



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA - UEPB
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA - CCT
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
- PPGCTA**

DISSERTAÇÃO

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOA DE
POLIMENTO**

Mestrando: TALES ABREU TAVARES DE SOUSA

Orientador: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

Co-orientador: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**CAMPINA GRANDE-PB
FEVEREIRO DE 2015**

TALES ABREU TAVARES DE SOUSA

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOA DE
POLIMENTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes
Co-orientador: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

Campina Grande – PB
Fevereiro de 2015

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

S725p Sousa, Tales Abreu Tavares de.
Pós-tratamento de efluentes anaeróbio em lagoa de polimento
[manuscrito] / Tales Abreu Tavares de Sousa. - 2015.
80 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -
Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e
Tecnologia, 2015.

"Orientação: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes, Departamento de
Engenharia Sanitária e Ambiental".

"Co-Orientação: Israel Nunes Henrique, Departamento de
Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Tratamento de efluente. 2. Lagoa de polimento. 3.
Desinfecção. I. Título.

21. ed. CDD 628.3

TALES ABREU TAVARES DE SOUSA

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO EM LAGOA DE POLIMENTO

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado de Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

Banca Examinadora:

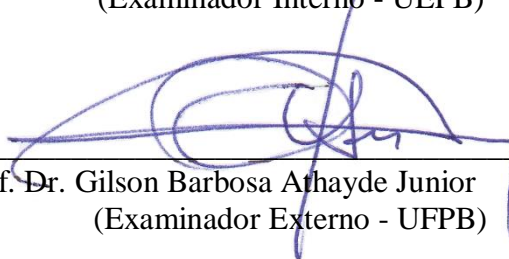
Campina Grande, 27 de Fevereiro de 2015



Prof. Dr. Israel Nunes Henrique
(Co-Orientador e presidente da banca – UFOPA)



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
(Examinador Interno - UEPB)



Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior
(Examinador Externo - UFPB)

Campina Grande - PB
Fevereiro de 2015

*Dedico este trabalho a **Deus** e a toda minha **família**, por todo o amor, carinho, amizade, compreensão, apoio, paciência e cuidado durante essa jornada. E em especial aos meus **pais**, maiores mestres, amigos e professores que tive.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Santíssima Trindade, não só por minha vida, mas sim por Sua infinita misericórdia em proporcionar chuva aos justos e injustos e fazer o sol brilhar para os bons e os maus, e assim me amar e sempre me abençoar com saúde, família, amigos, professores, entre outras bênçãos.

Agradeço aos meus pais, José Tavares de Sousa e Maria Auxiliadora de Abreu Tavares de Sousa, os quais são meus exemplos de cidadão, família e ser humano além de serem meus alicerces essenciais para construção de minha vida, proporcionando-me sempre amor incondicional, um investimento pesado em meus estudos, educação, e formação como pessoa. Aos meus tios, irmãos, namorada, primos e amigos da família que apoiaram a mim e a meus pais na constante luta por uma formação descente dos filhos.

Agradeço aos meus tios e tias que muitas vezes fizeram papel de pai e mãe. E a meus vizinhos, Seu Euclides e Dona Guia, que se fizeram presentes em cada momento de minha vida como meus avós de coração.

Aos meus irmãos, namorada, primos e sobrinha Maíra, que me proporcionaram os meus melhores momentos ao longo dessa conquista. Meu irmão gêmeo, Tiago Abreu Tavares de Sousa, que vive em cumplicidade comigo, Milena Abreu Tavares de Sousa, que é uma irmã companheira, parceira e sempre nos zelou como irmãos mais novos, os primos, que muitas vezes confundi como irmãos. A minha namorada, Larissa Rodrigues Apolinário da Silva, que tem se dedicado a minha felicidade ao longo de nossa história. Em especial a minha sobrinha Maíra, que me proporciona o meu melhor, o meu mais gostoso sorriso, e me deu a certeza de que quero ser pai.

A meus professores, aos tantos que tive nessa minha vida acadêmica, os mestres da família CERC, da escola técnica Redentorista e da UEPB, que se fizeram amigos inesquecíveis, marcados com carinho cativado em uma sala de aula no dia-a-dia, e em especial dona Socorro. A meus amigos e colegas que me fizeram escrever o significado da palavra amizade em meu dicionário da vida, além do companheirismo, da cumplicidade, do amor... Agradeço a cada pessoa que de alguma forma me influenciou, seja inconscientemente ou intencionalmente, aos bons frutos que venho colhendo.

A todos os colegas da EXTRABES, em especial ao Sr. Marconi, Aluízio, Dayanne e Jéssyca. Sem me esquecer da eterna professora Célia, Israel, Virgínia, Danyllo, Eyre, Luciana, Carol, Júlia, Cleyton, Edilma, Silvânia, Elaine, Nélia, Josivandro, Vinícius, Lincoln, e tantos outros que por lá passaram, deixando sua contribuição.

Agradeço aos meus orientadores, os professores Wilton Silva Lopes, Israel Nunes Henrique, Valderi Duarte Leite e o professor José Tavares de Sousa que me proporcionaram um novo mundo, pela orientação, amizade proporcionada pelo contato acadêmico, paciência e pela oportunidade de ingressar no mundo acadêmico da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), os professores que o compõe, o secretário Josemberg, A UEPB, a CAPES, CNPq e a FINEP, que proporcionam a inúmeros alunos o conhecimento do mundo da ciência, da pesquisa e do desenvolvimento.

Por fim, não menos importante, agradeço à banca examinadora, os professores Gilson Barbosa Athayde Junior, como examinador externo, e ao professor Valderi Duarte Leite como examinador interno, que disponibilizaram seu tempo, contribuindo no meu acadêmico.

A todos vocês meu sincero OBRIGADO!

“Se enxerguei mais longe, foi porque me apoiei sobre os ombros de gigantes”.

(Isaac Newton)

RESUMO

O tratamento de esgotos domésticos em reatores UASBs seguido de lagoa de polimento é uma alternativa sustentável, sobretudo para o nordeste do Brasil. Dessa forma, o presente trabalho utilizou lagoas de polimento como pós-tratamento de efluente de reator UASB. Foram construídos e operados dois sistemas de tratamento: 1) Estação compacta (reator UASB com filtro de areia de fluxo intermitente) seguido de duas lagoas de polimento rasas, com profundidade de 0,18 m; 2) Reator UASB seguido de duas lagoas de polimento, com diferentes regimes hidráulicos (batelada e contínuo) e mesma profundidade (0,60 m). No sistema 1, nas condições do experimento, com baixa concentração orgânica ($83 \pm 25 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ de DQO filtrada e $49 \pm 6 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$), alta incidência de luz solar ($597 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$) temperatura variando de 20 a 30 °C, e consumo biológico de gás carbônico suficiente para elevar a média das unidades de pH; a lagoa 1, alimentada pelo efluente aeróbio da estação compacta, alcançou um pH 9,6 e garantiu remoção média de 86% de nitrogênio total *kjeldahl*, 82% de fósforo total e 88% de ortofosfato e coliformes termotolerantes menor que 1000 UFC.100ml⁻¹ atendendo a exigência da OMS (WHO, 2006) para irrigação irrestrita. Ainda no sistema 1, a lagoa 2, alimentada pelo efluente anaeróbio da estação compacta rasa de polimento, alcançou pH de 8,6 e removeu 80% de N-NTK, 53% de fósforo total e 44% de ortofosfato, e coliformes termotolerantes maior que 1000 UFC.100ml⁻¹. As lagoas 0,60 m de profundidade, operadas em batelada e em fluxo contínuo, respectivamente com TDH de 9 e 12 dias, apresentaram baixa remoção de nutrientes e pouca eficiência de remoção de coliformes, 96,85 e 97,21 %, equivalentes apenas duas unidades logs. Apresentam também uma insignificante eficiência de remoção, tanto para fósforo total (eficiência < 2%) quanto para ortofosfato (eficiência < 25%), e as remoções de N-NTK, quando comparadas com as lagoas de 0,18 m, são de valores médios ineficientes, 55% e 68% para LP3 e LP4, respectivamente.

Palavras-chave: Remoção de nutrientes, lagoa de polimento, desinfecção.

ABSTRACT

The domestic sewage treatment in UASBs reactors followed by polishing pond is a sustainable alternative, especially to the northeast of Brazil. Therefore, the present study applied polishing ponds as anaerobic effluent post-treatment. Two treatment systems were constructed and operated: 1) compact station (UASB reactor with intermittent flow sand filter) followed by two 0.18 m deep shallow polishing ponds; 2) UASB reactor followed by two polishing ponds with different hydraulic systems (batch and continuous) and same depth (0.60 m). At system 1, at experimental conditions, with low organic concentration ($87 \text{ mgO}_2\text{L}^{-1}$ filtered COD and 49 mgSSV.L^{-1}), high sunlight incidence (597 Wm^{-2}), high temperature (20 to 30 °C) and carbon dioxide biological consumption sufficient to raise the average pH units; the pond 1, feed with the aerobic effluent from the compact system, reached a 9.6 pH and provided an average removal of 86% of the total *kjeldahl* nitrogen, 82% of total phosphorus and 88% ortho-phosphate and coliform less than 1000 UFC.100ml⁻¹ meeting the requirements of WHO (2006) for unrestricted irrigation. Also at system 1, the pond 2, feed with the anaerobic effluent from the compact system, reached a 8.6 pH and removed 80% NTK-N, 53% of total phosphorus and 44% ortho-phosphate, but did not obtain coliform final average less than 1000 UFC.100ml⁻¹. Both the 0.60 m deep ponds, 9 days batch and 12 days continuous hydraulic systems, achieved low nutrients removal and poor coliform efficiency, 96,85 and 97,21 %, equivalent to only two log units. Also achieved a negligible removal efficiency for both total phosphorus (efficiency <2%) and for ortho-phosphate (efficiency <25%); the NTK-N removal, compared to the ponds of 0.18 m were inefficient average values, 55% and 68% for PP3 and PP4 respectively.

Keywords: Nutrient removal, polishing ponds, disinfection

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 – Sequência de acceptor de elétrons em distintos ambientes: anaeróbio, aeróbio e anóxico.....	17
FIGURA 02 – Idealização do comportamento das zonas aeróbia e anaeróbia nas diferentes condições de carga de DBO e do período do dia.....	20
FIGURA 03 – Esquema dos dois sistemas de tratamento com os quatro diferentes pós tratamentos por lagoas de polimento.....	27
FIGURA 04 – Esquema dos dois sistemas de tratamento utilizados durante a pesquisa.....	30
FIGURA 05 – Imagem dimensional do reator compacto do sistema 1.....	32
FIGURA 06 – Imagem real do sistema experimental 1. Duas lagoas de polimento como pós-tratamento de um reator compacto composto de UASB, decantador secundário e filtro de areia.....	33
FIGURA 07 – Foto da primeira etapa do sistema experimental 2. Reator UASB (A) com separador em forma de Y, seguido do decantador secundário (B).....	35
FIGURA 08 – Foto da segunda etapa do sistema experimental 2. As lagoas de polimento 3 e 4.....	36
FIGURA 09 – Esquema dos pontos de coleta para análises microbiológicas e algumas físico-químicas.....	38
FIGURA 10 – Imagem real do equipamento, das duas primeiras lagoas em estudo e do desenho esquemático dos acessórios e equipamentos utilizados para determinação da TCO.....	40
FIGURA 11 – Imagem real das câmaras de Utermohl e de três amostras coletadas para análise.....	41
FIGURA 12 – Valores médios da DQO bruta e filtrada para todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do EC e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.....	45
FIGURA 13 – Valores médios dos Sólidos Suspensos Totais (SST) e dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) de todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.....	47
FIGURA 14 – Valores médios do nitrogênio total (N-NTKjeldahl), do nitrogênio amoniacal (N-NH ₄), de Nitrito (N-NO ₂) e Nitrato (N-NO ₃) para todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do	49

UASB e LP4.....	
FIGURA 15 – Valores médios semanais da alcalinidade e do pH dos efluentes do DS e da LP2, durante o período de fevereiro a agosto de 2014.....	51
FIGURA 16 – Valores médios de Fósforo (P) e de Ortofosfato (PO) de todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.....	52
FIGURA 16 – Valores médios de Fósforo (P) e de Ortofosfato (PO) de todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.....	53
Figura 17 – Comportamento médio do OD (mg.L^{-1}), da temperatura, do UV e da irradiância realizada “in loco” na LP2.....	56
Figura 18 – Comportamento médio do OD (mg.L^{-1}), da temperatura, do UV e da irradiância realizada “in loco” na LP3.....	56
Figura 19 – Comportamento médio do OD (mg.L^{-1}), da temperatura, do UV e da irradiância realizada “in loco” na LP4.....	57
FIGURA 20 – Valores médios de Coliformes Termotolerantes do primeiro experimento. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2.....	59
FIGURA 21 – Composição das espécies presentes na PL1, durante o período de 20/06 a 27/07 de 2014.....	61
FIGURA 22 – Composição das espécies presentes na PL2, durante o período de 20/06 a 27/07 de 2014.....	62
Figura 23 – Produção de biomassa algal em função da Irradiância.....	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Diferenças entre lagoas de estabilização e lagoa de polimento.....	23
Tabela 02 – Parâmetros operacionais do sistema 1.....	35
Tabela 03 – Configuração física e operacional do sistema 2.....	36
Tabela 04 – Parâmetros de caracterizações física, química e biológica utilizadas no tratamento de águas residuárias.....	39
Tabela 05 – Valores médios do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante a fase experimental 1.....	44
Tabela 06 – Valores médios do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante a fase experimental 2.....	45
Tabela 07 – Comunidades fitoplanctônicas identificadas e representadas em porcentagem.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
AT	Alcalinidade Total
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DS	Decantador Secundário
EB	Esgoto Bruto
EC	Estação Compacta
Eh	Potencial redox
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
FINEP	Financiadora de Projetos e Pesquisas
H ₂ O	Água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LP1	Lagoa de Polimento 1
LP2	Lagoa de Polimento 2
LP3	Lagoa de Polimento 3
LP4	Lagoa de Polimento 4
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio como nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio como nitrato
N-NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH	Potencial Hidrogeniônico

PVC	Policloreto de Polivinila
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
TV	Sólidos Totais Voláteis
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
WHO	World Health Organization

Sumário

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	20
2.1. Objetivo Geral.....	20
2.2. Objetivos Específicos	20
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	21
3.1 Reatores anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB)	21
3.2 Lagoas de estabilização	22
3.2.1 Lagoas anaeróbias	27
3.2.2 Lagoas facultativas.....	28
3.2.3 Lagoas de maturação e lagoa de polimento.....	29
3.2.4 Fatores que afetam a remoção de organismos patogênicos.....	32
3.2.5 Remoções de nutrientes em lagoa de estabilização	37
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
4.1. Localização	39
4.2. Sistemas de tratamento	39
4.2.1 Experimento 1.....	41
4.2.2 Experimento 2.....	44
4.3. Análises	47
4.3.1. Procedimento analítico	47

4.3.2. Utilização da respirometria.....	49
4.3.3 Estação meteorológica.....	50
4.3.4 Análise da comunidade planctônica.....	50
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	53
5.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	55
5.2 Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV).....	56
5.3 Nitrogênio e suas frações.....	58
5.4 Fósforo e Ortofosfato.....	61
5.5 Produção de Oxigênio dissolvido durante o processo fotossintético.....	64
5.6 Parâmetros microbiológicos.....	66
5.6.1 Parâmetros Sanitários.....	67
5.7 Comunidades fitoplanctônicas.....	69
5.7.1 Produção de massa algal.....	71
6. CONCLUSÕES.....	73
07. RECOMENDAÇÕES.....	74
8. REFERÊNCIAS.....	75

1. INTRODUÇÃO

No tratamento dos esgotos sanitários existem duas distintas abordagens: sistemas centralizados no qual é concentrado um grande volume em uma única estação de tratamento, estes são complexos e caros em termos de construção, operação e manutenção e sistemas descentralizados, que são adotados por pequenas comunidades ou residências isoladas, utilizando inúmeras estações de menor porte para tratamento de pequenos volumes, são mais simples, de menor custo operacional e geralmente próximo ao ponto de geração de resíduos e, pelo fato de consistir em sistemas simples, potencializa a inserção social de comunidades carentes, quando soluções mais complexas que tem custo elevado não conseguem atender a demanda (PARTEN, 2010).

Conforme dados do IBGE (2010), é predominante a quantidade de municípios brasileiros com menos de 20.000 habitantes que, em sua grande parte, consistem em pequenas comunidades com predominante população na zona rural, onde não existem estações de tratamento e por esta razão os esgotos gerados são geralmente lançados nos corpos hídricos. Essa prática tem contribuído no agravamento dos problemas de saúde pública e ambiental, além de possibilitar a morte de rios, principalmente em regiões de rios intermitentes, a exemplo do nordeste do Brasil. A utilização de sistemas de tratamento compacto, simples, eficiente, sustentáveis e economicamente viáveis podem mitigar tais prejuízos.

Os tratamentos biológicos de esgotos sanitários são processos naturais de autodepuração otimizado pelo homem. Esse tratamento consiste na transformação da matéria orgânica complexa em produtos finais estabilizados a exemplo de metano e dióxido de carbono (METCALF & EDDY, 2003).

Os sistemas convencionais de lagoas de estabilização para cidades de médio e pequeno portes em regiões de clima quente ainda são adequados devido a sua simplicidade, disponibilidade de área, baixo custo operacional, satisfatória remoção de matéria orgânica e qualidade sanitária no efluente final. No entanto, a necessidade de grandes áreas para implementação dessas lagoas tem se tornado inviável para cidades de grande porte com alta densidade demográfica e pouca disponibilidade de área. Portanto, a otimização de menores áreas para o tratamento de esgotos sanitários com mesma eficiência das lagoas convencionais de estabilização é a combinação do Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de

Lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) com as lagoas de polimento (POSSMOSER-NASCIMENTO *et al*, 2014).

Foresti *et al.* (2006) discutem o processo de expansão das tecnologias anaeróbias de tratamento de águas residuárias, devido as suas vantagens em relação ao tratamento aeróbio, principalmente pelo baixo custo de implantação e operação, simplicidade operacional, baixa produção de lodo excedente e lodo estabilizado, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes. Especificamente, o reator UASB tem se difundido e ganhado espaço nas últimas décadas, sobressaindo-se dentre as demais tecnologias de tratamento, possivelmente pelas vantagens já citadas. Entretanto, esse reator possui algumas limitações para gerar efluentes dentro dos padrões das legislações ambientais que têm despertado pesquisas acerca do pós-tratamentos (CHERNICHARO, 2007).

Com o advento da utilização de reatores UASB_s, no tratamento de esgotos sanitários, vislumbra-se real possibilidade desses reatores substituírem a necessidade de sistemas convencionais de lagoas de estabilização do tipo anaeróbias, porém, surge a necessidade de utilizar lagoa de polimento para não mais remover matéria orgânica e sim organismos patógenos e/ou nutrientes (CAVALCANTI, 2009). No tratamento de esgotos sanitários por lagoa facultativa a combinação do sistema anaeróbio-aeróbio apresenta as vantagens dos dois processos com um melhor custo-benefício (KASSAB *et al.*, 2010).

Para tanto, aliando-se a necessidade do pós-tratamento de águas residuárias tratadas por digestão anaeróbia, a presente pesquisa objetivou avaliar o desempenho de pós tratamento do sistema anaeróbio por lagoas de polimento.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar no tratamento de esgotos domésticos a eficiência das lagoas de polimento como pós-tratamento de efluente anaeróbio e aeróbio, quanto à remoção de nutrientes e à qualidade sanitária do efluente final.

2.2. Objetivos Específicos

- Comparar a eficiência das lagoas de polimento tratando efluentes de reator UASB e de filtro aeróbio de areia de fluxo intermitente, quanto aos aspectos físicos, químicos e biológicos;
- Avaliar a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes nos efluentes das lagoas de polimento;
- Avaliar a produção de algas em lagoas de polimento;
- Identificar as características morfológicas e morfométricas e identificar populações fitoplanctônicas nas diferentes lagoas de polimento, verificando os aspectos qualitativos e quantitativos;
- Avaliar a eficiência de remoção dos nutrientes nas lagoas de polimento;
- Realizar o teste respirométrico para quantificação da produção de oxigênio dissolvido das lagoas de alta taxa.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Reatores anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB)

Com o desenvolvimento tecnológico dos tratamentos anaeróbios, segundo Chernicharo (2007) as tecnologias anaeróbias de tratamento de águas residuárias têm adquirido espaço, impulsionado por suas vantagens em relação ao tratamento aeróbio, principalmente o baixo custo de implantação e operação dessa tecnologia. Além disso, o clima é um fator condicionante para esses sistemas, pois as bactérias anaeróbias trabalham melhor em altas temperaturas. Dentre essa gama de tecnologias anaeróbias, o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB) tem obtido destaque como consequência de seu baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia e baixa produção de biomassa. A sua razão de melhor eficiência e maior eficácia está no aumento da atividade bacteriana, prevalecendo-se da eficiente mistura e do aumento da área de contato entre a biomassa e o substrato. Jordão e Pessoa (2011) apresentam os reatores anaeróbios de alta taxa tendo três fatores de grande importância: acumulação da biomassa no interior do reator, melhor contato entre biomassa e o resíduo e, conseqüentemente, maior atividade bacteriana.

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (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 processo de tratamento no reator UASB acontece de forma natural com a separação de sólidos, líquidos e gases na parte superior do reator que contém um sistema separador trifásico, que permite a retenção e retorno do lodo, a canalização do biogás e, acima do separador, remove a massa líquida que retorna à digestão (CHERNICHARO, 1997). Todo lodo gerado sedimenta e fica concentrado na parte inferior do reator, sendo mantido em suspensão pelo fluxo ascendente do afluente, que também permite a sua floculação através

dessa movimentação, formando uma camada composta de grânulos de lodo ativo anaeróbio. O efluente segue para a zona de decantação, localizado na parte superior do reator. No entanto, efluente oriundo do reator UASB, geralmente, carece de um pós-tratamento, sobretudo para remoção de fósforo, nitrogênio e organismos patogênicos.

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 (CO_2) e na forma mais reduzida (CH_4). Os sistemas anaeróbios mais utilizados no tratamento de esgotos sanitários são: 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 e EDDY, 2003).

Chernicharo (2007) confirma que 70 a 90% da matéria orgânica submetida ao processo anaeróbio é predominantemente convertida em biogás e que, somente uma menor parcela (de 5 a 15%) é convertida em biomassa microbiana, a porcentagem restante não convertido em biogás ou biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%).

O tratamento anaeróbio de esgotos sanitários no Brasil encontra condições favoráveis devido às condições ambientais de um país tropical. Os processos de tratamentos por digestão anaeróbia, especialmente o reator UASB, em regiões tropicais e subtropicais criou a possibilidade de substituir os processos aeróbios na remoção de matéria orgânica. Porém, segundo Foresti *et al.*, (2006), alguns sistemas de tratamento de esgotos necessitam de um pós-tratamento para efluentes advindos de reatores anaeróbios, a fim de alcançar os padrões de emissão que prevalecem na maioria dos países. Este pós-tratamento é desnecessário em sistemas convencionais de lagoas de estabilização, nos quais a qualidade sanitária de seu efluente final é garantida.

3.2 Lagoas de estabilização

Historicamente, Segundo Kellner e Pires (1998) a utilização de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos sanitários data de 1901, quando a primeira lagoa de estabilização (LE) foi utilizada nos Estados Unidos, precisamente na cidade do Texas, San Antonio, com a finalidade de viabilizar a reutilização de seus efluentes na irrigação. Jordão e

Pessoa (2011) afirmam realmente ter sido nos Estados Unidos o surgimento das primeiras lagoas de origens acidentais, porém acreditam terem sido nas cidades de Santa Rosa da Califórnia no ano de 1924 e em Fesseden de Dakota do Norte no ano de 1928.

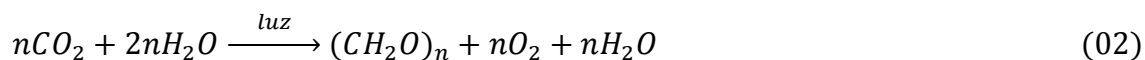
No Brasil a década de 70 é marcada como o período histórico da difusão, em vários estados brasileiros, do tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização, impulsionado por um país que proporciona condições favoráveis ao desenvolvimento microbiológico (ANDRADE NETO, 1997). O Brasil, sendo um país de climatologia favorável ao processo bacteriano e ao desenvolvimento algal e dispendo de grandes áreas, adotou e expandiu o uso das lagoas de estabilização na prática de tratamento de esgoto sanitário em todo o país, com apresentação de resultados satisfatórios em termos de qualidade do efluente quando analisados e balizados com a legislação vigente, referente à qualidade sanitária dos efluentes (Cavalcanti, 2009). Silva e Mara (1979), Kellner e Pires (1998) abordam o crescimento da pesquisa na área e destacam a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) e a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB/SP) como as principais instituições contribuintes para o desenvolvimento técnico-científico das lagoas de estabilização no Brasil.

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). No interior dos cloroplastos, ocorre a fotólise na presença da luz, conforme Equação 01.

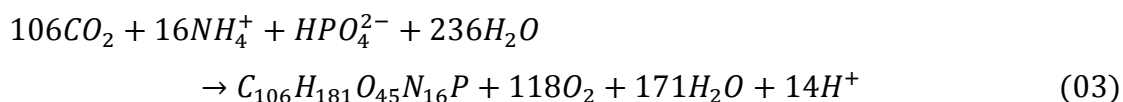


A Equação 01 representa a fotólise da água associada à clorofila, que é um dos processos mais importantes da fotossíntese, no qual a energia do fóton possibilita separar os átomos que compõem a molécula de água, libertando também elétrons que são armazenados quimicamente à molécula de oxigênio (O_2). A água como fonte de átomos de hidrogênio tem os prótons (H^+) utilizados pelos organismos fotossintetizantes para a redução do NADP.

Posteriormente, esses átomos de hidrogênio são utilizados na redução do CO_2 até carboidrato, conforme equação geral (02).



A equação 03 é a forma estequiométrica referente ao processo da fotossíntese, uma expressão já balanceada que explica a respiração algal. As algas quando em ambientes propícios se reproduzem e removem naturalmente os nutrientes do meio produzindo mais algas e oxigênio. A equação 03 (Oswald, 1988 apud Park e Craggs, 2011) demonstra o processo fotossintético, que são as algas na presença de nutrientes como o nitrogênio na forma de amônia (NH_4^+), o hidrogênio e o fósforo (HPO_4^{2-}), absorvendo a energia dos fótons da luz para reduzirem o dióxido de carbono (CO_2) e consumirem a água (H_2O), produzindo algas ($C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$), oxigênio (O_2), água (H_2O) e próton hidrogênio (H^+).



Conforme a estequiometria da equação 3 a biomassa algal é composta de 52,4% de carbono, 9,2% de nitrogênio e 1,3% de fósforo expressos em peso. Esses percentuais ajudam a estimar a quantidade de nutrientes contidos na produção de lodo algal numa lagoa de estabilização.

As lagoas de estabilização possuem diferentes possibilidades de projeções possíveis de serem aplicadas ao tratamento, permitindo distinguir diferentes modelos de lagoas com distintas projeções e configurações. Essas possibilidades são possíveis devido às lagoas de estabilização serem sistemas de tratamento biológico aplicados como método para o processo de tratamento das águas residuárias em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação microbiológica, seja por oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia, bem como por redução fotossintética realizada pelas algas de acordo com as diferentes possibilidades de projeções possíveis ao tratamento.

Segundo Silva e Mara (1979), as lagoas de estabilização deixaram de ser um processo desconhecido pelos homens e foram definidas por muitos autores como grandes tanques de pequena profundidade destinados ao tratamento absolutamente natural de águas residuárias bruta.

Porém, com o avanço da pesquisa na área quem definiu melhor as lagoas de estabilização foram autores como Kellner e Pires (1998); Von Sperling (2002); Cavalcanti (2009) e Jordão e Pessôa (2011) que abordam tais lagoas como sendo biorreatores de águas lânticas e de profundidade variável, relativamente rasas, destinadas a estabilizar a matéria orgânica das águas residuárias, de resíduos específicos como efluentes domiciliares e industriais, bem como a remoção dos agentes patógenos.

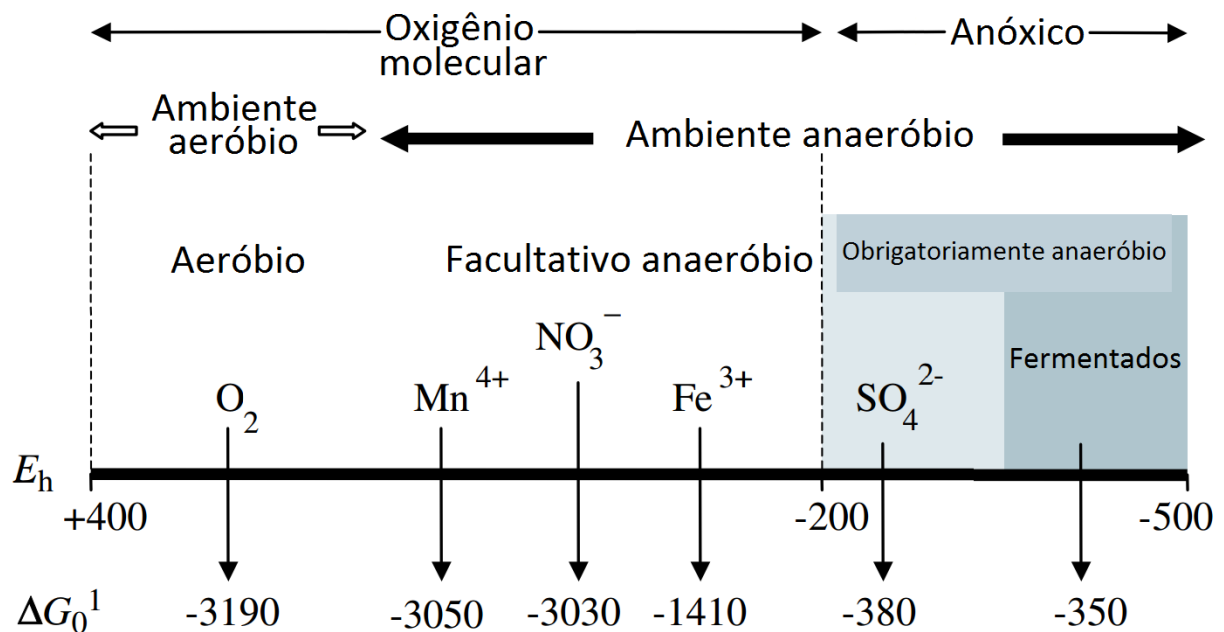
As lagoas de estabilização são aplicadas no intuito de proporcionar, como o próprio nome diz, a estabilização da matéria orgânica por meio do processo microbiológico natural, conhecido como autodepuração, além de promover a remoção de patógenos presentes nos esgotos sanitários devido, sobretudo, ao alto tempo de detenção hidráulica (TDH), a radiação solar, ao pH elevado, as altas concentrações de oxigênio dissolvido, aos baixos níveis de dióxido de carbono, a ação bactericida das toxinas oriundas das cianobactérias e das próprias algas (BERAN e KARGI, 2005; MOREIRA *et al.*, 2009).

Cavalcanti *et al.* (2001) explica que a lagoa de estabilização (LE) é um processo de tratamento baseado na atividade metabólica dos microrganismos que estabilizam a matéria orgânica das águas residuárias a serem tratadas, transformando-a em material mineralizado.

O processo biológico de tratamento de águas residuárias através de lagoas de estabilização pode ser destacado dentre outros processos de tratamento, pelo fato de poder funcionar em condições anaeróbias, facultativas, aeróbias, ou até anóxicas.

Para melhor entendimento a respeito da complexidade dos processos biológicos, observa-se na Figura 1 a sequência de elétrons aceita durante a transição das condições aeróbio para as anaeróbicas. A sequência de receptores de elétrons segue o quantitativo de energia livres libertado a partir de um mol de matéria orgânica durante o processo de oxidação ou fermentação.

Ambientes anaeróbios são aqueles em que a concentração de oxigênio é muito baixa para que possa ser utilizado como um receptor de elétrons. Conforme Figura 1, a energia livre liberada na oxidação da matéria orgânica por meio de cada um destes receptores varia consideravelmente, de -380 a -3050 kJ.mol⁻¹. O oxigênio funciona como acceptor de elétrons, em ambiente totalmente oxigenado (SIGEE, 2004).

Figura 01 – Sequência de aceptor de elétrons em distintos ambientes: anaeróbio, aeróbio e anóxico.

Fonte: Adaptado de Sigee (2004).

A oxidação de matéria orgânica ocorre seguindo uma sequência de energia gerada no processo metabólico, de acordo com as necessidades da comunidade microbológica existente no ambiente, geralmente segue uma sucessão ecológica, cada um destes receptores vai ser usado até que os níveis de energia sejam esgotados. Este processo continua até que todos os substratos oxidáveis que são todos os doadores de elétrons sejam removidos do sistema conforme Figura 01.

As bactérias que utilizam Mn^{4+} , NO_3^- , Fe^{3+} , SO_4^{2-} são bactérias anaeróbias facultativas, que dependendo das condições prevalecentes no meio, são capazes de utilizar oxigênio ou substâncias inorgânicas. O ambiente anóxico é onde o oxigênio molecular está completamente ausente, nesse caso o ambiente contém populações de bactérias obrigatoriamente anaeróbias (SIGEE, 2004). As reações de oxidação / redução utilizam receptores de elétrons inorgânicos são severamente restritas, embora as bactérias redutoras de sulfato sejam capazes de usar SO_4 ($E_h < 200mV$).

Kellner e Pires (1998) e Jordão e Pessôa (2011) afirmam que os modelos de lagoas de estabilização são comumente classificados conforme as atividades metabólicas predominantes no processo de degradação da matéria orgânica, que por sua vez, depende consequentemente da disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio, da carga orgânica

afluente e das características físicas de cada unidade destinada ao tratamento e suas etapas, seja tratamento bruto, pós ou pré-tratamento.

Von Sperling (2002) confirma que a carga orgânica é um fator de extrema influência e também responsável por variar a profundidade da zona aeróbia conforme impossibilita a penetração da incidência de luz no meio, o autor também inclui como fatores intervenientes ao processo de tratamento a estratificação térmica com a influência das condições ambientais referentes não só a radiação solar, mas também a temperatura e vento que proporcionam a mistura do meio. A carga orgânica aplicada em um tratamento por sistema de lagoa influencia diretamente no comportamento metabólico predominante do meio, que sucederá na lagoa podendo ser aeróbia, anaeróbia ou facultativa, de acordo com as características de projeto, que dentre as características, a carga orgânica impõe uma importante caracterização do meio e do projeto.

No tratamento de águas residuárias com lagoas de estabilização, geralmente o tempo de detenção hidráulica (TDH) é necessariamente longo. Autores como Kellner e Pires (1998), Silva e Mara (1979), Cavalcanti *et al*, (2001) e Von Sperling (2002) indicam um TDH de aproximadamente 30 dias quando se obstina qualidade no efluente do processo de tratamento. Porém, ainda os mesmos autores, identificam como ponto positivo desse longo TDH a garantia da remoção dos agentes patógenos presentes nas águas residuárias, classificados como ovos de helmintos e os coliformes termotolerantes tidos como indicadores de contaminação fecal.

3.2.1 Lagoas anaeróbias

No processo convencional de lagoa de estabilização, esse modelo de lagoa é utilizado como primeira etapa do tratamento de esgoto bruto. Essa lagoa recebe elevadas cargas orgânicas submetidas a pequenos volumes com profundidade variando de 3,5 a 5 metros. Dessa forma os principais parâmetros de projeto referem-se à taxa de aplicação volumétrica ($\text{kgDBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$), tempo de detenção hidráulica (dia), profundidade (m) e geometria, relação comprimento x largura de 1 a 3 metros (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

Nessas lagoas predomina o processo anaeróbio, portanto, dependente substancialmente da temperatura, da turbidez característica apresentada pela cor negra do

líquido a qual garante a pouca penetração de luz. As lagoas anaeróbias são consideradas como eficientes por remover DBO_5 entre 40-60% enquanto a remoção dos sólidos em suspensão é em torno de 70%, dessa forma as lagoas anaeróbias têm como principal objetivo remover matéria orgânica, com tempo de detenção relativamente curto, 4 dias.

Em condições anaeróbias, a matéria orgânica é metabolizada por uma variedade de bactérias heterotróficas e obtém energia por fosforização do substrato. Dessa forma, as lagoas anaeróbias funcionam como um tratamento que exige ainda a um pós-tratamento em nível secundário e terciário, e tem como principal desvantagem a excessiva geração de maus odores devido ao processo de sulfetogênese e na digestão anaeróbia serem produtor de metano (CH_4) e de gás sulfídrico (H_2S).

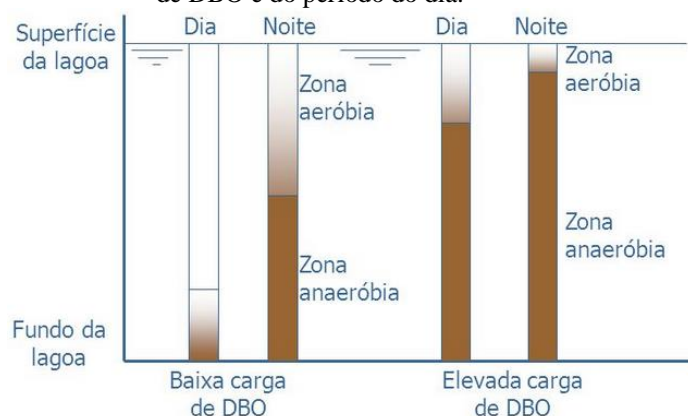
3.2.2 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são processos de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada simultaneamente em duas camadas, sendo a inferior o processo anaeróbio por fermentação anaeróbia enquanto que a superior é o processo aeróbio por oxidação aeróbia e redução fotossintética (KELLNER e PIRES, 1998; VON SPERLING, 2002; e JORDÃO e PESSÔA, 2011). O termo facultativo faz referência a essa dualidade ambiental característico desse tipo de lagoa, aeróbia na zona superior e anaeróbia na zona inferior. Autores como Kellner e Pires (1988) e von Sperling (2002) idealizam graficamente esse comportamento dualista do processo facultativo de tratamento de águas residuárias, as zonas aeróbia e anaeróbia das lagoas facultativas, que podem variar de acordo com fatores externos como a incidência solar durante o dia e a ausência de incidência no período da noite, além da influência da carga orgânica aplicada que influencia diretamente no comportamento da lagoa variando as camadas, os dois distintos metabolismos no meio, tanto da camada aeróbia quanto da camada anaeróbia.

A Figura 02 é um gráfico de von Sperling (2002) que idealiza o comportamento que ocorre no processo facultativo. A priori é representado duas situações distintas, uma de aplicação de baixa carga orgânica no meio que é caracterizada pela presença de maior zona aeróbia devido a menor concentração da DBO , o esgoto apresenta uma cor menos escura possibilitando uma maior penetração de luz no meio, enquanto que a segunda identificada por elevadas cargas orgânicas apresenta maior zona anaeróbia devido à baixa penetração de luz que é consequência da alta carga proporcionar a cor negra das águas residuárias. Outra

variação representada com a Figura 02 é em relação ao período do dia, assim como a aplicação de menor carga é caracterizada por uma presença de maior zona aeróbia devido a maior penetração de luz no meio, o mesmo sucede durante o dia que é distinguido pela presença do sol. Porém, o período da noite é caracterizado por uma maior zona anaeróbia, que assim como o caso da presença de elevadas cargas orgânicas sucumbe a ausência de luz no meio devido à também ausência da fotossíntese.

FIGURA 02 – Idealização do comportamento das zonas aeróbia e anaeróbia nas diferentes condições de carga de DBO e do período do dia.



Fonte: von Sperling, 2002.

As lagoas facultativas também podem ser caracterizadas por dupla aplicação, são tidas como tratamento secundário quando projetadas para ser o pós-tratamento de efluentes primários, normalmente de lagoas anaeróbias, e são de tratamento primário quando projetadas para receber esgoto bruto, normalmente as lagoas facultativas são destinadas para remoção da DBO e de patógenos.

3.2.3 Lagoas de maturação e lagoa de polimento

Apesar da existência de duas fortes correntes que distinguem as lagoas de polimento das lagoas de maturação, essas são aplicadas geralmente com o mesmo objetivo, se assemelhando por completo em sua aplicabilidade. Seja o de maturar o tratamento por lagoas de estabilização ou o de polir o tratamento de reatores UASB, a lagoa de polimento nada mais é que uma nova aplicabilidade da lagoa de maturação.

3.2.3.1 Lagoa 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

patógenos, reduzindo bactérias, vírus, cistos, protozoários e ovos de helmintos. 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 patógenos (VON SPERLING, 2002; JORDÃO e PESSÔA, 2011).

A principal função das lagoas de maturação é a desinfecção, a remoção de organismos patógenos, produzindo efluente com qualidade sanitária adequada para lançamento ou para reúso. Portanto, as Lagoas de maturação são projetados para serem rasas com profundidade variando de 1 a 1,5 m favorecendo a penetração da luz solar através da massa de água (Shilton e Walmsley 2005).

3.2.3.2 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, um sistema de tratamento de fluxo ascendente bastante eficaz e eficiente na estabilização de matéria orgânica, porém seu baixo tempo de retenção hidráulica entre outros fatores torna ineficiente a remoção de patógenos e nutrientes, necessitando da aplicação de um “polimento” ao tratamento dos esgotos antes da disposição final. Porém, se essas lagoas não se enquadram como lagoas de estabilização por não serem projetadas para estabilizar a matéria orgânica, as lagoas de maturação também não deveriam se enquadrarem.

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 Pêsoa (2011) 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 de polimento.

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.

Os coliformes fecais e ovos de helmintos são organismos que apresentam maior sobrevivência em sistemas de tratamento, fato que conduz sua escolha como indicadores da qualidade higiênica, referente a remoção de patógenos. A sua concentração abaixo de certo limite indica que o esgoto tratado tem uma boa qualidade para o uso pretendido (CAVALCANTI, 2009).

Os estudiosos, pesquisadores e engenheiros especializados em tratamento de esgotos sanitários fazem uma diferença entre lagoa de estabilização como sendo aquela que trata esgoto bruto e lagoa de polimento como sendo aquela que trata esgoto digerido, especificamente de reator UASB. Porém, o refinamento final do processo de tratamento através do pós-tratamento por lagoa é diferenciado somente por um advir das convencionais lagoas de estabilização e o outro dos inovadores reatores UASB. Cavalcanti *et al.*, (2001) demonstram em tabela uma sucinta separação das lagoas de polimento das de estabilização, na Tabela 01 está uma adaptação dessa tabela desmistificando a distinção de polimento da de maturação.

Tabela 1 – Diferenças entre lagoas de estabilização (LE) e lagoa de polimento

Parâmetros	Lagoa de estabilização	Lagoa de polimento/maturação
Afluente	Esgoto bruto	Esgoto digerido, seja por UASB / LE
Principal objetivo	Remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão	Remoção de patógenos e/ou nutrientes
Área necessária	Muito grande (cerca de 3m ² /hab)	Considerável (cerca de 1 a 2 m ² /hab)
Lodo no fundo	Acumulação rápida (250mg/L)	Acumulação lenta (70mg/L)
Regime de escoamento desejável	Mistura completa	Tubular
Odor	Maus e ocasionalmente terríveis odores	Sem problema de odor
Remoção de nutrientes	Baixa	Remoção elevada de NH ₃ e PO ₄ factível sob condições favoráveis
Área de aplicação	Longe de regiões urbanas	Proximidade da população não é problema
Sistema de tratamento	Centralizado	Descentralizado

Fonte: Adaptado de Cavalcanti *et al.*, (2001).

3.2.4 Fatores que afetam a remoção de organismos patogênicos

3.2.4.1 Incidência de luz

No processo de lagoa de estabilização a incidência de luz é fundamental, de fato toda e qualquer lagoa exposta ao meio ambiente natural se mantém susceptível a incidência da luz que conseqüentemente graças a fotossíntese, favorece a atividade algal. A penetração da luz é inversamente proporcional a turbidez do meio líquido, uma fração da massa líquida com baixa turbidez favorece a maior penetração de luz, tendo maior taxa fotossintética, o que não ocorreria no inverso. A penetração da luz não é conseqüência somente da turbidez, tem total influência da profundidade da lagoa e da carga orgânica aplicada (ANDRIANARISON *et al.* 2010, MAIGA *et al.*, 2009)

O sol é um grande emissor de fótons, que além da propriedade de partícula elementar da força eletromagnética também tem a propriedade de ondas eletromagnéticas. Os fótons são propagadores de energia, que variam conforme seu comprimento e frequência de onda, no qual radiações de comprimento menor do que 380 nm (ultravioleta) são de maior frequência e conseqüentemente muito energéticas que podem destruir a maioria das ligações químicas importantes em substâncias orgânicas, tais como as pontes de hidrogênio (BAIRD, 2002). Enquanto que as radiações de comprimento de onda superior a 750 nm (infravermelho) são capazes de provocar um aumento excessivo de energia cinética, ou calor.

E dentre essas faixas está à luz visível, um comprimento de onda dentro de uma faixa de 380 nm (azul) a 750 nm (vermelho) do espectro das radiações eletromagnéticas que são emitidas pelo sol na forma de fótons. Autores da área (MADIGAN *et al.*, 2000; SIGEE, 2004) discutem que devido a ser essa faixa espectral a maior quantidade de radiação incidente na superfície terrestre os seres vivos se desenvolvem utilizando esta faixa.

As cianobactérias talvez sejam os organismos conhecidos mais autosuficientes, pois além da típica capacidade de fixar o CO₂ essas também são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico. *Mycrocystis aeruginosa* que ocorre em muitos lagos ricos em nutrientes na região tropical pode ser considerada como um importante representante deste grupo. É interessante que mais da metade da produção anual global de carbono da biosfera terrestre é devido a microrganismos fotossintetizantes como estes.

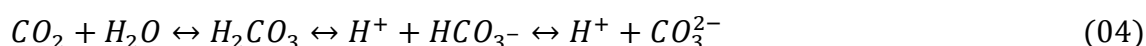
3.2.4.2 Oxigênio dissolvido

Em sistemas aquáticos, devido à fotossíntese das algas e de outros organismos fotossintéticos, a produção de oxigênio chega a atingir altos níveis de concentração. Sweeney *et al.* (2007) relataram que em lagoas de estabilização no período do verão a concentração de oxigênio atinge níveis superiores a 30 mg.L⁻¹.

Lagoas de maturação são geralmente fotossinteticamente oxigenadas, esse fato deve-se relativamente a elevada penetração de luz devido à baixa turbidez do efluente oriundo geralmente da lagoa facultativa. Tem uma hipótese de que o aumento na demanda de oxigênio (DO) resultaria num aumento na formação de espécie reativo de oxigênio (ERO) e um aumento correspondente na foto-oxidação (BOLTON *et al.*, 2010).

3.2.4.3 pH

Devido ao processo fotossintético, durante o dia as lagoas de estabilização sofrem significativas variações de pH, essa realidade ocorre devido a remoção do CO₂ do meio aquático. Este, por sua vez, afeta o sistema de tamponamento do sistema carbônico, levando a uma diminuição dos prótons de hidrogênio e conseqüente aumento do pH, bem como expressa a equação 04 (Paterson & Curtis 2005).



No sistema de tratamento por lagoa de estabilização o pH também é influenciado pelo processo de nitrificação, conforme expresso na equação 05.



Na nitrificação ocorre o consumo da alcalinidade e produção da acidez, conseqüentemente o pH diminui, para cada mol de amônia oxidado há a produção de dois moles de H⁺ por mol de nitrato formado. Segundo van Haandel e van der Lubbe (2012), a produção de um mol de íon H⁺ é equivalente ao consumo de um mol de alcalinidade a qual corresponde a 50g de CaCO₃. Portanto, na nitrificação ocorre o consumo de alcalinidade, 2 prótons hidrogênio (2 x 50 = 100 gCaCO₃ por mol N (14g)), logo a variação da alcalinidade na nitrificação de 1 mol de amônio (100 gCaCO₃/ 14 gN) corresponde a uma diminuição de 7,14 mgCaCO₃.mgN⁻¹.

3.2.4.4 Influencia do regime hidráulico e coeficiente de decaimento (K_b)

Em sistemas de lagoas de estabilização o regime hidráulico é um fator interveniente de grande valia na eficiência de remoção dos coliformes termotolerantes. O regime hidráulico em lagoa não obedece aos modelos ideais dos reatores de mistura completa (dispersão longitudinal infinita), também não segue fielmente o modelo de fluxo de pistão (dispersão nula), por tanto, entende-se que o regime hidráulico em lagoas de estabilização obedece a um modelo intermediário (VON SPERLING, 2002).

No ano de 1908, Chick, trabalhando com cultura pura de *Bacillus anthrax* observou que a redução do número de unidades de microrganismos viáveis seguia reação de primeira ordem conforme apresenta a equação 06:

$$\frac{dN}{dt} = -K_b N \quad (06)$$

Integrando a equação 06, tem-se a equação 07:

$$\frac{N}{N_o} = e^{-K_b \theta_h} = \ln \frac{N}{N_o} = K_b \theta_h \quad (07)$$

- dN/dt : taxa de decaimento de microrganismo ($\text{mg.L}^{-1}.\text{dia}$)
- K_b : constante de decaimento (dia^{-1})
- N : concentração final de microrganismos (UFC/100ml)
- N_o : concentração inicial de microrganismos (UFC/100ml)
- θ_h : tempo de detenção hidráulica (dia)

Com base no conceito de reação de primeira ordem o decaimento da concentração de microrganismos é diretamente proporcional a concentração desses microrganismos em qualquer instante. Portanto, conforme a equação (07) quanto maior for à concentração inicial de microrganismos maior deve ser a taxa de decaimento (A velocidade de reação é proporcional à concentração do substrato).

Conforme LEVENSPIEL (1972), para reatores em regime de fluxo tubular ou em batelada (sem mistura), a eficiência do processo é máxima, podendo-se usar a equação (07). Por outro lado, para regime de mistura completa usa a equação (08).

$$N = \frac{N_o}{1 + K_b \theta_h} \quad (08)$$

O regime de fluxo disperso se apresenta como o mais aceito para projeto de lagoas de estabilização, nesse contexto, faz-se necessário conhecer dois parâmetros, o coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) e o número de dispersão.

Na operação de uma lagoa única para aumentar a eficiência de remoção é fundamental que o número de dispersão seja baixo.

O número de dispersão (D) pode ser obtido experimentalmente usando-se teste com traçadores para sistemas já existentes. No entanto, para projetos de novas instalações o número de dispersão pode ser estimado. Para tanto, tem-se as seguintes relações empíricas que podem ser utilizadas para determinar o número de dispersão conforme equações 09; 10 e 11 respectivamente dos autores Agunwamba *et al.* (1992); Yanez (1993) e Von Sperling (2002).

$$d = 0,102 \cdot \left(\frac{3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot \theta_h \cdot v}{4 \cdot L \cdot B \cdot H} \right)^{-0,410} \cdot \left(\frac{H}{L} \right) \cdot \left(\frac{H}{B} \right)^{-(0,981 + 1,385 \cdot \frac{H}{B})} \quad (09)$$

$$d = \frac{(L/B)}{-0,261 + 0,254 \cdot (L/B) + 1,014 \cdot (L/B)^2} \quad (10)$$

$$d = \frac{1}{(L/B)} \quad (11)$$

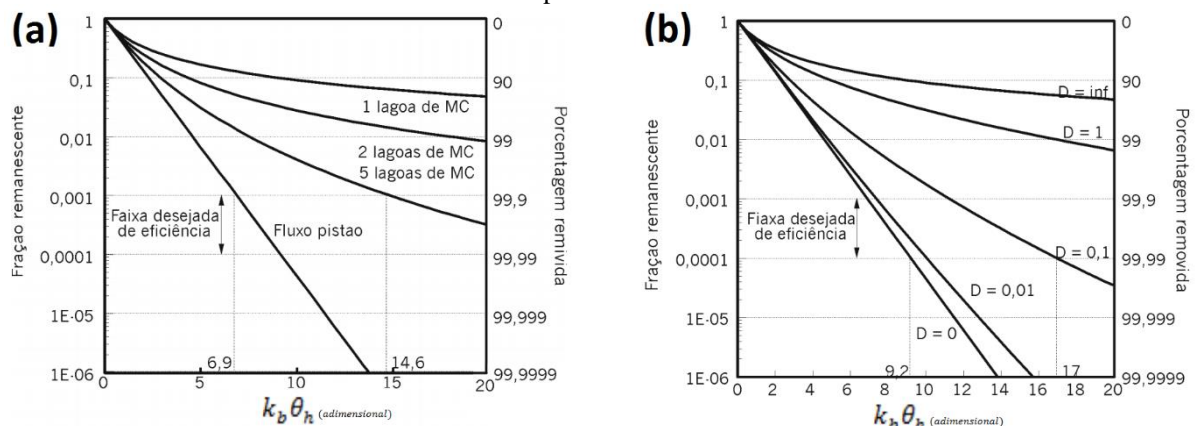
- L : comprimento da lagoa (m)
- B : largura da lagoa (m)
- H : profundidade da lagoa (m)
- θ_h : tempo de detenção hidráulica (d)
- v : viscosidade cinemática da água ($m^2 \cdot d^{-1}$)

Von Sperling (2002) apresenta a viscosidade cinemática da água como função da temperatura, variando de 10 a 30 °C, assim para sua estimativa pode ser utilizada a seguinte equação (12):

$$v = 0,325 \cdot T^{-0,450} \quad (12)$$

Com base na equação (07) pode-se elaborar um gráfico em escala logaritma dos valores da eficiência de remoção ($\ln N/N_0$) em função do par adimensional ($K_b \times O_h$) e do número de lagoas em mistura completa e fluxo de pistão (Figura 3a), bem como do número de dispersão: $D=0$ (fluxo de pistão), $D=0,01$ (pouca mistura), $D=0,1$ (mistura moderada), $D=1$ (mistura intensa) e $D=0,01$ (pouca mistura) e finalmente mistura completa quando o número de dispersão tende ao infinito (Figura 3b).

FIGURA 03 – Esquema dos dois sistemas de tratamento com os quatro diferentes pós tratamentos por lagoas de polimento.



Fonte: Cavalcanti, 2009.

Figura 3a Relação entre a fração remanescente de CF e o produto adimensional ($K_b \times \theta_h$), para um número de lagoas “M” igual a 1; 2; 5 e infinito de mistura completa e (b) a mesma relação para números de dispersão (D) de 0; 0,01; 0,1; 1 e infinito em lagoas de mistura parcial.

Conforme se pode observar na Figura 3a, (Cavalcanti, 2009) a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes numa lagoa de fluxo de pistão é bem superior que uma série de lagoas de mistura completa, isto para qualquer valor de tempo de detenção hidráulica.

Na Figura 3b observa-se que, o aumento da intensidade da mistura diminui a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes. Observa-se na Figura que, para uma remoção de 4 casas logarítmicas (99,99%), o valor do produto $K_b \cdot O_h = 9,2$ para lagoa de fluxo de pistão ($D = 0$). Por outro lado, para $D=0,1$; lagoa em regime de mistura moderada, o valor do produto adimensional seria 17. Essa evidencia ($17/9,2=1,9$) significa que o O_h na lagoa com mistura moderada ($D=0,1$) será maior 1,9 vezes do que a lagoa de fluxo de pistão (Cavalcanti, 2009).

Nesse mesmo raciocínio, Segundo von Sperling *et al.* (2010), para conseguir uma eficiência superior 3 logs de remoção (99,9%) em uma lagoa única com TDH de 25 dias, exige-se um número de dispersão inferior a 0,3 preferencialmente menor que 0,1. Afinal, na prática, sempre ocorre mistura em uma lagoa de estabilização. Essa realidade apenas será possível em lagoa que possuem relação comprimento/largura (L/B) superior a 5. Para se conseguir uma alta relação L/B, usualmente subdividem-se a lagoa em chicanas.

Elevada remoção de termotolerantes pode-se obter através de lagoa de maturação ou de polimento desde que seja adotado uma série de 3, 4 ou 5 lagoas ou lagoas alongadas obtidas com alta razão comprimento/largura.

3.2.5 Remoções de nutrientes em lagoa de estabilização

Valero *et al.* (2010), considera as lagoas de estabilização como uma opção técnica não confiável para remoção de nutrientes das águas residuárias, por não atender os padrões para lançamentos desses efluentes. Porém, as lagoas de polimento e de maturação se enquadram em distinta realidade devido à alta taxa de fotossíntese presente no meio que possibilita altos valores de pH proporcionando remoção significativa dos nutrientes. Os mecanismos principais de remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico por estas lagoas são: (a) volatilização da amônia, (b) absorção biológico de nitrogênio, (c) nitrificação, (d) a desnitrificação, e (e) sedimentação da biomassa morta e acumulação na camada de lodo (CRAGGS, 2005). No entanto, se atribui principalmente à volatilização da amônia e a sedimentação de nitrogênio orgânico com o decaimento do material algal.

Cavalcanti (2009) ajuda a explicar o comportamento nas lagoas de polimento, que de fato se assemelha em muito a de maturação, a alta taxa de fotossíntese no meio proporciona uma taxa de consumo de CO₂ superior à taxa de produção por oxidação biológica da matéria orgânica. Sabe-se que a amônia assume majoritariamente a forma gasosa (NH₃) quando o pH predomina valores superiores a 9, assim o nitrogênio é removido por dessorção de amônia concordando com o que apresenta Pearson (2005), o qual afirma que a remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização é atribuída principalmente à volatilização de amônia e sedimentação de nitrogênio orgânico.

Elevados valores de pH permitem uma relevante remoção de fosfato devido a formação de fosfato insolúvel que pode precipitar na forma de apatita (Ca₁₀(OH)₂(PO₄)₆) e

estruvita ($\text{Mg} (\text{NH}_4) \text{PO}_4$). É importante ressaltar que para a precipitação do fósforo é necessário que esteja presente na forma de PO_4^{3-} , o qual estará presente apenas para valores altos de pH, como também devem estar presentes cálcio e/ou magnésio (VAN HANDEL E LETTINGA, 1994).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Localização

Os sistemas experimentais foram projetados, construídos e monitorados nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES/UEPB) sob coordenadas geográficas de 7° 14' 21.8"S 35° 53' 04.0"W e altitude de 512 metros. Esses laboratórios são pertencentes à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), situados no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande no estado da Paraíba, a uma altitude média de 551 metros. Nessa área se localizava a antiga depuradora da Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), passando o interceptor leste que era responsável por tratar 70% de todo esgoto do município na década de 70.

Com uma perspectiva de melhor estudar o pós-tratamento de reatores UASB em lagoas de polimento, e sabendo que a pesquisa é um processo continuado e cauteloso que os experimentos necessitam ser embasados em repetições de modo a confirmar estatisticamente a sua validade, foram projetados dois experimentos de tratamento de esgotos sanitários e foram desenvolvidos e operados ao longo de aproximadamente um ano. Os dois experimentos receberam como afluente o esgoto advindo do mesmo ponto de captação. O experimento iniciou com a projeção e os dimensionamentos em dezembro de 2013, a montagem e estabilização do sistema em janeiro de 2014, por fim, o desenvolvimento dos experimentos com suas respectivas análises foram de fevereiro a novembro de 2014, este foi subdividido em duas etapas, sendo a primeira de 7 meses e a segunda de 5 meses, durante os meses de julho e agosto as duas etapas ocorreram em paralelo.

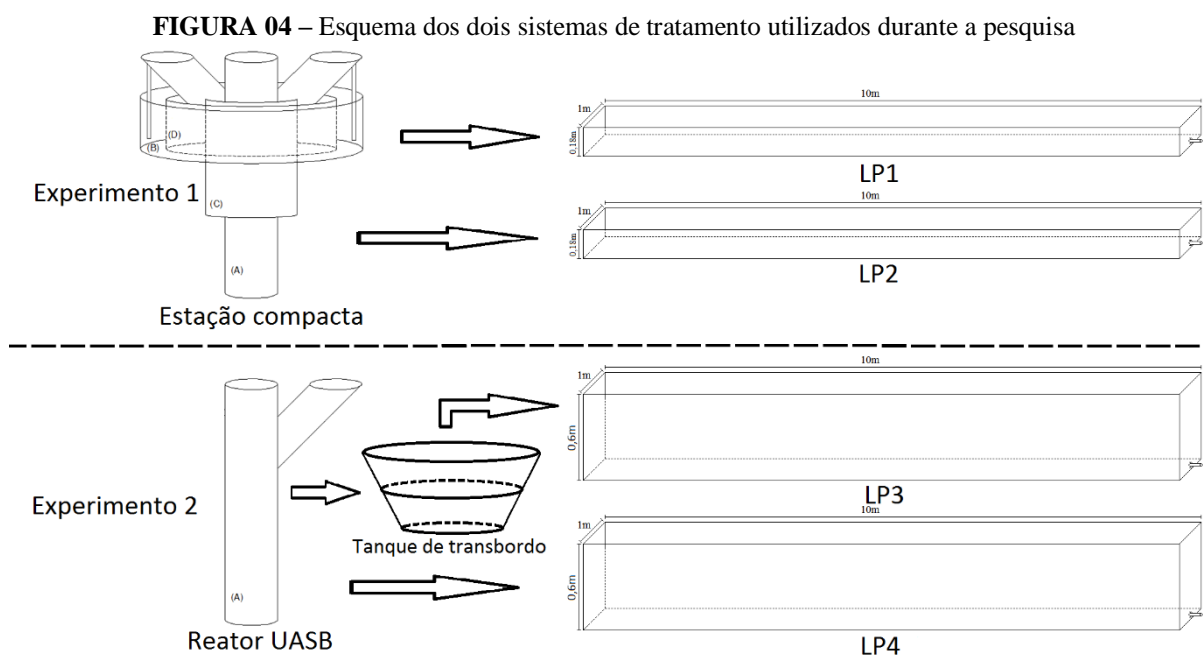
Ambos foram submetidos ao mesmo pré-tratamento anaeróbio através de distintos reatores UASB, sendo um deles composto por uma estação compacta (EC).

4.2. Sistemas de tratamento

Inicialmente o esgoto era captado do interceptor leste, por um conjunto motor-bomba, para o tratamento preliminar em caixa de areia de coluna vertical e seguia para uma caixa de fibra de vidro de capacidade de 1000 litros, que funcionava como o primeiro tanque de equalização, responsável por garantir uma breve autonomia de continua alimentação para

todo o experimento em um caso de possível falha na captação do esgoto. Em seguida, deste tanque de equalização, era bombeado o afluente que propiciava a alimentação dos sistemas.

Após todo esse tratamento preliminar, era comum a ambos experimentos um tratamento por reator UASB, cada experimento possuía um reator UASB em particular e eram seguidos de duas distintas variações de pós-tratamento por lagoas de polimento, proporcionando em geral, a todo experimento, quatro diferentes modelos de lagoas de polimento que se distinguiam por seu afluente, por seu dimensionamento e por seu regime de alimentação. Resultando em quatro distintas lagoas de polimento, em paralelo, como tratamento final de quatro distintos sistemas de tratamento. Os dois experimentos com seus respectivos pós-tratamento por lagoas de polimento estão esquematizados através da Figura 04.



Fonte: O Autor.

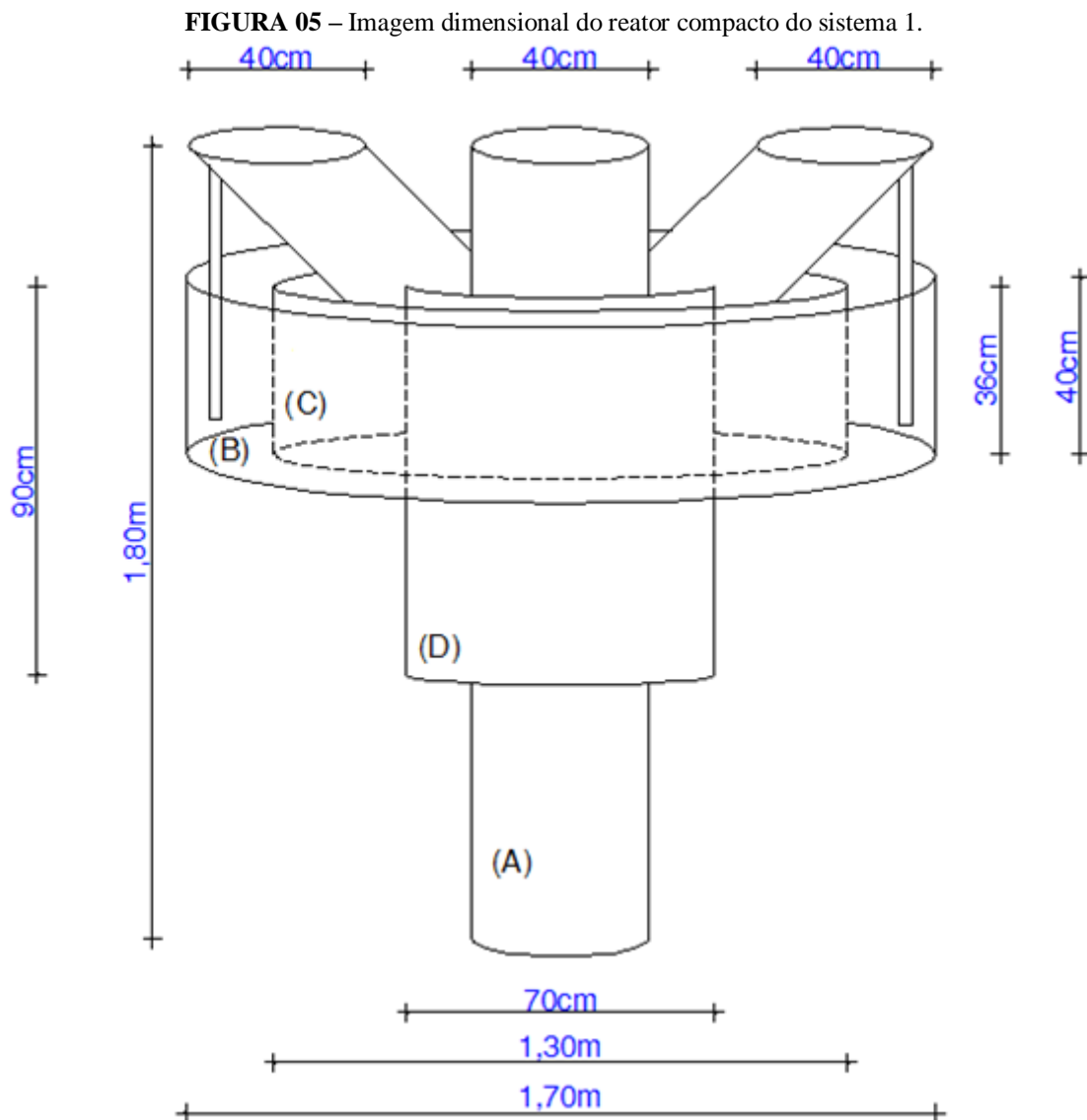
O sistema experimental 1 era constituído por uma estação compacta de tratamento, construída de fibra de vidro e composta por um reator UASB seguido de um tanque de equalização e um filtro aeróbio de areia de fluxo intermitente. Este efluente se divide para duas lagoas rasas de polimento operadas em paralelo. Já o sistema experimental 2 era constituído por um reator UASB com geometria “Y” em fibra de vidro. Seu efluente era pós-tratado por mais duas outras lagoas de polimento com maiores volumes que se distinguiam por seus distintos regimes hidráulicos, sendo um contínuo e outro de batelada com auxílio de um tanque de transbordo, estas lagoas funcionaram em paralelo.

4.2.1 Experimento 1.

O primeiro experimento, que foi operado de fevereiro a agosto de 2014, era formado por dois distintos processos de tratamento divididos em duas etapas. A primeira etapa perpassava um reator UASB, um decantador secundário e um filtro de areia aeróbio de fluxo intermitente que foram instalados em uma única estação de pequena área compondo a estação compacta (EC). O filtro de areia funcionou combinando as vantagens do tratamento anaeróbio-aeróbio.

A aplicação da estação compacta visava principalmente a remoção de matéria orgânica através do reator UASB, uma melhor sedimentação dos sólidos com o decantador secundário, a garantia de intermitência para o filtro de areia por meio de um segundo tanque de equalização acoplado a estação compacta e, por fim, a primeira combinação do processo anaeróbio ao processo aeróbio no experimento, garantindo ao sistema compacto um efluente aerado por um filtro de areia de fluxo intermitente. Essa intermitência era calculada em 4 horas de modo a possibilitar um descanso de aproximadamente 3 horas ao filtro com o total escoamento do líquido e conseqüente ocupação gasosa.

A Figura 05 ilustra um esquema dimensional do sistema compacto, e melhor distingue cada parte que o compõe. O compartimento (A) é o reator UASB do sistema compacto, o (B) é o decantador secundário que recebe o efluente do UASB, o compartimento (C) é o tanque de equalização que é alimentado a cada duas horas e descarregado completamente a cada 4 horas, sendo esse o procedimento responsável por garantir a intermitência do filtro de areia. O compartimento (D) é o filtro de areia intermitente, responsável por alimentar a LP1.



Fonte: O Autor.

A estação compacta gerava dois distintos efluentes, o primeiro era o efluente do sistema 1 que resultava de todas as etapas da estação compacta, após o filtro de areia, conseqüentemente um efluente aeróbio (sistema 1). Já o segundo efluente da estação compacta pertencia ao sistema 2, esse era o efluente da estação compacta antes do filtro de areia, após o reator UASB, produzindo assim um efluente anaeróbio (sistema 2). Os dois efluentes eram destinados a segunda etapa do experimento 1, que era composta por duas lagoas de polimento rasas e pistonadas que operavam em paralelo para pós-tratar os efluentes da EC. Estas lagoas eram de mesmas dimensões, uma área de 10 m² (1 metro de largura por 10 metros de comprimento) e uma lâmina de água de 0,18 metros, vazões, regime hidráulico e tempo de detenção hidráulica (TDH) também iguais, somente são diferentes no que diz respeito aos afluentes.

Sendo a lagoa de polimento 1 (LP1) alimentada pelo efluente final da EC, o efluente aerado pós-filtro de areia, compondo o sistema 1. E a lagoa de polimento 2 (LP2) que era alimentada pelo efluente do decantador secundário da EC, tratando um efluente puramente anaeróbio.

A Figura 06 é uma foto do sistema experimental 1, na qual é possível identificar as diferentes etapas desse tratamento. Nesta figura pode-se observar as duas lagoas de polimento (LP1 e LP2), o reator UASB com dois separadores auxiliares (A), o decantador secundário (B), o filtro de areia (C) e o primeiro tanque de equilíbrio responsável por alimentar todos os dois experimentos 1 e 2 (D).

FIGURA 06 – Imagem real do sistema experimental 1. Duas lagoas de polimento como pós-tratamento de um reator compacto composto de UASB, decantador secundário e filtro de areia.



Fonte: O Autor.

A alimentação da EC era através de bombeamento, com uma vazão média utilizada de 25 Litros por hora, o que corresponde a uma vazão de 600 L.d^{-1} . O sistema compacto é construído de fibra de vidro e compreende um reator UASB com capacidade volumétrica de 300L, um decantador secundário de 300L, o segundo tanque de equalização 300L e um filtro de areia de fluxo intermitente para tratar 300 L.d^{-1} .

As alimentações das lagoas eram independentes, para a LP1 de maneira sistemática as bateladas ocorriam com intervalos de 4 horas, operando em batelada para propiciar a aeração do filtro de areia através do descanso ao longo do intervalo de cada batelada, cada acionamento da eletrobomba de 3600 rpm bombeava 50 L.ciclo^{-1} ($6 \text{ ciclos.dia}^{-1}$). Já a LP2 operava livre, em sequência a estação, sem a intermitência do filtro, o que garantia uma continuidade diária de 300 L.dia^{-1} para a LP2. Essas configurações garantiram as duas lagoas de polimento um tempo de detenção hidráulica de 6 dias.

A Tabela 02 apresenta a configuração física e operacional do sistema compacto e das lagoas do sistema 1:

Tabela 02 – Parâmetros operacionais do sistema 1.

Características	UASB	Decantador secundário	Tanque de equalização	FA	LP1	LP2
Forma de operação	Batelada	Batelada	Batelada	Batelada	Batelada	Contínuo
Altura (m)	1,8	0,36	0,36	0,9	0,18	0,18
Área (m²)	0,126	0,94	0,94	0,26	10	10
Volume (m³)	0,286	0,338	0,338	0,234	1,8	1,8
TDH (dia)	0,47	0,56	-	0,02	6	6
Vazão (L.dia⁻¹)	600	600	300	300	300	300

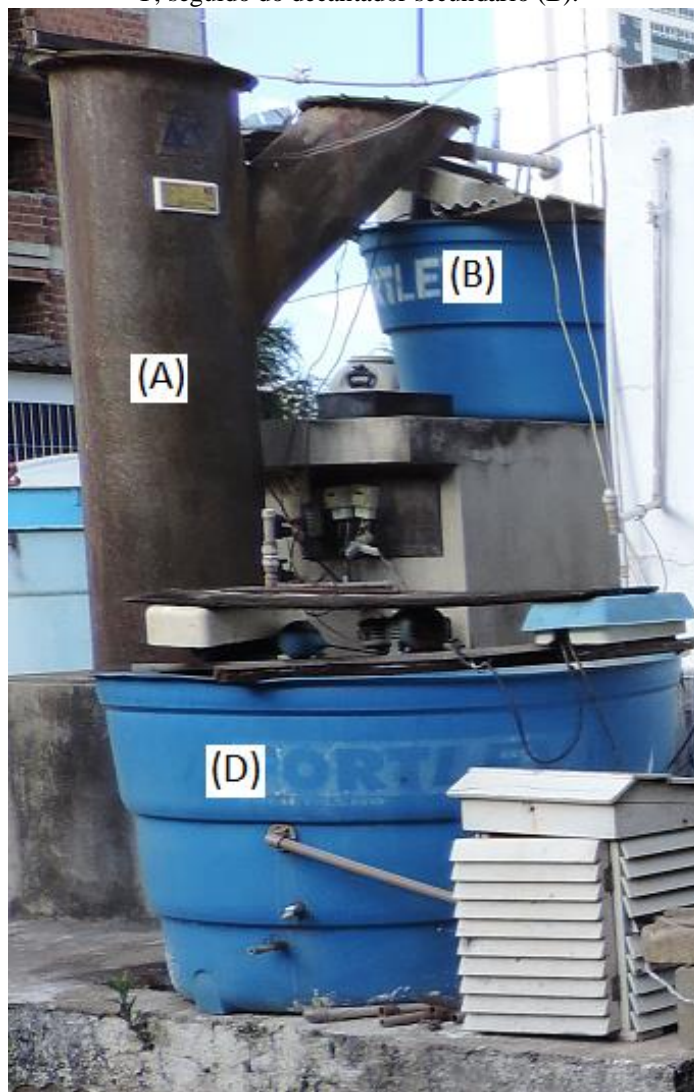
*FA: Filtro de Areia; LP1: Lagoa de Polimento pós Filtro; LP2: Lagoa de Polimento pós UASB

4.2.2 Experimento 2

O sistema experimental 2 também foi executado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES). Assim como o primeiro, esse sistema é formado por dois distintos processos de tratamento divididos em duas etapas. A primeira etapa perpassa por um processo anaeróbio que consiste em um reator UASB com separador de fases em forma de “Y”. Para garantir as mesmas condições do sistema experimental 1 um decantador secundário foi acoplado ao separador. Essa configuração produz um efluente com características semelhantes ao efluente do sistema experimental 1, que alimenta a LP2.

A primeira etapa do sistema experimental 2 está apresentado na Figura 07. O tanque de equalização (D) que alimentava o sistema experimental 1 era o mesmo que alimentou esse segundo experimento, garantindo o mesmo afluente aos dois sistemas, este tanque tinha capacidade de 1000L. O reator UASB com um separador auxiliar (A) operava em um regime hidráulico contínuo com uma vazão afluente de 1350 L.dia⁻¹. Seu efluente era decantado pelo decantador secundário do sistema experimental 2 (B), gerando um esgoto sanitário semelhante ao efluente anaeróbio da primeira etapa do sistema experimental 1. Esta etapa do sistema 2 foi montada em série com a segunda etapa para gerar um único efluente anaeróbio.

FIGURA 07 – Foto da primeira etapa do sistema experimental 2. Reator UASB (A) com separador em forma de Y, seguido do decantador secundário (B).



Fonte: O Autor.

O reator UASB era alimentado por uma bomba peristáltica programada para bombear 1350 L.dia^{-1} do esgoto bruto no tanque de equalização para o reator UASB acoplado ao decantador secundário de fluxo contínuo. Caracterizando, nessa primeira etapa, um regime hidráulico contínuo e um processo de tratamento anaeróbio gerando efluente anaeróbio.

A segunda etapa consistia em um pós-tratamento que combinava as vantagens dos processos aeróbio ao anaeróbio. O efluente anaeróbio da primeira etapa era tratado por duas lagoas distintas de polimento, com 0,6 metros de profundidade, que operavam em paralelo com as mesmas dimensões e o mesmo afluente, porém tinham vazões, regime hidráulico e tempo de detenção hidráulica (TDH) diferentes. Essas lagoas foram numeradas como lagoa de polimento 3 (LP3) e a lagoa de polimento 4 (LP4). A Figura 08 é uma foto da segunda etapa

do sistema experimental 2, que era constituída pelas lagoas de polimento. Sendo LP3 a esquerda e LP4 a direita.

FIGURA 08 – Foto da segunda etapa do sistema experimental 2. As lagoas de polimento 3 e 4.



Fonte: O Autor.

A segunda etapa era em série com a primeira, assim sendo o efluente da primeira etapa era a alimentação das lagoas. O esgoto tratado anaerobiamente era dividido em três frações nessa segunda etapa: a primeira fração de 800 litros era bombeado a cada três horas (8 ciclos/dia) por uma bomba de 0,5hp. Em cada ciclo 100 Litros eram bombeados para o tanque de transbordo, o que correspondia a uma vazão de 800 L.d^{-1} . Este tanque de transbordo suportava apenas 750L, de modo que o excedente de 50 litros era perdido para a rede coletora por um extravasor instalado no tanque. O conteúdo deste tanque era descarregado diariamente em uma hora e quarenta minutos em uma das lagoas de polimento, a LP3. Essa batelada ocorria no horário entre 4:10h e 5:50h, que caracterizava um regime de batelada para a LP3.

Uma segunda fração de 500 L.dia^{-1} do efluente do decantador secundário era destinado à segunda lagoa de polimento do sistema 2, a LP4 que funcionava pela gravidade, sem utilizar bombas. A fração restante de esgoto tratado pós decantador secundário era o excedente, destinada à rede coletora.

A Tabela 03 apresenta a configuração física e operacional do sistema 2, compreendido por reator UASB, decantador e duas lagoas de polimento:

Tabela 03 – Configuração física e operacional do sistema 2.

Características	UASB	Decantador	LP3	LP4
Forma de operação	Contínuo	Contínuo	Batelada	Contínuo
Altura (m)	1,9	0,60	0,6	0,6
Área (m²)	0,24	1,66	10	10
Volume (m³)	0,45	1	6	6
TDH (dia)	0,44	0,74	8	12
Vazão (L.dia⁻¹)	1350	1350	750	500

*LP3: Lagoa de Polimento em batelada; LP4: Lagoa de Polimento contínua.

4.3. Análises

4.3.1. Procedimento analítico

Os parâmetros analíticos determinados durante a operação são balizadores para determinar qual é o melhor tratamento entre ambos os sistemas e determinar suas eficiências. Foram coletadas amostras em oito distintos pontos:

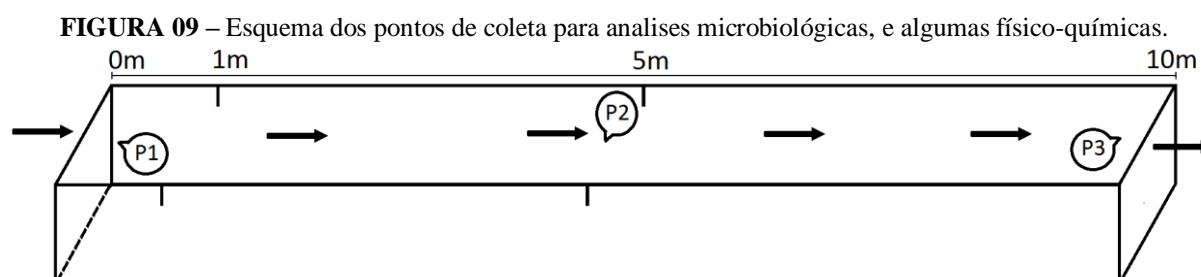
- A amostra inicial do esgoto bruto (EB) no primeiro tanque de equalização, era este o afluente de todo os dois sistemas experimentais;
- O efluente final da estação compacta (EC), efluente aeróbio pós-filtro que era o responsável por alimentar a LP1;
- O segundo efluente da estação compacta após o decantador secundário (DS), efluente anaeróbio responsável por alimentar a LP2;
- O efluente da primeira etapa do sistema experimental 2 (UASB), efluente responsável por alimentar as lagoas de polimento do sistema 2, LP3 e LP4;
- O efluente da lagoa de polimento 1 (LP1), que recebe o efluente aeróbio da estação compacta;
- O efluente da lagoa de polimento 2 (LP2), que recebe o efluente anaeróbio da estação compacta;
- O efluente da lagoa de polimento 3 (LP3), que recebe o efluente após o tanque de transbordo;
- O efluente da lagoa de polimento 4 (LP4), a de fluxo contínuo.

Para execução do projeto foi necessário adotar métodos de análise de padrões conhecidos e validados para pesquisa científica. As determinações da alcalinidade e ácidos graxos voláteis foram realizadas pelo método de Kapp (BUCHAUER, 1998). As demais análises físico-químicas e de coliformes termotolerantes obedeceram às recomendações analíticas preconizadas pelo “*Standard methods for the examination of water and wastewater*” (APHA, 2012). As análises de identificação planctônica seguiram métodos diferentes, também validados, mas apresentados no subitem 4.3.4. Nesta tabela são apresentados os parâmetros analíticos utilizados e a descrição da metodologia adotada.

Tabela 04 – Parâmetros de caracterização físico, química e biológica utilizadas no tratamento de águas residuárias.

VARIÁVEIS	MÉTODO	REFERÊNCIAS
pH	Determinação utilizando a seção 4500B, p. 4-90, mediante a utilização do método eletrométrico.	APHA, 2005
Nitrogênio Amoniacal e NTK	Determinação utilizando a seção 4500-Norg.C, p. 4-132, Semi-micro Kjeldahl, mediante a utilização do método de digestão, destilação e titulação.	APHA, 2005
Alcalinidade Total (AT) e Ácidos graxos voláteis (AGV)	Determinação utilizando Kapp, 1998, mediante a utilização do método titrimétrico.	KAAP, 1998
DQO Total e Filtrada	Determinação utilizando a seção 5220-D, p. 5-18, mediante a utilização do método colorimétrico do refluxo fechado.	APHA, 2005
Sólidos Totais e suas Frações	Determinação utilizando a seção 2540B, p. 2-56, mediante a utilização do método gravimétrico - Secagem a 103 °C até peso constante. As frações dos sólidos utilizando a seção 2540E, p. 2-59, mediante a utilização do método gravimétrico - Ignição a 550 °C.	APHA, 2005
Fósforo Total e Ortofosfato	Determinação utilizando a seção 4500-P- E, p. 4-153, que correspondem, respectivamente, ao método de digestão de persulfato seguido pelo método colorimétrico do ácido ascórbico.	APHA, 2005
Coliformes Termotolerante (UFC/100mL)	Membranas de filtração	APHA, 2005

Foram realizadas análises para conhecer o comportamento das lagoas do ponto de vista microbiológico, taxa de consumo de oxigênio, oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade. Para estas análises, três distintos pontos foram estabelecidos para coleta de amostras, conforme mostra a Figura 09.



Fonte: O Autor.

O primeiro ponto foi determinado próximo à entrada da lagoa, após a zona de turbulência consequente da alimentação, a menos de 1 metro do ponto 0. O segundo ponto de coleta era exatamente no meio da lagoa, a 5 metros de distância de ambas extremidades. Por fim, no ponto de saída, ligeiramente antes do sistema de detenção de espumas, determinando como saída era o ponto 3, na zona do efluente.

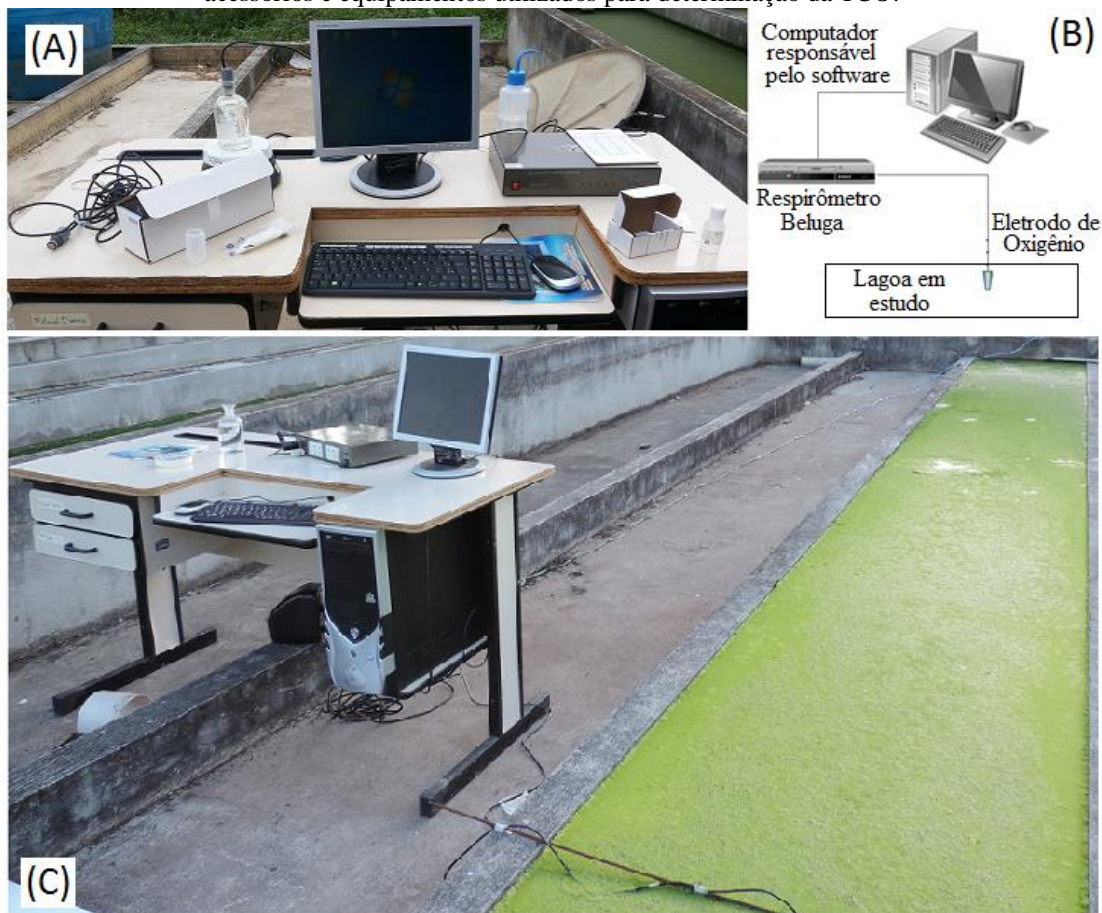
4.3.2. Utilização da respirometria

As análises da Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO) das amostras foram obtidas diretamente no sistema, buscando manter as condições reais para formação e coleta dos resultados obtidos pelo software do Beluga S32c.

O equipamento foi acoplado a todas as lagoas de polimento, tanto as LP1 e LP2 do sistema experimental 1, quanto as LP3 e LP4 do sistema 2. Os pontos de análise para todas as quatro lagoas foram os mesmos. Para esta análise foi utilizado um eletrodo de leitura de oxigênio dissolvido YSI (5718) conforme apresentado na Figura 10. O eletrodo de oxigênio é conectado ao respirômetro tipo Beluga, desenvolvido na Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. O respirômetro recebe os sinais fornecidos pelos eletrodos de oxigênio dissolvido e temperatura e os envia para o computador, onde o software (S32c) calcula os valores da taxa de consumo de oxigênio (TCO), expressando os resultados em gráfico.

Na Figura 10 é apresentado o equipamento e seus acessórios, um esquema dos acessórios e os equipamentos que compõe o respirômetro, além do computador e de uma foto do respirômetro em operação. Valores de TCO, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura foram constantemente obtidos durante o teste e armazenados em planilhas no computador, montando perfis diários de oxigênio dissolvido.

FIGURA 10 – Imagem real do equipamento, das duas primeiras lagoas em estudo e do desenho esquemático dos acessórios e equipamentos utilizados para determinação da TCO.



Fonte: O Autor.

4.3.3 Estação meteorológica

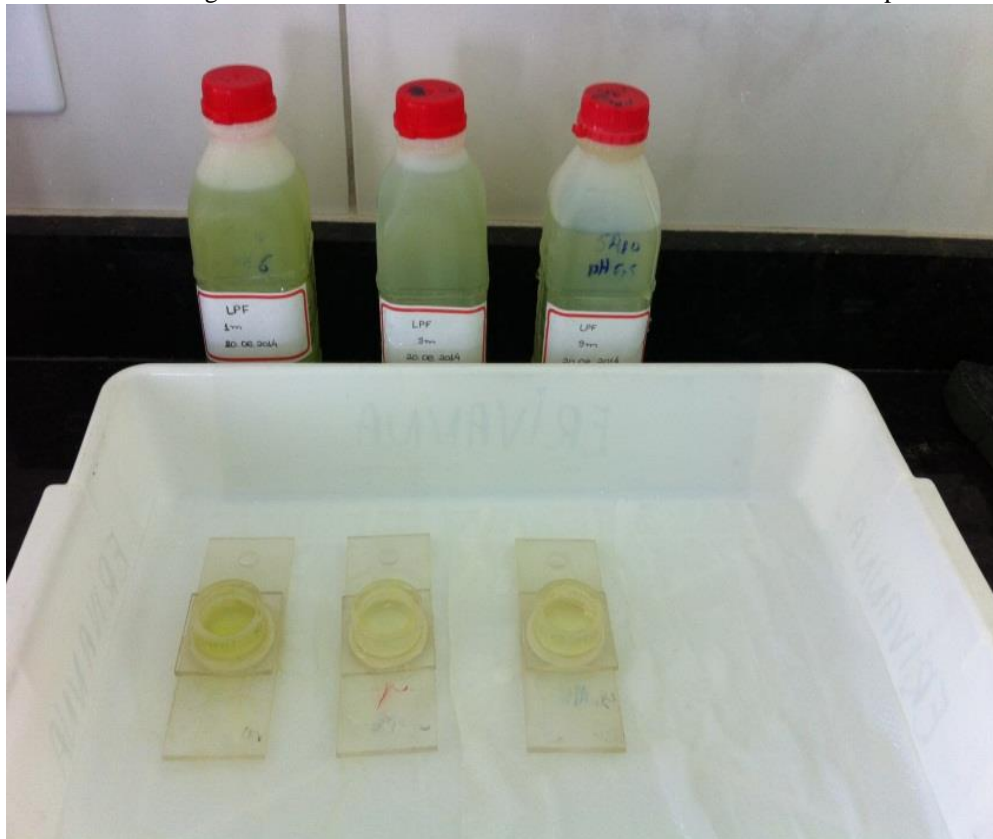
As informações meteorológicas referentes a energia solar, pluviometria, temperatura, UV, dentre outras, foram obtidas através de uma estação meteorológica instalada a 10 metros de distância das lagoas operadas. O equipamento é da marca Davis®, o modelo 6152C Cabled Vantage Pro2 Weather Station que disponibiliza diariamente os dados a cada hora.

4.3.4 Análise da comunidade planctônica

O plâncton total deve ser coletado em frascos devidamente higienizados, e na hora da coleta lavado com a própria amostra. Amostras estas coletadas nos mesmos pontos definidos anteriormente na Figura 09. No laboratório o material era fixado com formol a 4%. Parte do material foi mantida não fixado, em refrigerador, para observação do material vivo.

Foram preparadas lâminas para observação e medidas dos espécimes, em microscópio OLYMPUS BX-50. A identificação foi feita com auxílio de bibliografia especializada: Bicudo (2006); Lund, Kipling, Cren (1958) e Margalef (1983). É apresentado na Figura 11 três amostras analisadas e as câmaras Utermohl que permitiram o desenvolvimento da análise.

FIGURA 11 – Imagem real das câmaras de Utermohl e de três amostras coletadas para análise.



Fonte: O Autor.

Para a análise da comunidade plactônica é necessário deixar sedimentar 5,0 ml da amostra na câmara por um período de 6 horas antes da contagem. A metodologia de contagem do material ocorre da seguinte forma: para células maiores que 10,0 μm se faz uso do microscópio invertido Leitz, modelo Diavert, com aumento de 400 vezes, de acordo com o método de Utermohl in HASLE (1978). Com a imagem aumentada é possível visualizar as comunidades planctônicas e contar 15 campos da câmara aleatoriamente. Para facilitar a sedimentação das células, adiciona-se uma gota de Lugol. Amostras muito densas devem ser diluídas na proporção de 2:1 (duas partes de água destilada para uma parte da amostra).

Para células menores que 10,0 μm : é necessário dosar uma gota de água (0,04 ml) entre lâmina elamínula. A contagem é realizada em 10 campos, delimitados pelo retículo de

Whipple, distribuídos por toda a superfície da lamínula, com aumento de 400 vezes. A contagem de cada amostra foi realizada em três lâminas, sendo considerada a média dos dois valores mais próximos. Este é o método mais adequado para este grupo muito denso e de difícil visualização.

Os resultados são expressos em densidade (indivíduo.ml⁻¹) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ross (1979) conforme a equação 14.

$$\text{indivíduos.ml}^{-1} = (n/SC) \cdot (1/H) \cdot F \quad (14)$$

- N: número de indivíduos efetivamente contados;
- S: área do campo em mm²
- C: número de campos contados;
- H: altura da câmara de sedimentação em mm;
- F: fator de correção para mililitro (10³ mm³/1 ml).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, estão apresentados e discutidos os resultados obtidos no período de operação, fevereiro a outubro de 2014, enfatizando a remoção de matéria orgânica, organismos patogênicos, nutrientes e influência dos parâmetros básicos de projeto sobre as variações de pH, alcalinidade e OD para as distintas configurações de lagoas propostos.

Tabela 05 – Valores médios do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante a fase experimental 1.

Parâmetros	Afluente	Efluentes e eficiências de remoção					
	EB $\bar{x} \pm \delta$	EC $\bar{x} \pm \delta$	DS $\bar{x} \pm \delta$	LP1 $\bar{x} \pm \delta$	LP1 (%)	LP2 $\bar{x} \pm \delta$	LP2 (%)
DQO _{Bruta} (mg O ₂ .L ⁻¹)	489±26	136±34	187±26	140±57	-	185±50	-
DQO _{Filtrada} (mg O ₂ .L ⁻¹)	176±26	83±25	118±27	87±32	-	115±41	-
Fósforo Total (mg P.L ⁻¹)	8,06±1,15	4,73±0,88	6,24±1,31	1,46±0,74	69,13	3,38±1,20	45,83
Ortofosfato (mg P-PO ₄ .L ⁻¹)	5,38±1,18	3,49±0,75	4,26±0,86	0,65±0,62	-	2,69±0,71	-
N.T.Kjeldahl (mg N-NTK.L ⁻¹)	48,62±3,74	11,11±1,07	41,40±5,99	6,97±0,73	37,26	9,54±3,55	76,96
N. Amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	39,03±3,81	8,36±0,61	34,84±4,46	2,02±0,33	75,84	3,78±1,34	89,15
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	-	0,47±0,42	0,03±0,13	1,84±0,31	-	0,06±0,18	-
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	-	29,63±4,27	0,64±0,12	0,98±0,11	-	1,45±0,73	-
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	1112±154	1138±221	1004±112	1278±98	-	1217±110	-
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	436±120	356±226	278±137	232±89	-	301±139	-
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	248±44	59±17	74±14	27±10	-	48±28	-
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	196±40	49±6	63±15	19±10	-	47±22	-
pH	7,56±0,27	6,58±0,65	7,48±0,29	9,61±0,69	-	8,59±0,34	-
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	360±42	137±30	373±21	159±50	-	270±30	-
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	5,38E6	7,50E4	1,88E6	7,36E2	99,02	2,95E3	99,84

EB: esgoto bruto (afluente do sistema); EC: efluente da estação compacta; DS: efluente do decantador secundário; LP1: efluente da lagoa de polimento oriundo do EC; LP2: efluente da lagoa de polimento oriundo do DS.

Em princípio os resultados dos dois sistemas estão apresentados em duas Tabelas, a 05 e a 06. Na Tabela 05 estão os valores médios do experimento 1 e na Tabela 06 estão os valores médios do experimento 2.

Tabela 06 – Valores médios do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante a fase experimental 2.

Parâmetros	Afluentes	Efluentes e eficiências de remoção				
	EB $\bar{x} \pm \delta$	UASB $\bar{x} \pm \delta$	LP3 $\bar{x} \pm \delta$	LP3 (%)	LP4 $\bar{x} \pm \delta$	LP4 (%)
DQO _{Bruta} (mg O ₂ .L ⁻¹)	489±26	189±26	167±40	-	147±37	-
DQO _{Filtrada} (mg O ₂ .L ⁻¹)	176±26	106±22	70±18	-	73±23	-
Fósforo Total (mg P.L ⁻¹)	8,06±1,15	7,22±1,14	7,10±1,06	1,66	7,14±0,68	1,11
Ortofósforo (mg P-PO ₄ .L ⁻¹)	5,38±1,18	4,83±1,01	3,67±0,62	-	3,75±0,64	-
N.T.Kjeldahl (mg N-NTK.L ⁻¹)	48,62±3,74	40,72±4,28	18,08±4,20	55,60	12,97±3,58	68,15
N. Amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	39,03±3,81	38,27±5,47	10,69±3,68	72,07	7,63±3,88	80,06
Nitrito (mg N-NO ₂ .L ⁻¹)	-	-	0,03±0,02	-	0,05±0,10	-
Nitrato (mg N-NO ₃ .L ⁻¹)	-	-	1,48±0,41	-	2,91±0,50	-
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	1112±154	1068±155	1087±129	-	1158±89	-
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	436±120	283±150	350±95	-	303±102	-
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	248±44	63±32	51±22	-	44±10	-
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	196±40	57±29	48±20	-	42±14	-
pH	7,56±0,27	7,41±0,25	8,28±0,21	-	8,09±0,20	-
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	360±42	366±28	399±39	-	426±48	-
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	5,38E6	3,21E6	9,75E4	96,96	8,65E4	97,31

EB: esgoto bruto (afluente do sistema); UASB: efluente da primeira etapa do sistema 2; LP3: efluente da lagoa de polimento operada em batelada de 60 cm de lamina; LP4: efluente da lagoa de polimento contínua de 60 cm de lamina.

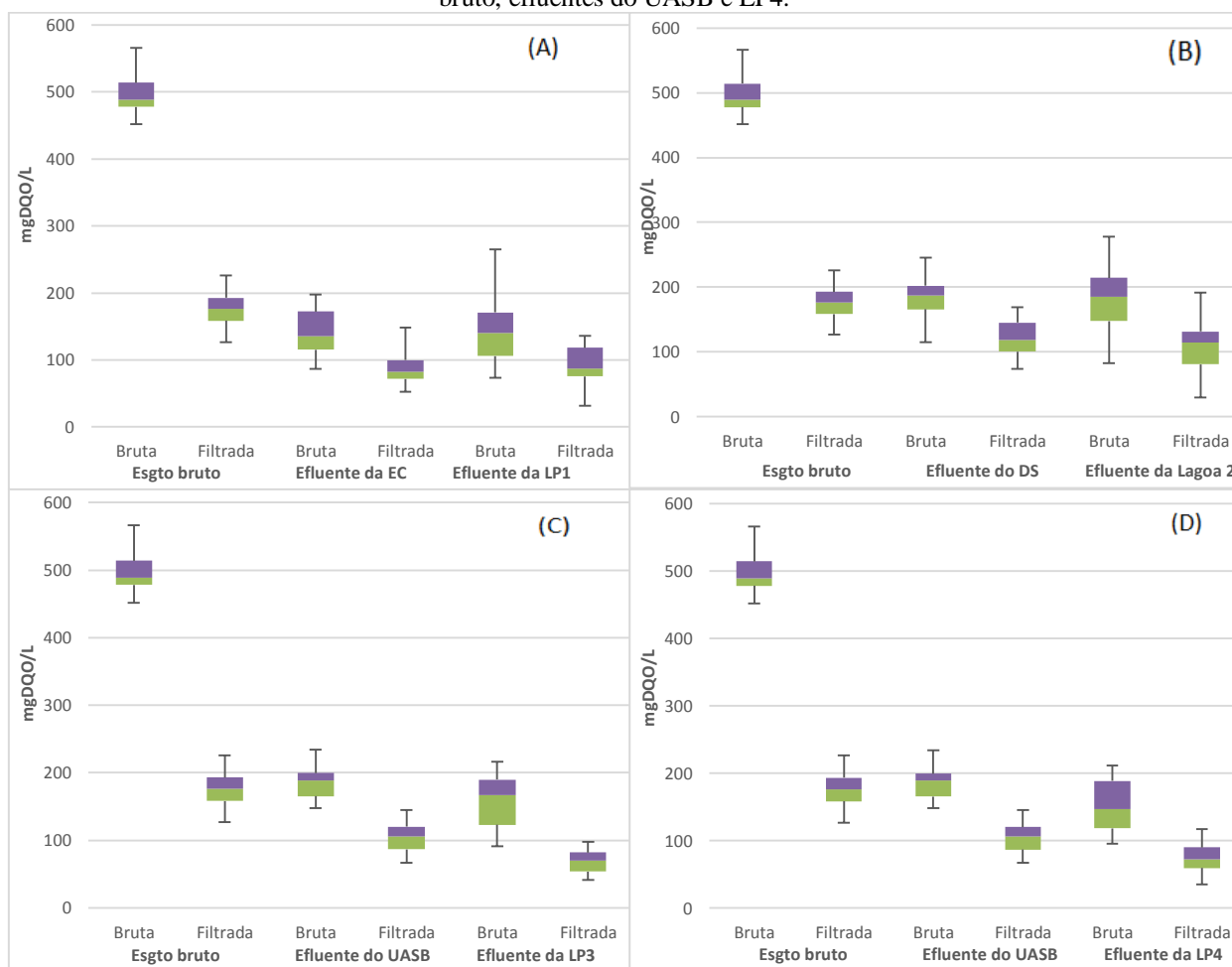
Cada Tabela apresenta os valores médios do sistema experimental correspondente. Elas estão divididas em duas colunas principais: Afluente e Efluentes. O afluente se limita somente ao esgoto bruto (EB), o qual é comum aos dois sistemas. Enquanto que os efluentes são apresentados por etapas, e as lagoas são acompanhadas de seus dados de eficiência, com exceção dos valores de DQO.

O experimento 1, com a LP1 e a LP2, operou por um total de 30 semanas, os dados apresentados na Tabela 05 representam as médias aritméticas das análises efetuadas sobre o sistema neste período, com exceção das médias de coliforme que se aplica a média geométrica devido à grande oscilação de grandezas. Já o experimento 2, com a LP3 e a LP4, operou por 22 semanas, os dados são apresentados na Tabela 06 que representam a média das análises monitoradas sobre o sistema em questão da mesma forma que as do experimento 1.

As análises envolvem: demanda química de oxigênio (DQO) bruta e filtrada; fósforo e ortofosfato; nitrogênio total, amoniacal, nitrito e nitrato; sólidos e suas frações; e coliformes termotolerantes como indicadores de qualidade sanitária com relação à presença de patógenos.

5.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

FIGURA 12 – Valores médios da DQO bruta e filtrada para todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do EC e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.



Fonte: o Autor.

Na Figura 12 são apresentados, separadamente, os resultados dos dois experimentos (quatro sistemas) para demanda química de oxigênio (DQO) bruta e filtrada dos quatro sistemas em boxplot.

O sistema 1 (Figura 12A) constituído pela EC, o sistema 2 (Figura 12B) finaliza com a LP2 fazendo o pós-tratamento do efluente anaeróbio da EC. Os sistemas 3 (Figura 12C) e 4 (Figura 12D) que são alimentados pelo reator UASB do segundo experimento, sendo

que o C corresponde à lagoa em batelada pós lagoa de transbordo, a LP3. Enquanto que o sistema 4 corresponde à lagoa que opera sob regime hidráulico de fluxo contínuo.

Observa-se na Figura 12 que o pré-tratamento anaeróbio, de ambos os experimentos, atenderam às expectativas embasadas na literatura, uma remoção expressa em DQO de 61,76% do DS e de 61,35% do UASB estão dentro da faixa de eficiência esperada 55-75% (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). No entanto, a eficiência da estação compacta (EC) foi superior, atingindo uma eficiência média de 72,19% para a remoção de DQO. O mesmo não foi possível com as lagoas, que resultaram em remoção baixa (LP3 e LP4) ou inexistente (LP1 e LP2).

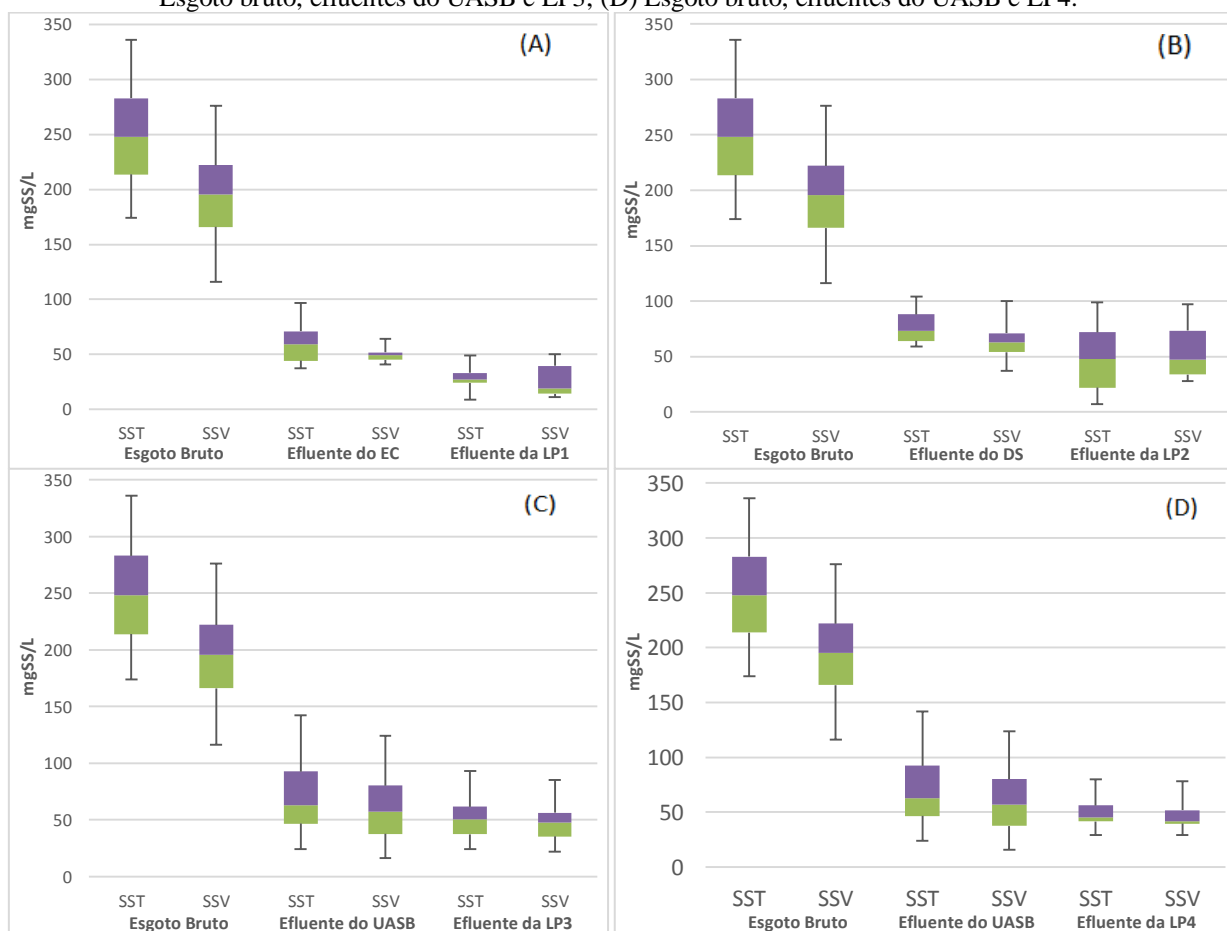
Fazendo-se uma análise sobre a carga orgânica expressa em DQO filtrada, os dois experimentos que apresentaram eficiência na remoção atuaram diferentemente no pós-tratamento por lagoas de polimento. As cargas orgânicas disponibilizadas para o pós-tratamento são distintas, enquanto que a taxa de aplicação superficial afluyente da LP1 se encontrava em torno de $25 \text{ kgDQO}_f \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, a LP2 fica com uma média de $35 \text{ kgDQO}_f \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. As lagoas LP3 e LP4 do segundo experimento foram alimentadas com uma carga orgânica afluyente de aproximadamente $80 \text{ kgDQO}_f \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $53 \text{ kgDQO}_f \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente. A influência da carga orgânica em lagoas é severa, deixando conclusivo que dentre todas as lagoas a LP1 e a LP2 tiveram maior predominância penetração de luz consequentemente maior taxa fotossintética (MAIGA *et al.* 2009).

5.2 Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

O esgoto bruto foi caracterizado com uma média de $248 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$ e $196 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$. Observa-se na Tabela 05 e 06 que o pré-tratamento anaeróbio pela combinação do reator UASB e decantador secundário também expressam eficiência de remoção significativa, 70,16% de remoção do SST e 67,86% do SSV para o DS. Já no segundo experimento, para o UASB a eficiência de remoção é de 74,60% para SST e 70,92% para o SSV. O sistema de tratamento com a interveniência do filtro de areia também obteve os melhores resultados de remoção, 76,21% para SST e 75,00% para SSV. Quando essas eficiências de remoção são comparadas com as das remoções de DQO, é possível observar que os comportamentos se assemelham, confirmando um ao outro. Porém as lagoas mantiveram sem remoção, e quando obtiveram foi negativa, esses resultados corroboram com Possmoser-Nascimento *et al.* (2014).

Na Figura 13 estão apresentados, em boxplot, os resultados para sólidos suspensos totais (SST) e para sólidos suspensos voláteis (SSV) dos quatro sistemas. A Figuras 13 se subdivide em 4, que correspondem a cada sistema. A Figura 13A para o sistema 1 que perpassa pela EC, a 13B para o sistema 2 que finaliza com a LP2 fazendo o pós-tratamento do segundo efluente da EC, o anaeróbio. A 13C para o sistema da LP3 que opera em regime de batelada. E a 13D para o sistema da LP4, a lagoa de polimento que opera em fluxo contínuo.

FIGURA 13 – Valores médios dos Sólidos Suspensos Totais (SST) e dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) de todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.



Fonte: o Autor.

Tanto para a média de sólidos suspensos, quanto para a estimativa da carga orgânica as LP1 e LP2 obtiveram menores valores, o que possibilita uma maior incidência da luz solar no meio, sendo a LP1 a de melhores resultados. As outras lagoas, apesar de terem obtido médias semelhantes para as frações de sólidos, as cargas orgânicas para ambas foram ainda de elevado valor comparada às primeiras. Associando esses resultados às profundidades das lagoas, é possível constatar que as de 0,6 m, LP3 e LP4, tiveram menor incidência e consequentemente menor taxa fotossintética que resultou em menor consumo de CO₂. O

mesmo não era esperado com as lagoas de 0,18 metros, a penetração de luz tendia a ser de maior predominância, possibilitando uma maior taxa fotossintética, maior consumo de CO₂, elevação do pH no meio e conseqüentemente uma maior concentração de oxigênio.

5.3 Nitrogênio e suas frações

Nas médias das Tabelas 5 e 6 é possível observar que o processo anaeróbico não promoveu remoções significativas de nitrogênio, e a baixa remoção que ocorreu foi por processo assimilativo microbiológico (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). O mesmo não ocorre com a estação compacta, o efluente da EC obteve uma eficiência de remoção de 77,15% para o N-NTK e de 78,58% para N-NH₄. Esse sucesso é consequência do processo aeróbico que ocorre com o filtro de areia de fluxo intermitente, a intermitência é a garantia de que os espaços vazios sejam preenchidos com oxigênio e garantindo ao filtro o processo de nitrificação (RODGERS, *et al.*, 2006). A consequência disso é a grande presença de nitrato no efluente da estação compacta.

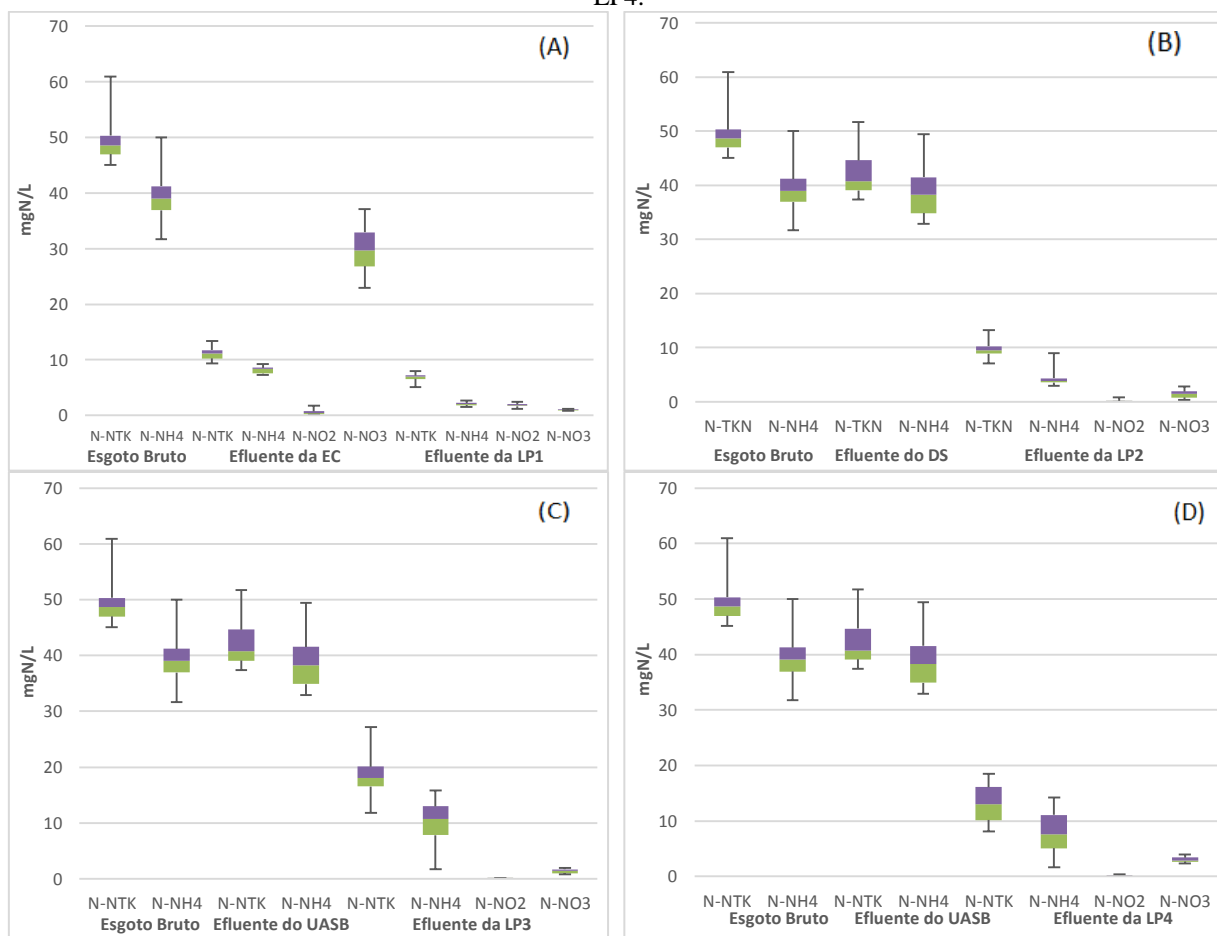
Observa-se na Tabela 05 que as concentrações do nitrogênio *Kjeldahl* e especificamente do nitrogênio amoniacal, no experimento 1, decaíram significativamente, o que caracteriza boa eficiência de remoção de nitrogênio com valores finais de 2,02 (75,84%) e 3,78 (89,15%) mg N-NH₄⁺.L⁻¹, respectivamente para as lagoas LP1 e LP2. Apesar de menor eficiência da LP1, seu valor absoluto de nitrato no final foi menor que o valor correspondente da LP2, isso ocorreu por que a primeira recebeu um afluente pré-tratado por um filtro de areia.

Ainda é discutido no meio científico o motivo para a alta remoção do nitrogênio amoniacal (CAMARGO & MARA, 2007, VON SPERLING *et al.*, 2002), contudo a explicação mais plausível é a dessorção de amônia livre através da área superficial das lagoas devido à um alto pH.

Na Figura 14 estão apresentados separadamente, em boxplot, os resultados experimentais para nitrogênio e suas respectivas frações. Somente para a LP1, expresso na Figura 14A, a nitrificação ocorre predominantemente antes da lagoa, na estação compacta (EC). Fazendo-se um balanço de massa expresso na forma de nitrogênio para os demais sistemas, verifica-se que para a LP2 na Figura 14B o efluente do DS (afluente da lagoa) se manteve numa concentração de 41,4 mg N-NTK.L⁻¹ e o efluente produzido na lagoa de

polimento se manteve em uma concentração média de 11,05mg N/L (9,54 mg N-NTK.L⁻¹ + 0,06 mg N-NO₂.L⁻¹ + 1,45 mg N-NO₃.L⁻¹), portanto, a fração desnitrificada e a fração perdida pela dessorção do nitrogênio amoniacal (11,05/41,4) foi uma fração predominante de 73,31% para a LP2.

FIGURA 14 – Valores médios do nitrogênio total (N-NTKjeldahl), do nitrogênio amoniacal (N-NH₄), de Nitrito (N-NO₂) e Nitrato (N-NO₃) para todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.



Fonte: o Autor.

No caso do segundo experimento a LP3 na Figura 14C e a LP4 na Figura 14D, o efluente do reator UASB (afluente de ambas as lagoas) se manteve em uma concentração de 40,72 mg N-NTK.L⁻¹ e os efluentes produzidos se mantiveram em uma média de 19,59mg N.L⁻¹ (18,08 mg N-NTK.L⁻¹ + 0,03 mg N-NO₂.L⁻¹ + 1,48 mg N-NO₃.L⁻¹) e de 15,93mg N.L⁻¹ (12,97 mg N-NTK.L⁻¹ + 0,05 mg N-NO₂.L⁻¹ + 2,91 mg N-NO₃.L⁻¹) para LP3 e LP4, respectivamente. Portanto, comparando esses resultados com os da LP2 a fração desnitrificada somada ao perdido por dessorção de N-NH₄ foram frações majoritárias de (19,59/40,72) 51,89% para a LP3 e de (15,93/40,72) 60,88% para a LP4.

Os valores médios de nitrogênio *Kjeldahl* e amoniacal nos efluentes de todas as lagoas são 6,97, 9,54, 18,08 e 12,89 mg N-NTK.L⁻¹ e 2,02, 3,78, 10,69 e 7,63 mg de N-NH₄⁺.L⁻¹ para LP1, LP2, LP3 e LP4 respectivamente. A diferença entre essas concentrações de nitrogênio correspondem a 71, 60, 41 e 40 % de nitrogênio orgânico essas altas concentrações de nitrogênio orgânico estão associadas com o material particulado presente nas algas (MAYO, 2013). Esta análise corrobora com as concentrações de sólidos totais das lagoas apresentadas nas Tabelas 5 e 6, LP1 com 1278mg.L⁻¹, LP2 com 1217mg.L⁻¹, LP3 com 1158mg.L⁻¹e LP4 com 1087 mg.L⁻¹.

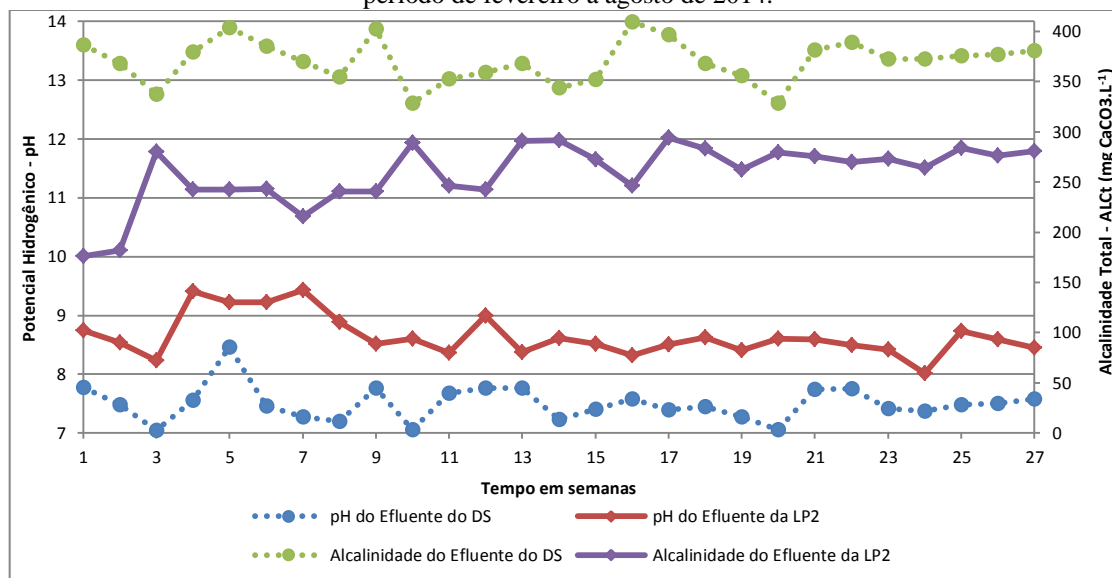
Na Tabela 05, é possível observar que os valores médios do pH para EB e do pH após o efluente do DS apresentaram pouca variação, caracterizando pH próximo do ideal para digestão anaeróbia, que tem como referência ótima entre 7,0 e 7,2 para desenvolvimento de arqueas metanogênicas (BITTON, 2005). O pH do efluente da estação compacta se manteve na média de 6,58, o que pode ser consequência da redução da alcalinidade já que para uma alta nitrificação expressa em nitrato a alcalinidade é consumida, resultado que se repete em estudos realizados por Andrade (2012). Em ambas as lagoas o pH manteve-se com valores próximos de 9, segundo Metcalf e Eddy (2003), a melhor faixa para o processo de nitrificação se encontra entre 7,2 e 8,0, o que favorece a remoção do nitrogênio do meio, indicando que predominantemente a perda de amônia foi pelo processo de nitrificação

Somente uma concentração de nitrogênio amoniacal maior que 20mg N-NH₄.L⁻¹ impossibilita o lançamento em corpo de água (CONAMA, 430/2011), enquadrando os efluentes finais das 4 lagoas dentro dos padrões exigidos. No entanto, o mesmo não delimita valores para nitrito nem nitrato, mas a concentração final do efluente da LP2 pode ser aplicado para agricultura de altas e baixas tecnologias, conforme diretrizes apresentadas pela WHO (2006). Quando o destino final do efluente é ser lançado em águas superficiais, a remoção de nutrientes é necessária para evitar o processo de eutrofização. No entanto, quando o destino final do efluente é reúso agrícola, manter o nitrogênio presente representa oferta de nutrientes, proporcionando uma economia em gastos com fertilizantes industrializados.

Em lagoa de estabilização a produção de algas e remoção de nutrientes de águas residuárias pode ser mais intensa com consumo de CO₂ durante o dia. Uma consequência da limitação da fonte de carbono devido ao crescimento das algas em lagoa de alta taxa é o aumento diurno do pH do meio líquido da lagoa (PARK e CRAGGS, 2011).

São apresentados na Figura 15 os valores médios semanais da alcalinidade e do pH dos efluentes do DS e da lagoa de polimento 2.

FIGURA 15 – Valores médios semanais da alcalinidade e do pH dos efluentes do DS e da LP2, durante o período de fevereiro a agosto de 2014.



Fonte: o Autor.

É possível observar na Figura 15 que a alcalinidade do afluente do DS se mantém em uma média de 373 mgCaCO₃.L⁻¹, enquanto a média da alcalinidade do efluente da lagoa se expressa em 270 mgCaCO₃.L⁻¹, significa portanto que o consumo médio de alcalinidade total foi de 103 mgCaCO₃.L⁻¹. Na dessorção do gás amônia ocorre a redução de 1 meq.mol⁻¹ de alcalinidade com aumento de 1 meq.mol⁻¹ de acidez (Calvacanti, 2009). Essa afirmativa justifica em parte a redução da alcalinidade, observada na Figura 15.

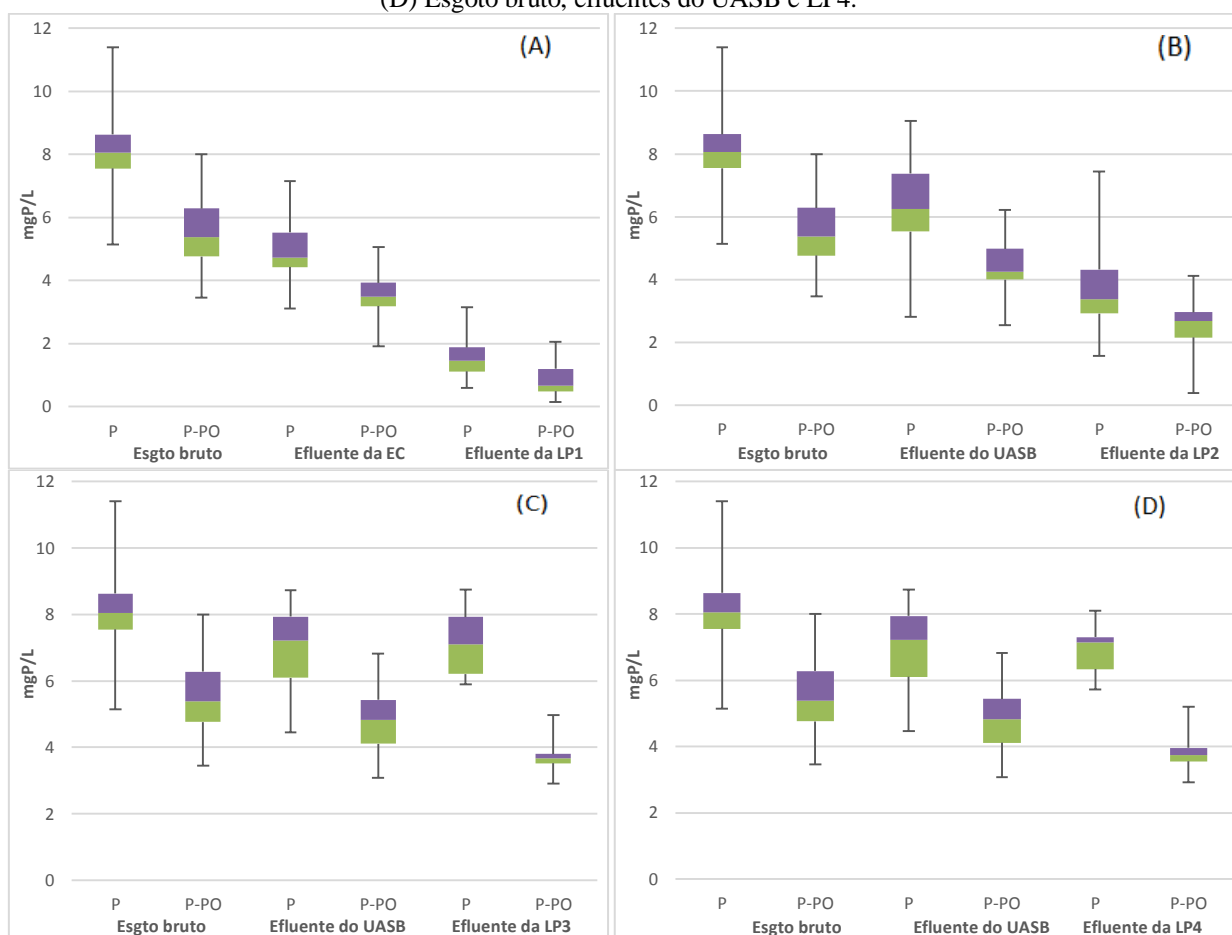
Observa-se na Tabela 05 que o pH subiu, este fato se deve a utilização biológica de CO₂ durante o intenso metabolismo algal, bem como abaixa a profundidade da lagoa. No entanto, conforme Figura 3 o pH médio permaneceu em torno de 8,59; condição desfavorável para volatilização total do nitrogênio amoniacal. O aumento do pH em lagoa é uma consequência de atividade algal, que no caso específico deste trabalho pouco contribuiu para processo de volatilização do gás amônia, constatação que foi corroborada por Valero e Mara (2010).

5.4 Fósforo e Ortofosfato

A remoção de fósforo é de maior complexidade devido a necessidade de se controlar um pH elevado o suficiente para que se propicie sua precipitação. Sabe-se que em

lagoas de polimento o pH tende a se elevar devido a taxa de consumo de CO_2 exceder a taxa de produção por oxidação biológica da matéria orgânica. Dessa forma como à alta taxa de fotossíntese presente nas lagoas de polimento, o pH pode alcançar valores elevados, adequados o suficiente para que suceda alguma remoção desses nutrientes indesejáveis aos padrões de lançamento. Na Figura 16 são apresentados na forma de boxplot os valores médios de fósforo e ortofosfato para todos os sistemas. As Figuras estão separados por letras, cujo cada letra corresponde a uma lagoa específica.

FIGURA 16 – Valores médios de Fósforo (P) e de Ortofosfato (PO) de todos os sistemas. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2, (C) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP3; (D) Esgoto bruto, efluentes do UASB e LP4.



Fonte: o Autor.

No esgoto bruto as concentrações médias de fósforo total e ortofosfato foram $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,38 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, são valores típicos de um esgoto médio (METCALF & EDDY, 2003). Observa-se que, na LP1 a concentração média de fosforo total e ortofosfato afluente foram respectivamente, de $4,73 \text{ mgP.L}^{-1}$ e $3,49 \text{ mgP-PO}_4^{-3}.\text{L}^{-1}$ resultando no efluente final com $1,46 \text{ mgP.L}^{-1}$ e $0,65 \text{ mgP-PO}_4^{-3}.\text{L}^{-1}$ (Figura 16A).

A alta eficiência de remoção de fósforo total (69%), ocorreu devido à baixa concentração de matéria orgânica expressa na forma de DQO filtrada ($83\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e $59\text{ mg SST}\cdot\text{L}^{-1}$, conforme Tabela 5. Condições suficientes para tornar a taxa média de fotossíntese maior do que a de oxidação do material orgânico na lagoa de polimento, garantindo elevado potencial hidrogeniônico de 9,6 unidades de pH, favorecendo a precipitação de sais de fosfato (MARA, 1992). De fato a baixa profundidade associada a uma baixa concentração de matéria orgânica favorece a maior penetração de luz (VON SPERLING, 2002), que resulta em uma maior taxa fotossintética (SIGEE, 2004). Resultados bem inferiores foram obtidos na região Sudeste do Brasil em condições experimentais não semelhantes: remoção média de fósforo total variando de 23% para lagoa com profundidade de 0,3m e TDH de 2,3 dias (BASTOS *et al.*, 2007).

Observa-se na Tabela 5 que o efluente oriundo do reator UASB que alimentava a LP2 continha DQO filtrada de $118\text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $74\text{ mg SST}\cdot\text{L}^{-1}$, essas características do efluente com diferença significativas estatisticamente ($p < 0,5$) quando comparada aos valores médios do efluente da LP1 (efluente da ECO), ambos tratados em lagoas de baixa profundidade (0,18m) operadas em paralelo, elevou o pH apenas para 8,6 mantendo uma remoção média de fósforo total de 46%, efluente final com $3,4\text{ mgP}\cdot\text{L}^{-1}$, conforme Figura 16B. Em condições experimentais semelhantes, SILVA *et al.*, 1995 conseguiram remoções de fósforo variando de 40 a 50% para uma série de lagoas com TDH total de cerca de 10-20 dias.

Com relação à remoção de fósforo total nas LP3 e LP4, ambas com 0,60 metros de profundidade, não ocorreu remoção significativa (eficiência $< 2\%$), conforme Figura 16 C e D. Como a remoção de fósforo em lagoa é devido à precipitação de fosfato, conforme Tabela 6 o pH dos efluentes das lagoas 3 e 4 permaneceram em torno de $8,28 (\pm 0,21)$ e $8,01 (\pm 0,20)$, respectivamente, não favorecendo a precipitação de fosfato.

Comparando esses resultados com outros estudos, é possível constatar que as lagoas de polimento do segundo experimento obtiveram comportamento semelhante ao encontrado na literatura (CAVALCANTI, 2009). Godas *et al.* (2009) confirmam eficiência de remoção de fósforo inferior a 10% em lagoas de estabilização. Esses autores asseguram que efluentes de lagoa geralmente mantém alta capacidade de tamponamento interferindo negativamente na precipitação abiótica do íon fosfato.

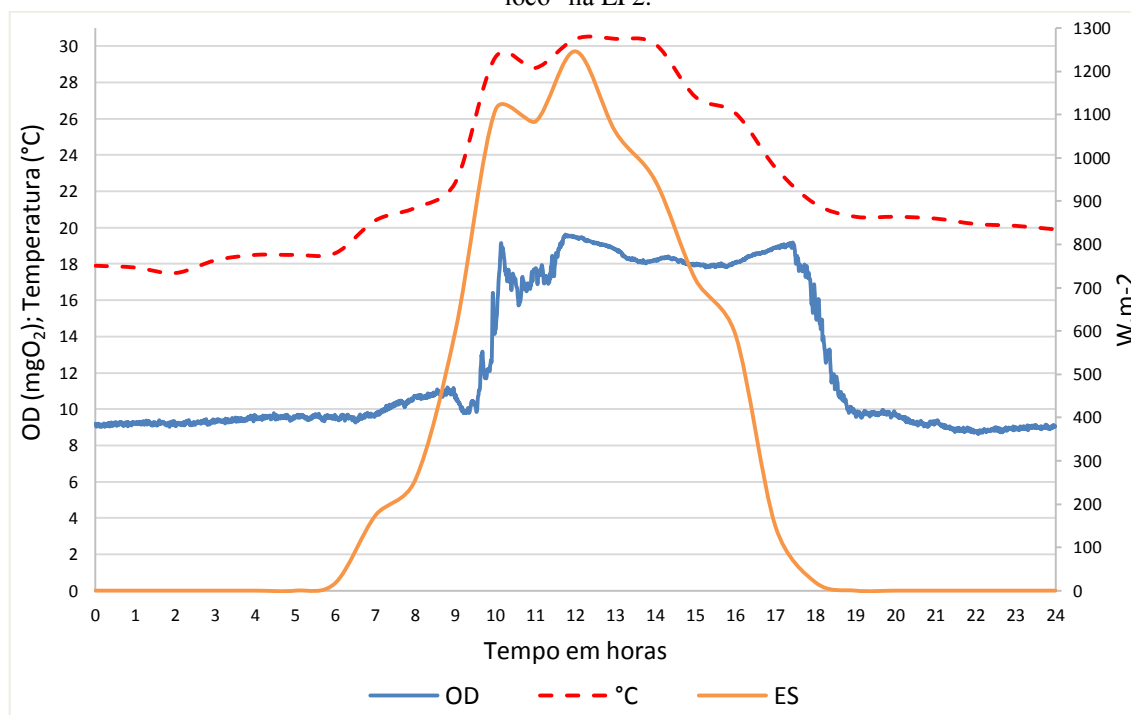
5.5 Produção de Oxigênio dissolvido durante o processo fotossintético

Nas Figuras 17, 18 e 19 estão apresentados as médias de todos os dias de análises, ao longo de 24h, os valores instantâneos das variáveis de interesse para experimentos realizados com diferentes dias de operação. As variáveis de interesse são geradas por um respirograma, indicando a concentração da produção de oxigênio (mgOD.L^{-1}) produzida durante o período de 24 horas, e as principais variáveis que influem no respirograma: temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e irradiância solar (W.m^{-2}) emitida pelo sol. As figuras correspondem às lagoas LP2, LP3 e LP4, respectivamente.

A dessorção de gases entre as fases da massa de água da lagoa de polimento e a massa de gás da atmosfera é função da área de contato da lagoa. Portanto, para um mesmo volume, quanto menor for a profundidade da fase líquida maior a área de contato por unidade de volume, portanto, maior a possibilidade da dissolução do gás carbono e do amônio.

A taxa de utilização biológica de CO_2 depende da taxa fotossintética a qual é responsável pela taxa de produção de oxigênio que também é controlada pela temperatura.

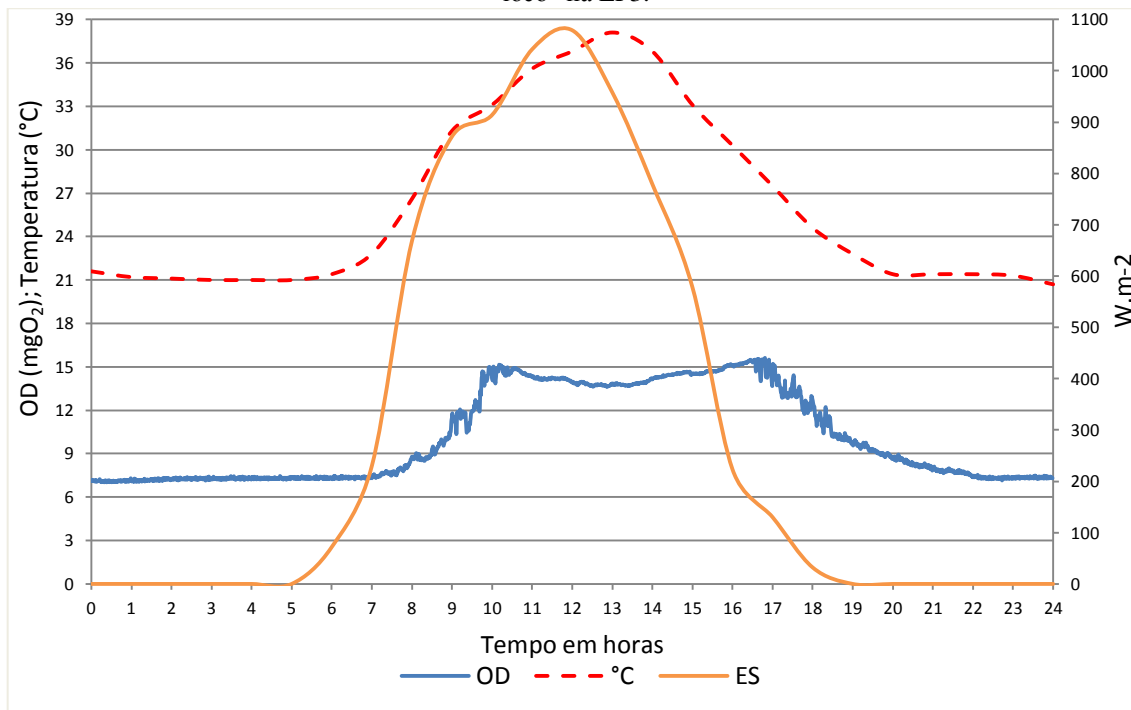
Figura 17 – Comportamento médio do OD (mg.L^{-1}), da temperatura e da irradiância realizada “in loco” na LP2.



Fonte: o Autor.

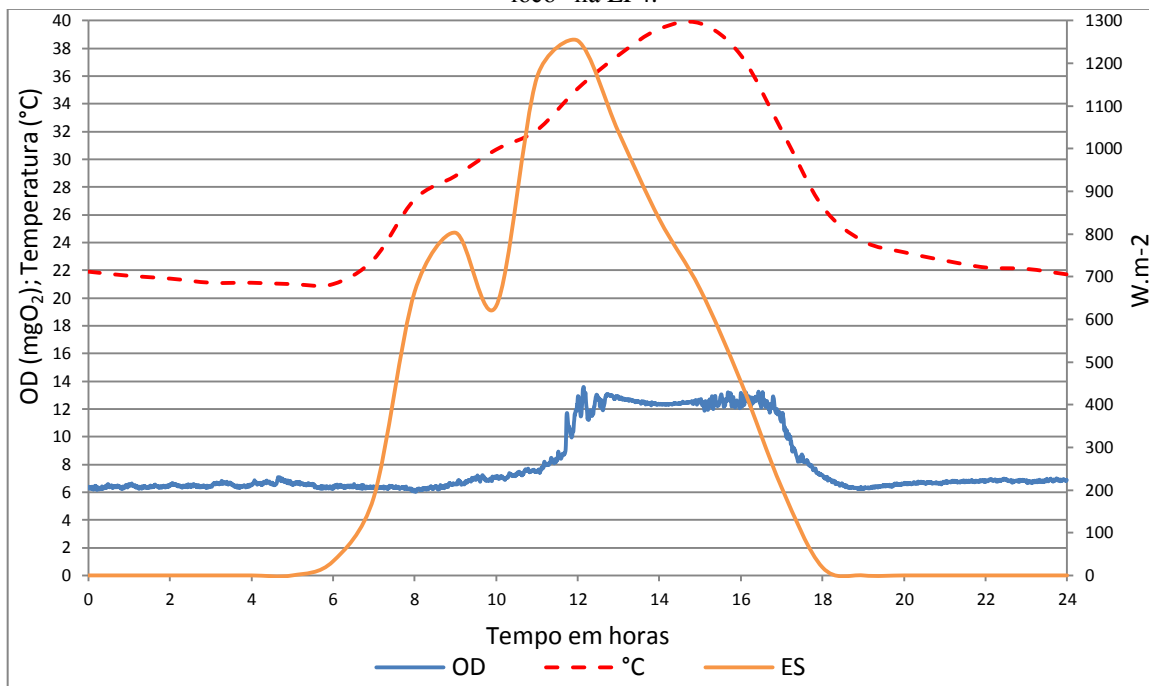
A taxa de utilização biológica de CO_2 depende da taxa fotossintética a qual é responsável pela taxa de produção de oxigênio que também é controlada pela temperatura.

Figura 18 – Comportamento médio do OD (mg.L^{-1}), da temperatura e da irradiância realizada “in loco” na LP3.



Fonte: o Autor.

Figura 19 – Comportamento médio do OD (mg.L^{-1}), da temperatura e da irradiância realizada “in loco” na LP4.



Fonte: o Autor.

As Figuras 17, 18 e 19 foram compostas por dados coletados em dois equipamentos, o OD foi medido através do respirometro e os demais dados, a temperatura ambiente e energia solar foram registradas pela estação meteorológica localizada a 10 metros das lagoas. A concentração de saturação de oxigênio a 500 metros de altitude a 18°C é de

9,00 mgO₂.L⁻¹ (VON SPERLING, 2002 justamente a temperatura inicial exibida na Figura 17. Observa-se nas Figuras 17, 18 e 19 que somente a 19 não teve um leve aumento da concentração de oxigênio dissolvido a partir das 6:00 horas, apesar de todas as temperaturas aumentarem. Ainda a respeito das temperaturas, é observável que somente a LP2 foi em um período de clima menos quente, temperatura variando entre 18 e 31°C, isso se deve ao distinto período de operação das lagoas.

A média da irradiância solar para as três lagoas se mantiveram em 591 W.m⁻² para a LP2, 668 W.m⁻² para a LP3 e 664 W.m⁻² para a LP4, chegando a máximas sempre às 12 horas. Paralelamente a energia UV, durante as doze horas de luz, manteve-se a uma taxa média de 4,3 W.m⁻².h⁻¹ para a LP2, 3,3 W.m⁻².h⁻¹ para a LP4 e 4,1 W.m⁻².h⁻¹ para a LP4, todas obtiveram ao meio dia pico superior aos 10 W.m⁻². Essas formas de energia proporcionaram um intenso processo fotossintético das algas e de outros organismos fotossintéticos, garantindo um destaque a LP2 com uma produção média de oxigênio de 18,0 mgO₂.L⁻¹ de 09:00 às 18:00 horas, com uma taxa de produção de oxigênio média durante 9 horas por dia de 2,00 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹, conforme respirograma apresentado na Figura 17. Sweeney *et al.* (2007) relataram que em lagoas de estabilização no período do verão a concentração de oxigênio atinge níveis superior a 30 mg.L⁻¹.

A concentração de OD em uma lagoa de polimento tem alguns fatores intervenientes, como altitude, temperatura, produção algal, as condições do afluente, dentre outras. Porém, a LP2 obteve uma elevada taxa de produção de OD (2,00 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹), superior as outras (1,50 mgO₂.L⁻¹.h⁻¹), é consequência de sua menor profundidade, o que possibilita que mesmo com condições ambientes e cargas aplicadas iguais a predominância de massa atingida pela irradiância será maior, propiciando maior influência das atividades fotossintéticas no meio. Tem uma hipótese de que o aumento na concentração de oxigênio dissolvido resultaria num aumento na formação de espécie reativo de oxigênio (ERO) e um aumento correspondente na foto-oxidação, consequentemente favorecendo o decaimento de termotolerantes (BOLTON *et al.*, 2010).

5.6 Parâmetros microbiológicos

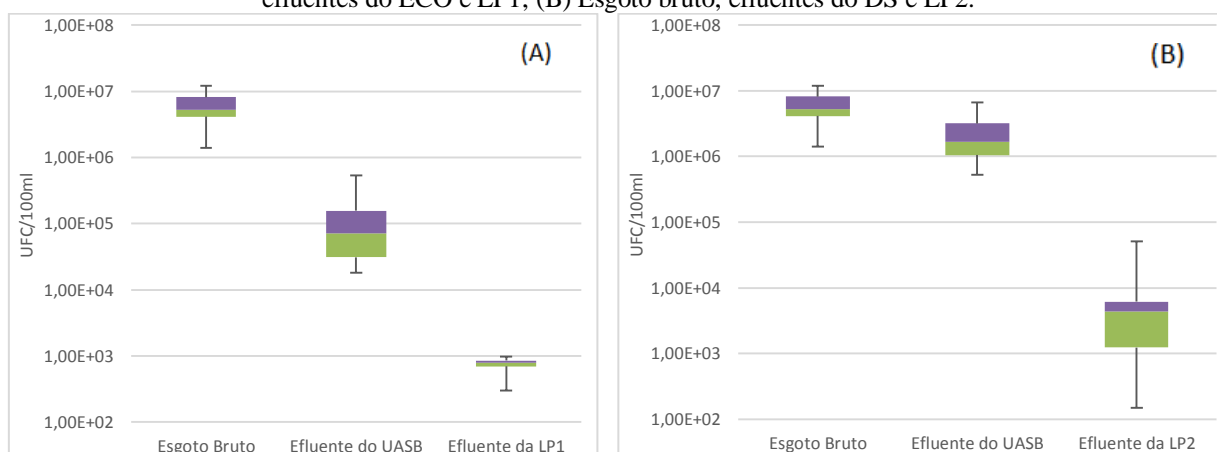
Para melhor compreensão, esse tópico está subdividido entre parâmetros sanitários, abordando agentes patogênicos, e comunidades fitoplanctônicas. Identificando as

lagoas de profundidade de 0,18 m como o quesito inovador da presente pesquisa, as análises microbiológicas foram predominantemente voltadas para essas lagoas.

5.6.1 Parâmetros Sanitários

A inserção das análises dos coliformes termotolerantes ao longo de todo o trabalho objetiva ser um balizador, um ponto de referência para identificar se existe remoção de patógenos em todos os distintos sistemas, e suas possíveis eficiências. Na Figura 18 são apresentados os resultados para o comportamento dessas análises. Fazendo uso de gráficos de boxplot para melhor discussão. Separados por letras, a Figura 20A representa o comportamento do sistema 1 que perpassa pela Estação Compacta (EC), a Figura 20B para o sistema 2 que finaliza com a LP2 fazendo o pós-tratamento do segundo efluente da EC, o anaeróbio.

FIGURA 20 – Valores médios de Coliformes Termotolerantes do primeiro experimento. (A) Esgoto bruto, efluentes do ECO e LP1; (B) Esgoto bruto, efluentes do DS e LP2.



Fonte: O Autor.

A Figura 20A apresenta os valores determinados analiticamente ao longo de todo o período de operação. É possível identificar que a Tabela 5 confirma os resultados tanto para a Figura 20A quanto para a 20B. De acordo com os dados apresentados na Figura 20, a concentração média de coliformes termotolerantes presentes no esgoto bruto foi de $5,25 \times 10^6$ UFC.100mL⁻¹. Esses valores estão dentro da faixa estabelecida por Metcalf & Eddy (2003) como típica para águas residuárias que varia entre 10^6 e 10^9 , dependendo do esgoto.

Contudo, conforme a Figura 20A, o afluente da primeira lagoa de polimento (LP1), a pós o filtro de areia da estação compacta, continha uma concentração média de coliformes termotolerantes de $7,13 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹. Enquanto o efluente da LP1, que fora

operada sob um TDH de 6 dias, obteve concentrações médias de coliformes termotolerantes de $7,88 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹, caracterizando uma eficiência de remoção para a LP1 de 98,89%. Portanto, atendendo os valores microbiológicos para coliformes termotolerantes sugeridos pela Organização Mundial da Saúde WHO (2006), que exige que seja inferior a 10^3 UFC.100mL⁻¹, para uso de esgotos sanitários tratados para irrigação irrestrita. E também se enquadra como água para recreação de contato secundário e para dessedentação de animais criados confinados conforme resolução nº 357/2005 do CONAMA, que estabelece até 2500 UFC.100mL⁻¹ para recreação de contato secundário e de até 1000 UFC.100mL⁻¹ para criação de animais confinados.

Enquanto o efluente do reator UASB, conforme apresentado na Figura 20B, a concentração média de coliformes termotolerantes se manteve na mesma ordem de grandeza do esgoto bruto. Esse efluente alimentava a segunda lagoa de polimento (LP2) com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 dias. Observa-se que a LP2 conseguiu uma eficiência de remoção média em 99,74%, a concentração final de coliformes termotolerantes nessa lagoa foi superior a 10^3 UFC.100mL⁻¹, portanto não atende aos padrões de exigências sugeridos pela WHO (2006), para irrigação irrestrita. Como também não atende aos padrões exigidos pelo CONAMA (357/2005), nem para demais usos, que exige concentrações inferiores a 4000 UFC.100mL⁻¹.

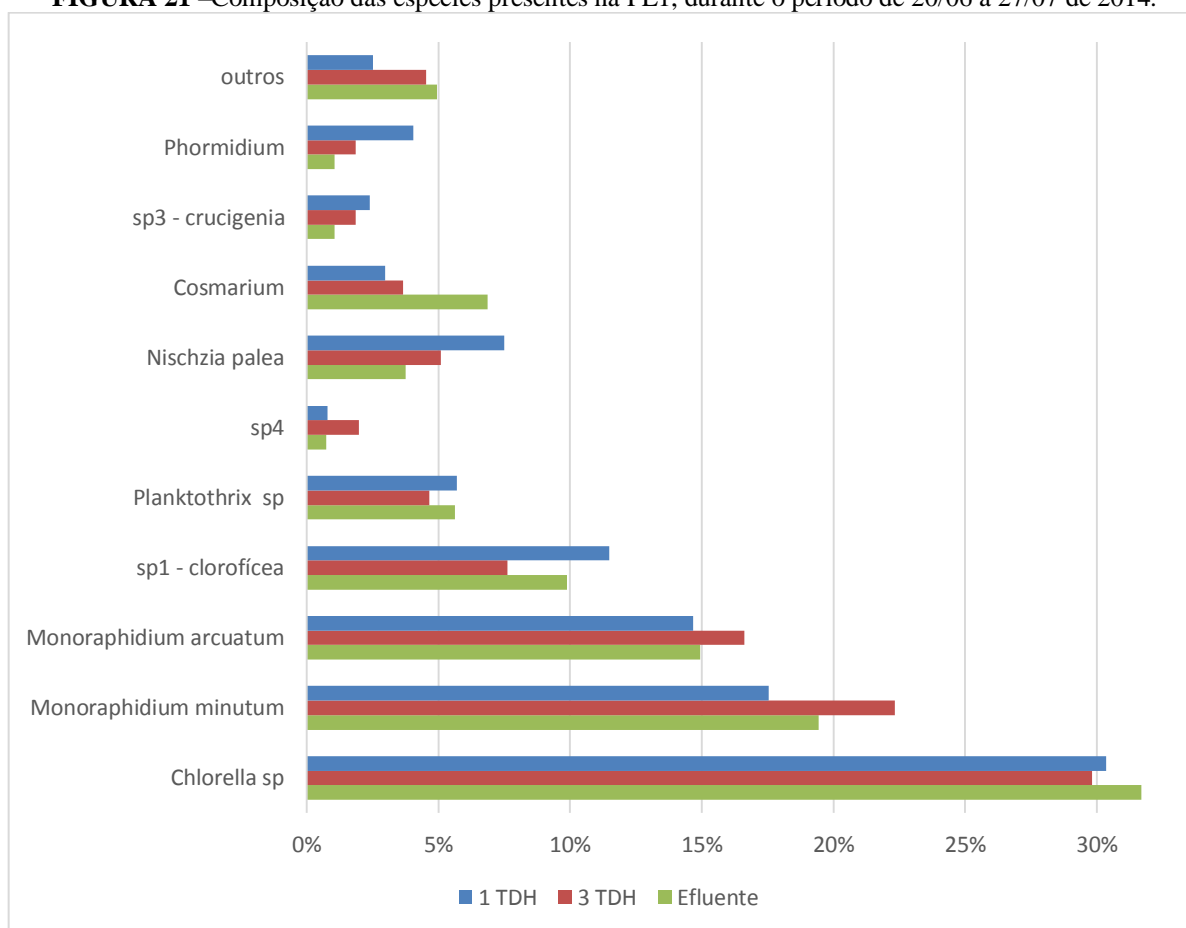
A remoção dos coliformes termotolerantes apresentados na Figura 20, evidencia que apesar de existir remoção nas duas lagoas, e que a eficiência de remoção da LP2 foi superior à da LP1, somente a da lagoa de polimento pós filtro (LP1) atingiu valores abaixo de $10E3$. Relacionado a remoção de coliformes as altas concentrações de OD conforme se pode observar nas Figuras 18 e 19, há formação de oxigênio reativo como singlete e superóxido que contribuem para o decaimento de organismos patogênicos (Hamouri *et al.* 1994; Bolton *et al.*, 2011).

Com poucos números de repetições, as análises de coliformes para o sistema experimental 2 foram insuficientes para plotagem de gráficos, porém foi possível obter indicadores conforme a Tabela 6. Esses indicadores corroboram com a baixa produção de oxigênio nas duas lagoas, que segundo Ouali, *et al.*, (2014), o decaimento de *E. coli* aumenta à medida que OD aumenta na lagoa e o pH excede 8,5.

5.7 Comunidades fitoplanctônicas

Mesmo sendo já de conhecimento comum a importância das microalgas nas lagoas de tratamento de esgotos, ainda existe um déficit nos estudos de levantamento taxonômico do fitoplâncton e o que representa a presença de cada táxon identificado. Assim sendo, com os resultados das análises é possível demonstrar que a comunidade fitoplanctônica dos sistemas eram compostas por um total de 17 distintos táxons. Nas Figuras 21 e 22 estão apresentados em percentagem a composição dos principais táxons identificados nas lagoas de polimento (LP1 e LP2) em relação ao tempo de detenção hidráulica. As comunidades fitoplanctônicas foram acompanhadas ao decorrer de 6 semanas consecutivas (20 de junho a 27 de julho), sendo identificadas 17 distintos táxons que foram comuns nas duas lagoas estudadas.

FIGURA 21 –Composição das espécies presentes na PL1, durante o período de 20/06 a 27/07 de 2014.

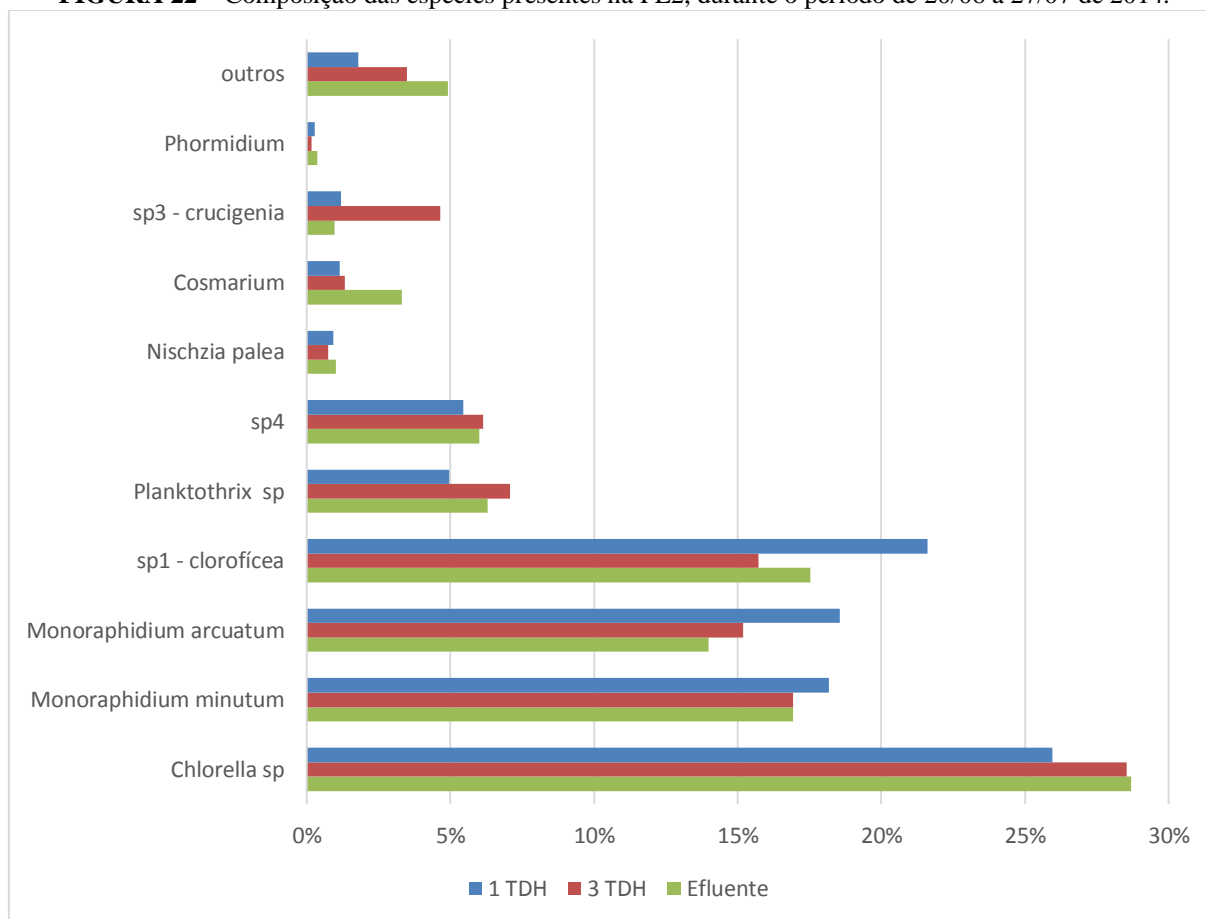


Fonte: O autor.

Apesar da variação da diversidade das espécies, de ambas as lagoas, ao longo do tempo de análise e o tempo de detenção foi possível identificar entre todas essas 17 os dez táxons mais frequentes. Conforme a Figura 21, para a lagoa LP1 foram as seguintes: Chlorella

sp, *Monoraphidium minutum*, *Monoraphidium arcuatum*, sp1- Clorofíceas, *Planktothrix* sp, sp4, *Nischzia palea*, *Cosmarium*, sp3- *Crucigenia* e *Phormidium*, respectivamente. Enquanto que para a lagoa LP2, conforme Figura 22, foram: *Chlorella* sp, sp1- Clorofíceas, *Monoraphidium minutum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Planktothrix* sp, sp4, sp3- *Crucigenia*, *Cosmarium*, *Nischzia palea*, e *Phormidium*, respectivamente.

FIGURA 22 – Composição das espécies presentes na PL2, durante o período de 20/06 a 27/07 de 2014.



Fonte: O autor.

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 (PARK *et al.*, 2011).

Sant'Anna (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, ecossistemas lacustres e lênticos com pouca turbulência. Von Sperling (1996), aponta

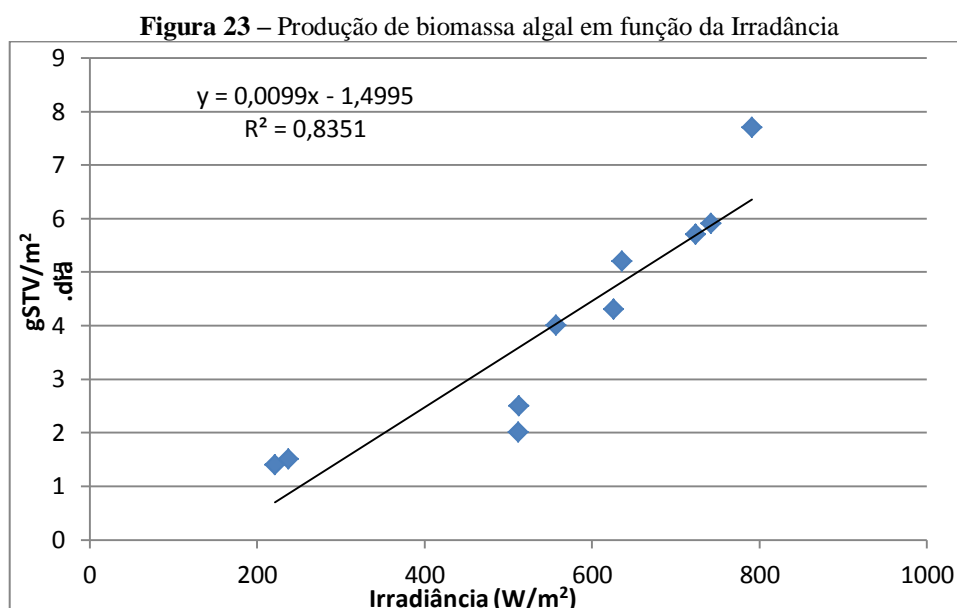
Chlorella como um dos principais gêneros de algas de importância nas lagoas de estabilização.

5.7.1 Produção de massa algal

Nas lagoas convencionais a eficiência de remoção de matéria orgânica expressa em sólidos suspensos em lagoa aneróbia varia de 50 a 70% (YANEZ, 1993). O material não rapidamente biodegradável se acumula no fundo da lagoa e gradativamente sofre biodegradação e vai diminuindo de volume. Para efeito de projeto a taxa de acumulação de lodo é em torno de $0,04\text{m}^3, \text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (SILVA e MARA, 1979).

No entanto, na superfície das lagoas rasas de polimento se cria uma camada de espessura de cerca de 1 a 2 cm de biomassa algal. A retirada desse material beneficia a penetração de luz favorecendo o processo fotossintético. Essa biomassa algal produzida nas lagoas de alta taxa pode ser utilizada para produção de bioenergia a exemplo de bioetanol, biodiesel e biogás. Além dessas possibilidades de diferentes formas de se obter energia, há real possibilidades do material residual ser recuperado para fertilizantes (CRAGGS, 2005; PARK *et al.* (2011)

Na Figura 23 são plotados os dados da irradiância solar ($\text{W}.\text{m}^{-2}$) e a produtividade da biomassa algal ($\text{gSST}.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) durante o período de 30 dias de maio de 2014, cuja temperatura ambiente variou 20,1 a 33,3 °C. Observa-se que a produção de biomassa algal é função da irradiância solar.



A produção de biomassa expressa em SST por unidade de área na lagoa de baixa profundidade (0,18m) variou de 1,4 a 7,7 gSST.m⁻².dia⁻¹ (Figura 23), extrapolando esses dados, significa que produção de biomassa variou de 5,11 a 28,10 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Craggs (2005) operando lagoas de alta taxa conseguiu produção de biomassa de até 30 ton.ha⁻¹.ano⁻¹.

6. CONCLUSÕES

A taxa de produção de oxigênio dissolvido no processo de lagoa de estabilização, que significa diferença entre a taxa de fotossíntese e taxa de oxidação do material orgânico, pode ser medida com segurança por respirometria.

O procedimento experimental de tratamento de esgotos sanitários no sistema compacto compreendido de reator UASB seguido de filtro de areia com fluxo intermitente e subsequentemente pós-tratado em lagoas de polimento de baixa profundidade (0,18 m) apresentou resultados satisfatórios na remoção de nutrientes e produzindo efluente final com boa qualidade sanitária com concentração de coliformes termotolerantes menor que 10^3 UFC.100mL⁻¹, podendo ser utilizado para irrigação irrestrita.

A LP2 obteve melhor eficiência na remoção de nitrogênio e de coliformes termotolerantes, no entanto a LP1 obteve melhores resultados finais. Essa diferença deve-se notadamente a própria qualidade do efluente oriundo da estação compacta, por conter uma menor concentração de coliformes (10^5 a 10^4 UFC100mL.L⁻¹), e nitrogênio predominantemente nitrificado.

O principal mecanismo de remoção de nitrogênio na lagoa de polimento 2, alimentada com efluente de reator UASB, deveu-se ao processo de dessorção de gás amônia.

A lagoa de polimento alimentada com efluente da ECO, nas condições do experimento, foi eficiente no consumo biológico de gás carbônico o suficiente para elevar o pH a valor médio de 9,6 unidades; garantindo remoção média de 69% de fósforo total e 81% de ortofosfato e concentração coliformes termotolerantes menor que 1000 UFC.100ml⁻¹

A lagoa de polimento 2, alimentada com efluente de UASB, operando com TDH de 6 dias removeu 80% de N-NTK, 53% de fósforo total e 44% de ortofosfato. As lagoas com 0,60 m de profundidade operadas em batelada e fluxo contínuo, respectivamente com TDH de 9 e 12 dias apresentaram baixa remoção de nutrientes e pouca eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 96,96% para a de batelada, e 97,31% para a contínua, equivalente apenas a 2 unidades logs.

07. RECOMENDAÇÕES

No caso de lagoas de polimento, o tempo de detenção hidráulica requerido para atender a remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes é inversamente proporcional a profundidade da lagoa. Dessa forma, propõem-se testar outros parâmetros de projetos a exemplo da taxa de aplicação superficial e da área per capita.

Desenvolver estratégias para remoção da biomassa algal da superfície das lagoas de polimento de alta taxa, garantindo sistemas mais eficientes na remoção de nutrientes e organismos patogênicos e gerando biomassa para bioenergia.

Os resultados da pesquisa indicaram que não havia diferença significativa em nível de 5% de probabilidade dos valores médios dos parâmetros dos efluentes entre os da lagoa de batelada (LP3) e os valores da lagoa de fluxo contínuo (LP4). Como a lagoa de transbordo funcionou com TDH em torno de um dia e segundo Cavalcanti, 2001 para que a lagoa de transbordo não funcione com lagoa anaeróbia faz-se necessário um TDH maior que 1,6 dias. Nesse aspecto, recomenda-se testar lagoas de bateladas precedidas de lagoa de transbordo com TDH em torno de 2 dias.

Quantificar a produção da biomassa algal em lagoa rasa de polimento investigando a influência dessa biomassa quanto ao sombreamento, reduzindo ou não a provável fotoinibição do processo fotossintético, correlacionando os resultados com a eficiência da lagoa no tratamento de esgotos. Para testar se a ocorrência ou não da fotoinibição pode-se utilizar a respirometria.

8. REFERÊNCIAS

AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J. O. **Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds**. Water Research, V.26, n.85, 1992.

ANDRIANARISON, T., JUPSIN, H., OUALI, A., VASEL, J.-L. **Comparative analysis of existing disinfection models**. Water Science and Technology, v. 61 n.4, p.955–962, 2010.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDRADE, C. C. de. **Tratamento de águas residuárias de origem doméstica em sistema compacto**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual da Paraíba – UEPB. Campina Grande – PB, 71p. 2012.

APHA, AWWA. WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC. American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution control Federation, 2012.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2ª Ed. Bookman Companhia Editora, Porto Alegre – RS. 622p. 2002.

Bastos, R. K. X; E.N. Rios, E.N; F.L. Dornelas,F.L.; F.A.L. Assunção, F.A.L ; L.E. Nascimento, L.E. **Ammonia and phosphorus removal in polishing ponds: a case study in Southeast Brazil**. Water Science & Technology v. 55, n. 11, p. 65–71, 2007.

BERAN, B.; KARGI, K. **A dynamic mathematical model for waste water stabilization ponds**”. Ecological Modelling 181 pp 39-57. 2005.

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. São Carlos: Rima, 2006.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3 ed. John Wiley & Sons, Inc, 2005.

BOLTON, N. F.; CROMAR, N. J.; HALLSWORTH, P.; FALLOWFIELD, H. J. **A review of the factors affecting sunlight inactivation of micro-organisms in waste stabilisation ponds: preliminary results for enterococci**. Water Science and Technology, v. 61 n.4, p.855–890, 2010.

BRASIL. Resolução n.357 do **CONAMA**. *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. De 17 de março de 2005.*

BRASIL. Resolução n.430 do **CONAMA**. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília-DF: CONAM, maio de 2011.*

BUCHAUER, K. **A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process.** *Water SA*, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.

Camargo, M. A. V. & Mara, D. D. 2007 **Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds.** *Water Sci. TECHNOL.* Vol. 55, nº 11, pag. 87–92.

VALERO, M. A. C.; READ, F.; MARA, D. D.; NEWTON, R. J.; CURTIS, T. P. and DAVENPORT, R. J. **Nitrificação e desnitrificação em lagoas de estabilização: mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoa de maturação.** *Water Sci. Technol.* 55(11), 1137–1144. 2010.

CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de Reatores UASB e Lagoas de Polimento no Tratamento de Esgoto Doméstico.** 1ª Edição, Gráfica Santa Marta. 172p. João Pessoa – PB, 2009.

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, p. 105-170, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 2ª ed, volume 5. Belo Horizonte - MG: SEGRAC. 2007.

CHERNICHARO C. A. L. **Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 246 p. 1997.

El Hamouri, B.; KhallayounE, K.; Bouzoubaa, N.; Chalabi, M. (1994) **Highrate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals.** *Water Science and Technology*, v. 28, n. 1, p. 171-174.

Godos, I.; Blanco, S.; García-Encina, P. A.; Becares, E.; Muñoz, R. **Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates.** *Bioresource Technology*, v.100, p.4332-433, 2009.

CRAGGS, R. J. **Advanced integrated wastewater ponds.** In A. Shilton, *Pond Treatment Technology*, IWA Scientific and Technical Report Series. IWA, London, 282-310. 2005.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges.** *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010), **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/>. Acesso em: 08 de agosto de 2014, 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** ABES, 6ª ed. p. 1050, Rio de Janeiro – RJ, 2011.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. **Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater – A review.** Bioresource Technology n.101, p. 3299–3310, 2010.

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, p.29-52, 1999.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização – projeto e operação.** ABES, 1ª ed. p. 244, Rio de Janeiro – RJ, 1998.

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.

MADIGAN, Martinko, Parker. **Biology of Microorganisms**, 9th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 2000.

Maiga, Y., Wethe, J., Denyigba, K. & Ouattara, A. S. **The impact of pond depth and environmental conditions on sunlight inactivation of Escherichia coli and enterococci in wastewater in a warm climate.** Canadian Journal Microbiology, v. 55, p.1364–1374. 2009.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Barcelona, Ediciones Omega, 1983.

MAYO, A. W. **Nitrogen mass balance in waste stabilization ponds at the University of Dares Salaam, Tanzania.** African Journal of Environmental Science and Technology. v.7, n.8, p.836-845. 2013.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and reuse.** 4 ed. New York, McGraw-Hill International edition, 2003.

MOREIRA, J. F.; CABRAL, A. R.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. **Causal model to describe the variation of faecal coliform concentrations in a pilot-scale test consisting of ponds aligned in series.** Elsevier, n.35, p.791-799. 2009.

LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering**, (2nd ed.), McGraw Hill, New York, USA. (1972).

LUND JWG, KIPLING C, LE CREN ED. **The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimation by counting.** Hydrobiologia 11: 143-170. 1958.

OUALI, A.; JUPSIN, H.; GHRABI, A.; VASEL, J. L. **Removal kinetic of Escherichia coli and enterococci in a laboratory pilot scale wastewater maturation pond.** 755-759, 2014.

PARK, J. B. K. E CRAGGS, R. J. **Algal production in wastewater treatment high rate algal ponds for potential biofuel use.** Water Science and Technology, v. 63, n. 10, p.2403-2410, 2011.

PARK, J. B. K. E CRAGGS, R. J. **Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition.** Water Science and Technology, v. 63, n. 8, p.1758-1764, 2011.

PARTEN, S.M. **Planning and installing sustainable onsite wastewater systems.** McGraw Hill. USA, pag. 412, 2010.

PATERSON, C.; CURTIS, T. **Physical and chemical environments.** In: Shilton, A. (ed.) Pond Treatment Technology. IWA Publishing, London, UK. 2005.

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, p. 6637 e 6649, 2011.

POSSMOSER-NASCIMENTO, Thiago Emanuel ; RODRIGUES, VALÉRIA ANTÔNIA JUSTINO ; VON SPERLING, MARCOS ; VASEL, JEAN-LUC . **Sludge accumulation in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent: results after 11 years of operation.** Water Science and Technology, v. 70, p. 321, 2014.

RODGERS, M., HEALY, M.G.,and PRENDERGAST, J. **Novel Hybrid Filter for the Treatment of Septic Tank Effluent.** Journal of Environmental Engineering, v. 132 n.7, p. 764-768, 2006

ROUND, F. E. **Biologia das algas.** Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Dois, 1983.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SORMUS, L. **Fitoplankton dos lagoas das garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo – SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos.** Hoehnea, 16: p.89-131, 1989.

SHILTON, A.; WALMSLEY, N. **Introduction to pond treatment technology.** In: Shilton, A. (ed.) Pond Treatment Technology. IWA Publishing, London, UK. 2005.

SIGEE, D. C. **Freshwater microbiology.** Chichester-UK, John Wiley & Sons Ltd, 524p. 2004.

Silva, S.A., Araújo, A.L.C., Soares, J., Mara, D.D., Pearson, H.W. and Oliveira, R. (1995). **Phosphorus removal in an experimental pond complex in northeast Brazil.** In: Proceedings of the 3rd IAWQ International Specialist Conference and Workshop: Waste Stabilization Ponds Technology and Applications. João Pessoa, PB, Brazil (Preprint volume).

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização.** Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SOUSA, J. T. de, FORESTI, E.; **Domestic sewage treatment in anupflow anaerobic sludge blanket – sequencing batch reactor system.** Water Sci. Technol. Vol. 33 n° 3, pag. 73–84. 1996.

SWEENEY, D. G., NIXON, J. B., CROMAR, N. J. & FALLOWFIELD, H. J. **Temporal and spatial variations of physical, biological and chemical parameters in a large waste**

stabilisation pond, and the implications for WSP modelling. Water Science Technology Vol. 55 n° 11, pag. 1–9. 2007.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 9: 1-38. 1958.

VAN HANDEEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. G. M. **Handbook of biological wastewater treatment: design and optimisation of activated sludge systems.** 2012.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente.** Campina Grande: EpGraf, ed.2, V.1, 255p. 1994.

VON SPERLING, M.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; PAOLI, A. C. de; MABUB, M. O. A. **Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors.** Water Science and Technology, v. 61 n.5, p.1201–1209, 2010.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Countries.** IWA Publishing, London. V.1, 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** 2ª ed. (Impressão ampliada). Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos.** Belo Horizonte: UFMG/DESA. 211p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; V.2, 1996.

YANEZ,F. **Lagunas de de Estabilización.** Lima Perú, Ed. CEPIS. 1993.

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

