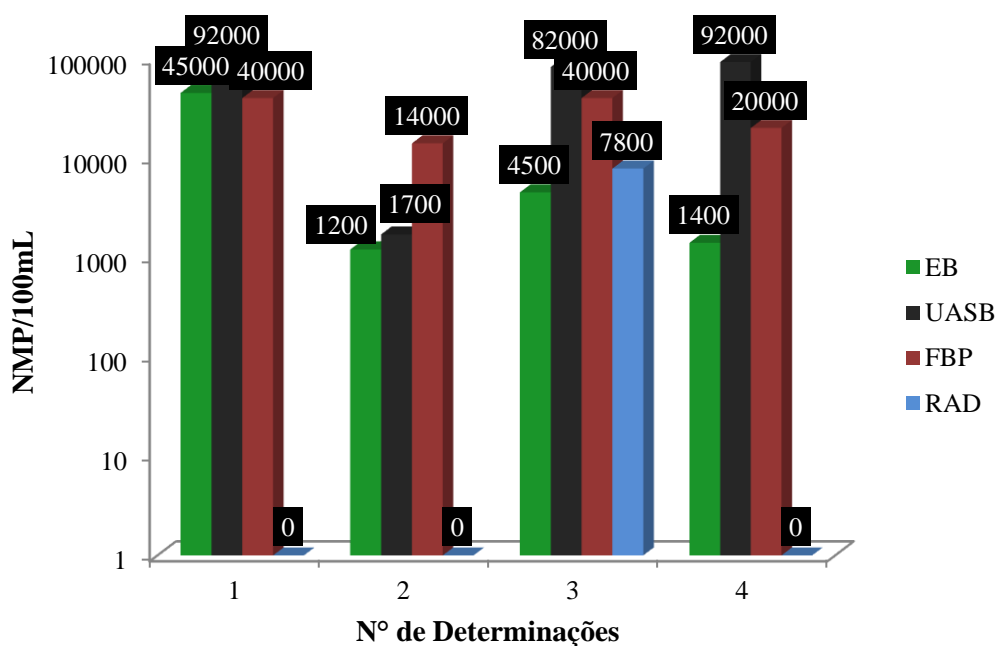
Vale ressaltar que diariamente era verificado o volume de evaporação no RAD, chegando ao valor médio do evaporado de 200 mL/dia (cerca de 1,67%). Todavia, esse volume era resposto para não comprometer o funcionamento do sistema. Jordão e Pessoa (2014) ressalta que a evaporação excessiva pode promover o rebaixamento da lâmina líquida a níveis que interferem na operação da lagoa, visto que ela altera a concentração de sólidos, da matéria orgânica e dos elementos químicos presentes, podendo haver modificações no equilíbrio biológico.

A taxa de utilização biológica de CO<sub>2</sub> depende da taxa fotossintética, a qual é responsável pela taxa de produção de oxigênio que também é controlada pela temperatura (VON SPERLING, 2005).

A temperatura e pH tem influência considerável na velocidade de crescimento dos microrganismos de lagoas, em geral, está associada à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos, bem como, contribui para remoção de organismos patogênicos.

## 5.10 Parâmetros Microbiológicos

A desinfecção de efluente visa à remoção de organismos patogênicos. Diante disso as análises de CT (Coliformes Totais) e CTT (Coliformes Totais Termotolerantes) ao longo do estudo foi utilizada como indicador da qualidade microbiológica, indicando se houve redução dos organismos patogênicos nos efluentes pesquisados, e suas possíveis eficiências. A Figura 16 representa os resultados em números mais prováveis por 100 mililitros dos efluentes analisados.



**Figura 16** - Comportamento dos efluentes dos sistemas em relação aos Coliformes Totais-CT.

Os valores de coliformes totais no efluente do RAD nas determinações 1, 2 e 4 apresentou 100% de redução desses microrganismos, mostrando a eficiência de desinfecção do sistema. Na determinação 3 os valores de RAD foram elevados comparado as demais, todavia ainda mostrou redução de 80,5% em relação ao FBP. No entanto, pressupõe-se que este valor elevado para o efluente de RAD nesta amostra, pode estar relacionado a falhas de execução do processo, que pode ir desde a coleta da amostra à execução da análise, causando assim contaminações da amostra.

É importante destacar que não houve a presença de coliformes termotolerantes no efluente do sistema RAD, conseqüentemente, não ocorreu a presença de *Escherichia Coli*, mostrando assim boa eficiência do sistema.

Sousa (2015) ao realizar um trabalho com pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento também obteve resultados significativos, o qual apresentou concentrações médias de coliformes termotolerantes de  $7,88 \times 10^2$  UFC.100mL<sup>-1</sup>, o que caracterizou uma eficiência de 98,89% na redução desses organismos.

EL Hamouri *et al*, (1994) destacam que altas incidência de luz promovem a elevada atividade fotossintética, resultando em ambientes ricos em oxigênio dissolvido e pelo efeito da luz há formação de oxigênio singlete e superóxido, que são radicais muito reativos de oxigênio e que provocam danos no DNA, causando a morte dos microrganismos.

Em relação à análise da carga microbiana no efluente dos sistemas, a Figura 17 **a**, **b**, **c** e **d** (1°, 2°, 3° e 4° amostragens respectivamente) mostra o comportamento durante a avaliação experimental.

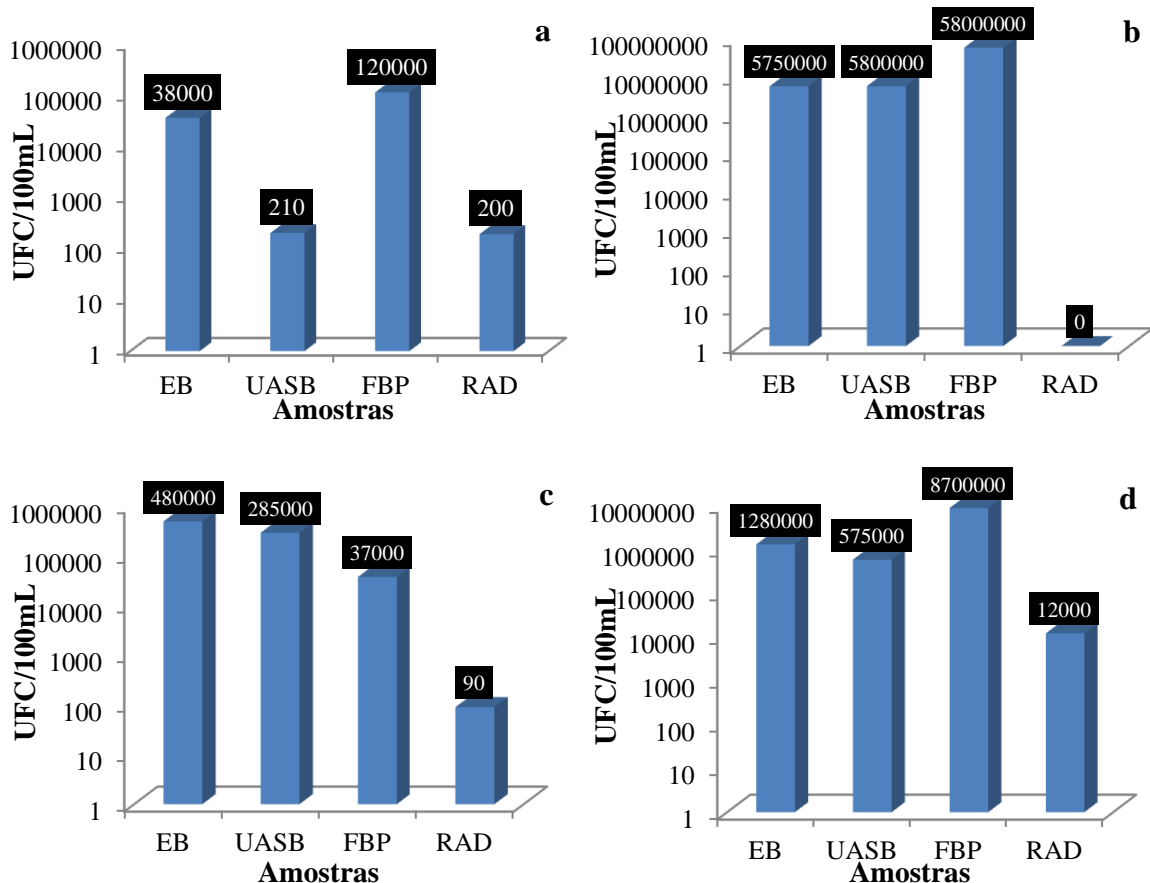


Figura 17 (a, b, c e d) - Comportamento dos sistemas em relação à carga microbiana.

Segundo Cavalcanti (2009) os fatores que contribuem para baixa remoção de organismos patogênicos nos reatores anaeróbios são, as temperaturas favoráveis, em torno de 30°C, pouca penetração da luz solar, pH favorável na faixa de 7,0. Esse conjunto de fatores

dentro do reator anaeróbio proporciona baixa eficiência de remoção de organismos patogênicos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal.

Os valores elevados de carga microbiana no efluente do FBP podem ser explicados devido à presença do biofilme do sistema, uma vez que essa análise é para toda a carga microbiana existente no efluente.

No efluente do sistema RAD observa-se que houve uma redução considerável da carga microbiana comparado aos demais sistemas. Isso pode ser explicado pelos elevados valores de temperatura, pH e oxigênio dissolvido, além da grande produção de algas, fatores este que contribuem para redução de bactérias dentro do sistema.

### 5.11 Comunidade Algal

O conhecimento e a grande importância das microalgas em lagoas de tratamento, ainda são escassos, bem como o levantamento taxonômico do fitoplâncton e o que a presença de cada táxon representa.

No presente estudo, buscou-se identificar e conceituar as atividades destes organismos dentro do processo de tratamento destes esgotos.

No efluente do RAD, a comunidade fitoplanctônica esteve representada pelas ordens Chlamydomonadales, Chlorococcales, Euglenales, Choroococcales, Nostocales conforme Tabela 4.

**Tabela 4:** Comunidade fitoplanctônica encontrada no efluente do sistema RAD.

FILO	CLASSE	ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO
Chlorophyta	Chlorophyceae	Chlamydomonadales	Chlamydomonadaceae	<i>Chlamidomonas sp</i>
			Volvocaceae	<i>Pandorina sp.</i>
		Chlorococcales	-	-
Euglenozoa	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena sp</i>
Cyanophyta	Cyanophyceae	Choroococcales	-	-
		Nostocales	-	-
		Oscillatoriales	-	-

No início do experimento foi constatada a presença das espécies de *Euglenas*, *Chlamidomonas*, *Pandorina*. Já no final foram encontradas, *Euglenas*, *Chlamidomonas*, *Chlorococcales*, *Choroococcales*, *Nostocales*, *Oscillatoriales*. Vale ressaltar que tanto no

começo quanto no final do experimento houve presença de rotíferos (zooplâncton) (ilustrações em apêndices).

Park; Craggs e Shilton (2011) ressalta que as variações na dominância da biomassa algal, geralmente são causadas por mudanças nas condições ambientais como, variação sazonal da radiação da energia solar, variação da temperatura, que são conhecidos para afetar sucessões de espécies, bem como parâmetros operacionais, tais como, tempo de detenção hidráulica.

Sant'Anna; Azevedo e Sormus (1989) e Round (1983), afirmam que Clorofíceas apresentam preferência por águas de baixa profundidade, meios alcalinos, turbidez elevada, ecossistemas de elevado grau de trofia devido a habilidade competitiva da espécie de assimilar nutrientes.

A classe *Euglenophyceae*, no entanto, tem preferência por altos teores de amônia (HUBER-PESTALOZI, 1955) e ainda, conforme Reynolds *et al.* (2002), as mesmas são favorecidas em condições altas de demanda bioquímica de oxigênio, e com elevada carga de matéria orgânica. As euglenofíceas podem ser indicadoras biológicas da poluição orgânica da água, sendo amplamente empregadas na hidrobiologia sanitária (XAVIER, 1988).

Cruz (2005) no seu trabalho com variações temporais de parâmetros físico-químicos e fitoplanctônicos em lagoas facultativas operando em regime de batelada, também encontrou vários táxons de Chlorophyceae, como *Chlamydomonas sp.*, *Chlorococcales sp.*; de Cyanophyceae, como *Lyngbia sp.*; *Oscillatoria sp.*; *Spirulina sp.* E também encontrou espécies de Euglenophyceae.

Edwards (1992) relata que dentre o fitoplâncton típico de lagoas de estabilização, tendem a predominar as algas verdes como *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas* e pigmentadas como *Euglena*, porém, em regiões ou períodos de temperaturas elevadas, podem se tornar dominantes as algas verde-azuladas e cianobactérias como *Oscillatoria*.

Durante o experimento pôde-se observar que o efluente do RAD apresentou cor verde escura e parcialmente transparente, demonstrando boas condições, verde amarelada ou excessivamente clara, onde ocorre a presença de crescimento de rotíferos, bem como, também verde leitosa, que ocorre o processo de autofloculação, decorrente de elevação do pH e da temperatura (ilustrações em apêndices).

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A construção e o dimensionamento do Reator de Algas Dispersas cumpriram com seu objetivo principal, produzindo algas para a desinfecção do afluente proveniente do filtro biológico percolador, obtendo resultados satisfatórios em relação à remoção de matéria orgânica, nutrientes como fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato e principalmente a redução de organismos patogênicos (coliformes totais, coliformes termotolerantes e carga microbiana).

O Reator de Algas Dispersas obteve um bom desempenho no processo de desinfecção, produzindo efluente final com boa qualidade sanitária, atendendo aos padrões de lançamento recomendados pela resolução 357/2005 do CONAMA.

No processo de identificação das algas observou-se a predominância de Chlorophyceae e Euglenophyceae desde o início do processo, que de acordo com a literatura são grupos frequentemente encontrados em lagoas de polimento, sendo muito importantes no processo de desinfecção.

Por fim, o RAD mostrou ser uma alternativa promissora para o processo de desinfecção de efluente pré-tratado anaerobiamente por Reator UASB seguido de FBP, pois atingiu os objetivos esperados no presente estudo.

### Recomendações:

Diante dos resultados obtidos no presente estudo, recomenda-se que sejam feitas a quantificação da biomassa fitoplanctônica através da análise de sólidos e também análises de concentração de clorofila *a*.

## REFERÊNCIAS

- AISSE, M. M. B.; BONA, A. GARBOSSA, L. H. P.; JÜRGENSEN, D. ALÉM SOBRINHO, P., Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico para o Tratamento de Esgoto Sanitário. In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais*. João Pessoa-PB. 2001. p.1-11.
- ANDERSON, D. L.; SIEGRIST, R. L.; OTIS, R. J. *Technology assessment of intermittent sand filters*. USEPA - Municipal Environ. Res. Lab. Cincinnati, OH. 1985.
- ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, M. *Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluente*. *Water Science and Technology*, v.66. 2012. p. 1239-1246.
- ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Dekker, New York, 892 p. 1981.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.
- BICUDO, C. E. M; MENEZES, M. *Gênero de algas continentais do Brasil*. (Chave para identificação e descrições). 3º ed. São Carlos: RiMa, 2017, 572 p.
- BORSOI, Z.; LANARI, N.; TORRES S.; GOMES S. M. *Informe infraestrutura área de projetos de infraestrutura tratamento de esgoto: tecnologias acessíveis*, G7416.DOC, 2002.
- BUCHAUER, K. A. *A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluentes to waste – water and sludge treatment processes*. *Water S. A.* v. 1, n.24, 1998, p. 49-56.
- CAMARGO VALERO, M. A.; READ, L. F.; MARA, D. D.; NEWTON, R. J.; CURTIS, T. P.; DAVENPORT, R. J. Nitrification-denitrification In: *waste stabilisation ponds: a mechanism for permanent nitrogen removal In: maturation ponds*. *Water Science and Technology*, v.61, n.5, 2010b. p. 1137-1146.
- CAMPOS, J. R. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L O.; Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). *Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte – MG. 2001. p. 105-170.
- CAVALCANTI, P. F. F. *Aplicação de Reatores UASB e Lagoas de Polimento no Tratamento de Esgoto Doméstico*. 1 ed. João Pessoa-PB: Gráfica Santa Marta, 2009, 172 p.
- CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Norma Técnica LI.009*:. Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas. São Paulo, 1986. p. 128.

\_\_\_\_\_. *Norma Técnica L5.202: Coliformes totais, coliformes termotolerantes e Escherichia coli - Determinação pela técnica de tubos múltiplos*. 5° ed. São Paulo, 2018, p. 29.

CHERNICCHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2 ed. v. 5, Belo Horizonte, 2007.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 357*, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterado pela Resolução CONAMA 397/2008.

\_\_\_\_\_. *Resolução nº 430*, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. p. 9.

CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. *Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas*. Water Science and Technology, v. 48, n.2, 2003, p. 259-267.

CRUZ, L.S.; JÚNIOR, C.D.; KELLER, R.P.; CASSINI, S.T.A.; GONÇALVES, R.F. *Variações Temporais de Parâmetros Físico-Químicos e Fitoplanctônicos em Lagoas Facultativas Operando em Regime de Batelada*. In: *VI Seminário Estadual Sobre Saneamento e Meio Ambiente*, Anais, v. 1, Vitória. 2005.

EDWARDS, P. *Reuse of human wastes in aquaculture A technical review*. UNDP World Bank Water Research Program. Washington D.C: THE WORLD BANK., 1992. 350 p.

EL HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. *High rate algal pond performances In: faecal coliforms and helminth egg removals*. Water Science and Technology, v. 28, n. 1, 1994, p. 171-174.

FARRUGIA, B., *Sistemas biológicos para tratamento de efluentes*. Revista técnica do tratamento de água e efluentes, 2012.

FERRAZ, D. L. M. *Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado*. 2014. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal – RN, 2014.

GÓMEZ, E.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; BONTOUX, J. *Ammonia elimination process in stabilization and high-rate algal pond systems*. Water Science and Technology, v. 31. n. 12. 1995. p. 303-312.

HUBER-PESTALOZZI, G.. Euglenaceen. In: Huber- Pestalozzi, G. (ed.). *Das phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie*. Teil 4, E. Schweizervbart'sche Verlangsbuchhandlung. Stuttgart v. 16, n. 4, 1955, 1-605 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7ª ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2014.

- KATO, T. M.; ANDRADE NETO, O. C.; CHERNICHARO, L. A. C.; FORESTI, E.; CYBIS, F. L. *ConFigurações de reatores anaeróbios*. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.29-52.
- KÖNIG, A. *Biología de las lagunas de estabilización: Algas*. In: MENDONÇA, S. R. *Sistemas de lagunas de estabilización*. McGraw-Hill. Colômbia. 2000.
- LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. *Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters*. Water Research. v. 45, n. 16. 2011. p. 4683-4699.
- LETTINGA, G.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H. *Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system*. Water Research, 2004.
- LIMA, A. B. B. V. *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processos biológico aeróbio*. 2006. Dissertação (Departamento de Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.
- LIMA, D. F. *Tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização rasas*. 2010. Dissertação. Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, 2010.
- LIMA, D. A. *Tratamento de esgotos domésticos em reator anaeróbio híbrido (Rah) seguido de reator com algas imobilizadas (Rai)*. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB, 2015.
- LUCENA, D. V. *Avaliação do desempenho de lagoas de polimento em fluxo contínuo e semicontínuo no pós-tratamento de efluente de Reator UASB*. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso. (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 2016. 40 p.
- LUZ E. DE-BASHAN, YOAV BASHAN. *Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects*. Bioresource Technology. v. 101. 2010. p. 1611–1627.
- MARA, D. D. *Proposed design for oxidation ponds in hot climates*. Journal of the Environmental Engineering Division. ASCE, 1975, p. 101:296.
- MARA, D. D. *Waste stabilization ponds: Effluent quality requirements and implications for process design*. Water Science & Technology. v.33, n.7. 1996. p. 23-31.
- MARA, D.D.; ALABASTER, G.P.; PERSON, H.W.; MILLS, S.W. *Waste stabilization ponds. A design manual for Eastern Africa. Lagoon Technology International*. Leeds, 1992, p. 121.
- METCALF E EDDY. *Wasterwater Engineering: Treatment and reuse*. 4. ed. New York: McGraw-Hill International edition, 2003.

- MENDES, m. C. Q.; GONZALES, A. A. C.; MENEZES, M.; NUNES, J. M. C.; PEREIRA, S.; NASCIMENTO, A. *Coleção de microalgas de ambientes dulciaquícolos naturais da Bahia, Brasil, como potencial fonte para a produção de biocombustíveis: uma abordagem taxonômica*. Acta Botanica Brasilica, v. 26, n. 3, 2012, p. 691-696.
- MENEZES, M.; SUEMA, B.; GUIMARÃES, R. R.; SOUSA, V. L. M.; SOUSA, C. A.; SILVA, W. J.; DOMINGOS, P.; GÔMARA, G. *Composição florística de cianobactérias e microalgas do canal do Piraquê, lagoa Rodrigo de Freitas, sudeste do Brasil*. Oecologia Australis, v. 16, n. 3, 2012, p. 421-440.
- MUELLER, E.B.; STOUTHAMER, A.H.; VAN VERSEVELD, H.W. *Simultaneous NH<sub>3</sub> oxidation and N<sub>2</sub> production at reduced O<sub>2</sub> tensions by sewage sludge subcultured with chemolithotrophic medium*. Biodegradation, v.6. 1995. p. 339-349.
- NASCIMENTO, M. C. P. *Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB*. 2001. Dissertação. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte, 2001.
- NAKAGAWA, D. H. *Influência da adição de micro-organismos eficientes no tratamento de esgoto sanitário utilizando Reator Aeróbio em Bateladas Sequenciais*. 2013. Monografia. (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2013.
- OLIVEIRA, E. G. *Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico*. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual da Paraíba – UEPB. Campina Grande – PB, 2015.
- PARK, J.B.K.; CRAGGS, R.J.; SHILTON, A.N. *Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond*. Water research. V. 45. 2011. p. 6637-6649.
- PEARSON, H.W.; MARA, D.D; MILLS, S.W.; SMALLMAN, D.J. *Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds*. Water Science & Technology, v.19, n.12, 1987. p. 145-152.
- PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; OLIJNYK, D. P.; WANG, X.; QIU, J. P. E. BRISSAUD, F. *Nitrogen removal in wastewater stabilisation ponds, Desalination and Water Treatment*. v. 4. 2009. p. 103-110.
- REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V.L.M., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. *Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton*. Journal of Plankton Research 24: 417-428. 2002.
- RIBEIRO, P. C. *Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização*. 2007. Dissertação. (Engenharia Civil e Ambiental, UFCG). Campina Grande-PB, 2007.
- RODIER, J. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer*. v.1, 5 ed. Dunod (Ed.) Paris. 1975. p. 692.

- RODRIGUES, V. A. J. *Influência do sedimento no processo de remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação em lagoas de polimento*. 2016. Tese. (Escola de Engenharia da UFMG). Belo Horizonte, 2016.
- ROUND, F. E. *Biologia das algas*. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Dois, 1983.
- SAAE – Serviço autônomo de Água e Esgoto *Sistemas de Tratamento de Esgoto Aracruz*. Junho de 2006.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SORMUS, L. *Fitoplâncton das lagoas das garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo – SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos*. Hoehnea, v. 16, 1989, p. 89-131.
- SANTOS, A.S.P. *Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos*. Dissertação. Mestre em Ciências. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2005.
- SANTOS, V. D; MARQUES, J. J. *Desenvolvimento de um simulador de um reator anaeróbio de contato para tratamento de efluentes líquidos orgânicos*. Revista Eletrônica da FANESE. v. 4, n. 1. Aracaju – SE, 2015.
- SIGEE, D. C. *Freshwater microbiology*. Chichester-UK, John Wiley & Sons Ltd, 2004, 524p.
- SILVA, S. A. e MARA, D. D. *Tratamento Biológicos de Águas Residuárias*. Lagoa de estabilização. 1ªed. ABES Rio de Janeiro – RJ, 1979, 140 p.
- SILVA JR., C.; SASSON, S. *Biologia 2: seres vivos, estruturas e função*. (Cezar e Sezar). Atual Editora, São Paulo, 2ª ed. 1993, 382 p.
- SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A.; TANIWAKI, M. H.; SANTOS, R. F. S.; GOMES, R. A. R. *Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água*. 4º ed. São Paulo: Livraria Varela, 2010, 632 p.
- SOUSA, T. A. T. *Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento*. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia. Campina Grande – PB, 2015.
- VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente*. Campina Grande: EpGraf, 2 ed., v.1, 1994, 255p.
- VAN HAANDEL, A. C. e VAN DER LUBBE, J. *Handbook biological wastewater treatment, design and optimization of activate sludge systems*. 2 ed. s.l.: IWA, 2012.
- VON SPERLING, Marco. *Princípios de tratamento biológicos de águas residuárias*. Minas Gerais, Departamento de engenharia sanitária e ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. v. 3, 1996, 134 p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização*. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2002, 196 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental -UFMG. v. 1, 3 edição, 2005.

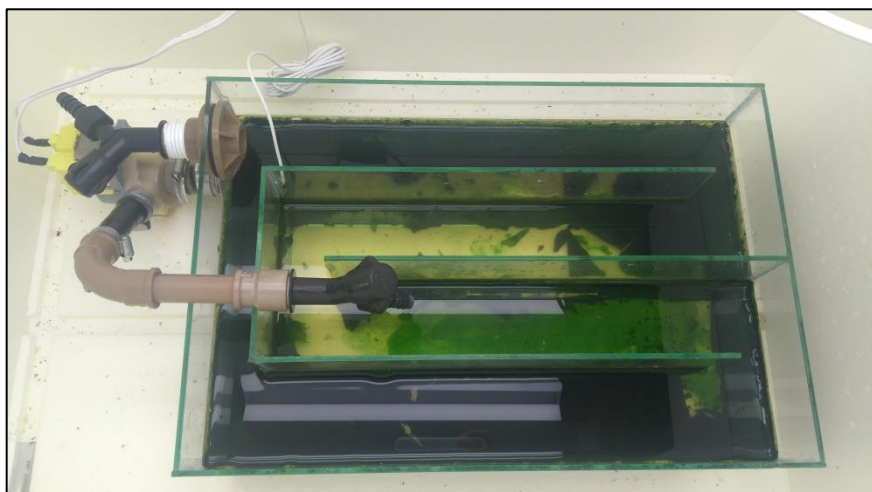
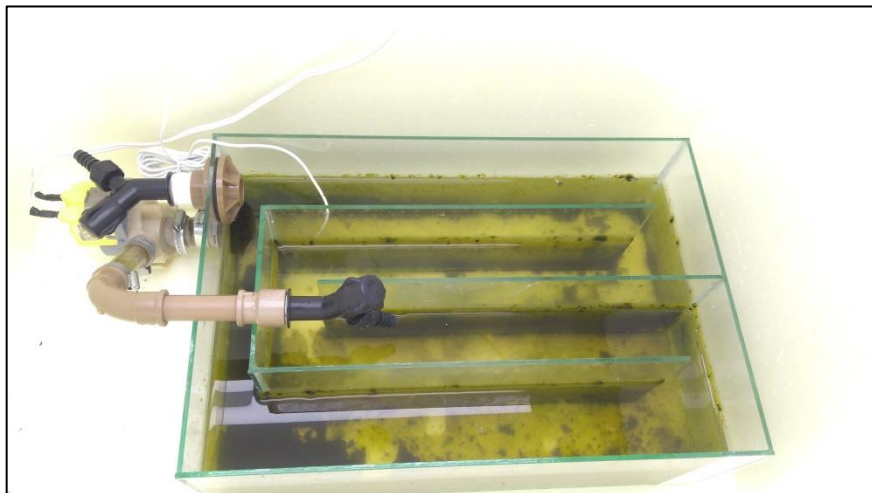
XAVIER, M. B. *O gênero Euglena Ehrenberg de lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, Brasil*. Hoehnea v. 15, 1988, p. 65-87.

WHO – World Health Organization. *WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. V.1, Policy and regulatory aspects. Ed. WHO©, 2006, p. 100.

YANEZ, F. *Lagunas de estabilización*. Lima, PERU: Ed. CEPIS, 1993, 379 p.

## APÊNDICES

APÊNDICE A – Imagens do efluente do Sistema RAD.



APÊNDICE B – Imagens da comunidade fitoplanctônica encontrada no efluente do sistema RAD.

