



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS CAMPINA GRANDE
CENTRO CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

DANYLLO VIEIRA DE LUCENA

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO EM FLUXO
CONTÍNUO E SEMICONÍNUO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
REATOR UASB**

**CAMPINA GRANDE
2016**

DANYLLO VIEIRA DE LUCENA

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO EM FLUXO
CONTÍNUO E SEMICONTÍNUO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
REATOR UASB**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Área de concentração: Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa.

**CAMPINA GRANDE
2016**

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.

L935a Lucena, Danyllo Vieira de
Avaliação do desempenho de lagoas de polimento em fluxo contínuo e semi-contínuo no pós-tratamento de efluente de reator UASB [manuscrito] / Danyllo Vieira de Lucena. - 2016.
40 p. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2016.

"Orientação: Prof. Drº. José Tavares de Sousa, DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL".

1. Tratamento biológico de esgoto 2. Lagoas de polimento 3. Remoção de organismos patogênicos 4. Reator UASB I. Título.

21. ed. CDD 363.72

DANYLLO VIEIRA DE LUCENA

TÍTULO DO TRABALHO: AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE
POLIMENTO EM FLUXO CONTÍNUO E SEMICONTÍNUO NO PÓS-TRATAMENTO
DE EFLUENTE DE REATOR UASB

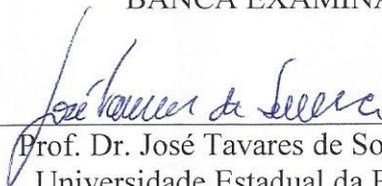
Trabalho de Conclusão de Curso apresentada
ao Departamento de Engenharia Sanitária e
Ambiental da Universidade Estadual da
Paraíba, como requisito parcial à obtenção do
título de Graduado em Engenharia Sanitária e
Ambiental.

Área de concentração: Engenharia Sanitária e
Ambiental.

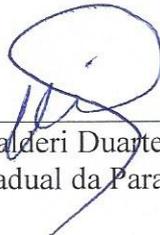
Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa.

Aprovada em: 26/02/2016.

BANCA EXAMINADORA



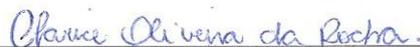
Prof. Dr. José Tavares de Sousa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Lígia Maria Ribeiro Lima
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Clarice Oliveira da Rocha
Instituto Federal da Paraíba (IFPB)

Aos meus pais **Damião e Socorro**, e a minha irmã **Danielly**, pelo o apoio, dedicação, companheirismo e amizade, e por sempre estarem ao meu lado.

Eu dedico este trabalho

AGRADECIMENTOS

Ao fim dessa jornada tudo se resume a esse trabalho de conclusão de curso, assim se omite toda a longa caminhada para que se possa chegar a esse momento, todas as noites em claro de estudo, aqueles momentos que a vontade de desistir era quase superada pela a determinação que estava seguindo o caminho certo, as diversas dificuldades que foram impostas durante esses últimos 5 anos. Nesta reta final, o sentimento que me define é o de dever cumprido.

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus acima de tudo, por conceder oportunidade e discernimento para fazer este trabalho, e por sempre estar ao meu lado nessa caminhada.

Ao meu Pai Damião pelo apoio irrestrito nos momentos da minha vida, e por ser um exemplo de pessoa correta e com fibra moral. Terás sempre minha gratidão por não medir esforços para me ajudar, e minha admiração por ser esse exemplo de grande batalhador para conseguir seus objetivos.

À minha mãe Socorro pelo amor incondicional e apoio em todos os momentos de dificuldades, agradeço por todo sacrifício e investimento, por as noites que ficou em claro esperando a minha chegada, após uma noite de estudo na casa dos colegas, pelos os telefonemas de preocupação para saber onde estava e se tinha me alimentado bem, sem dúvidas você foi minha grande apoiadora.

À minha irmã Danielly, amor da vida inteira que sempre me apoio e me deu conselhos de grande valia, por ser esse exemplo em minha casa, de que todos esses ensinamentos terão grandes utilidades e que com perseverança a recompensa vai aparecer no momento certo.

À minha namorada e companheira, Iasmim que sempre esteve ao meu lado nessa longa trajetória, compartilhando tanto os momentos de felicidade, quanto os de angustia e ansiedade.

Ao Prof. Dr. José Tavares, pela oportunidade de desenvolver esse trabalho, pelo estímulo acadêmico e todas as suas contribuições.

Aos participantes da banca examinadora, Prof. Dr. Valderi Duarte Leite e a Prof. Dra. Lígia Maria Ribeiro Lima, por todas as contribuições prestadas.

A todos os professores que fazem parte do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, os meus sinceros agradecimentos por todos os ensinamentos me passados, e por serem verdadeiros educadores.

A todos os meus amigos e companheiros de curso, em especial, a Yuri Andrade, Matheus Duarte, Thiago Nepomuceno, Rennan Tavares, Rafael Camelo e Mariah de Sordi, por todo o companheirismo e incessante presteza em me ajudar durante toda essa caminhada. Terão sempre meu agradecimento e amizade para toda a vida.

Por fim, a todos aqueles que de uma forma ou de outra colaboraram ou acompanharam-me nessa jornada, o meu muito obrigado!

“A persistência é o menor caminho do êxito”. (Charles Chaplin)

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a avaliação do desempenho de lagoas de polimento de fluxo contínuo e batelada no pós-tratamento de efluente de reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). A importância deste estudo concerne no fato de que as lagoas de polimento são consideradas uma ótima alternativa para o pós-tratamento de reatores anaeróbios por apresentarem baixo custo de concepção e obtenção de resultados positivos na adequação do efluente final para as normas vigentes, principalmente no que diz respeito à remoção de organismos patogênicos. Assim, utilizou-se um sistema piloto de tratamento de esgoto constituído por um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) para remoção de matéria orgânica e sólida, seguida de um pós-tratamento dos efluentes obtidos em lagoas de polimento de fluxo contínuo e de batelada, para remoção de nutrientes e organismos patogênicos. Os resultados indicaram, respectivamente, para as lagoas de fluxo contínuo e batelada, que a eficiência de remoção de matéria orgânica expressa em DQO foi de 17,88% e 21,03%, o percentual de remoção de nitrogênio total Kjeldahl foi de 25,47% e 41,24%, para remoção de nitrogênio amoniacal os percentuais foram de 28,75% e 45,59%, o fósforo total teve taxa de remoção de 24,24% e 21,23%, para remoção de ortofosfato a porcentagem foi de 41,71% e 34,73%, já os coliformes termotolerantes apresentaram percentual de remoção de 95,3% e 95,8%. Os sólidos (SST- sólidos suspensos totais e SSV- sólidos suspensos voláteis) apresentaram elevação nos valores obtidos. O pH obtido variou em torno de 8,1 a 8,8. A partir dos resultados, conclui-se que o sistema estudado pode ser aplicado apenas para a irrigação restrita de plantas cerealíferas e forrageiras que são utilizadas para alimentação e forragem animal.

Palavras-Chave: Tratamento biológico de esgoto, Lagoas de polimento e Remoção de organismos patogênicos.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the performance of polishing ponds of continuous flow and batch at post-treatment of effluente UASB reactor (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). The importance of this study concerns the fact that the polishing ponds are considered a great alternative to the post-treatment of anaerobic reactors for having low cost in designing and achieving positive results in the adequacy of the final effluent to the current regulations, especially in Its relation to the removal of pathogenic organisms. Therefore, it was used as a sewage treatment pilot system constituted by an anaerobic sludge blanket (UASB) to remove organic and solid matter, followed by post-treatment of effluente polishing ponds streaming and batch, for removal of nutrients and pathogenic organisms. The results indicated, respectively, to the ponds continuous flow and batch the removal efficiency of organic matter expressed in DQO which was 17.88% and 21.03%. The total Kjeldahl nitrogen removal percentage was 25.47% and 41.24%, to remove ammonia nitrogen percentages were 28.75% and 45.59%, the total phosphorus removal rate was 24.24% and 21.23%. For the removal of orthophosphate the percentage was 41.71% and 34.73% and to the fecal coliforms showed removal percentage of 95.3% and 95.8%. The solids (total suspended solids - SST and volatile suspended solids - SSV) showed an increase in the obtained values. The pH obtained ranged around 8.1 to 8.8. Based on the results it is concluded that the system studied in this work can only be applied to restricted irrigation of cereals plants and fodder which are used for food or animal fodder.

Key-words: biological sewage treatment, polishing ponds and removal of pathogenic organisms.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema do sistema experimental formado por um reator UASB, tratando esgoto bruto, seguido de lagoa com alimentação em fluxo contínuo (LPC) e lagoa com alimentação em batelada (LPB), através de lagoa de transbordo (LT).....	28
Figura 2 – Reator UASB piloto utilizado no trabalho.....	29
Figura 3 – Variações de pH da LPB ao longo dos meses de outubro (10), novembro (11) e dezembro (12) de 2014.....	34
Figura 4 – Variações de pH da LPC ao longo dos meses de outubro (10), novembro (11) e dezembro (12) de 2014.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação das Águas Residuárias.....	19
Tabela 2 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados no esgoto bruto e efluentes dos reatores (UASB e nas duas lagoas de polimento, LPB e LPC)	30
Tabela 3 – Valores médios e desvio padrão das análises físico-químicas e biológica realizadas.....	31
Tabela 4 – Eficiência de remoção de DQO, sólidos e frações no reator UASB, nutrientes e coliformes nas lagoas LPB e LPC.....	33

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CAGEPA	Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba
DQO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Esgoto Bruto
EXTRABES	Estação de Tratamento Biológico de Esgotos
LP	Lagoa de Polimento
LPB	Lagoa de Polimento Batelada
LPC	Lagoa de Polimento Semi-Contínua
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
ST	Sólidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Esgotos Sanitário	17
2.2	Sistema de Tratamento de Águas Residuárias	19
2.1.1	Tratamento Biológico de Águas Residuárias	20
2.2.1.1	Tratamento biológico anaeróbio	21
2.2.1.1.1	Reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ou RAFAS (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente)	22
2.2.1.2	Tratamento biológico aeróbio	23
2.3	Tratamento com lagoas de estabilização	24
2.3.1	Tratamento com lagoas de polimento e/ou maturação	25
3	METODOLOGIA	27
3.1	Descrição dos sistemas experimentais	27
3.2	Métodos analíticos	29
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	30
4.1	Análises do sistema	30
5	CONCLUSÃO	36
	REFERÊNCIAS	37

1 INTRODUÇÃO

A produção em grande escala de águas residuárias é uma consequência inevitável de todas as sociedades contemporâneas. Os efluentes de esgotos domésticos são prejudiciais para o ambiente e sua biota, sendo imprescindível seu tratamento antes de lançados nos corpos hídricos receptores. Os efluentes secundários das estações de tratamento de águas residuárias contêm macronutrientes (compostos de fósforo e de nitrogênio), que são as causas principais da eutrofização das águas superficiais (TUNDISI, 2009).

Nas últimas décadas, proliferou no Brasil um grande número de sistemas de tratamento anaeróbio, particularmente reatores de fluxo ascendente e manta de lodo, ou reatores UASB (CAMPOS, 1999).

A associação de reatores anaeróbios, tipo UASB, às lagoas de polimento rasas se constituem em um sistema de tratamento de esgotos que integra processos anaeróbios e aeróbios, representando tecnologia de extraordinária aplicabilidade em nosso meio, face à elevada eficiência do sistema, conjugada a uma substancial redução nos custos, comparado às alternativas mais tradicionais (MASCARENHAS, *et al.* 2004).

O pré-tratamento no reator UASB promove uma redução de 65 a 80% da concentração do material orgânico (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994). Além de remover grande parte do material coloidal do esgoto, produz um esgoto digerido com baixa turbidez. Assim, as lagoas de polimento garantem a penetração da luz solar na maior parte da coluna d'água, acelerando-se a fotossíntese e a produção de oxigênio. A baixa taxa de oxidação, associada à alta taxa de produção fotossintética de oxigênio, leva a prevalência da segunda sobre a primeira (MASCARENHAS, *et al.* 2004).

As lagoas de polimento são conceitualmente parecidas com às lagoas de maturação, mas recebem essa nomenclatura por serem usadas para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios e diferenciam-se das demais lagoas de estabilização que promovem tratamento desse tipo de efluente. As lagoas estudadas apresentaram efetiva remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal e por consequência, de enterobactérias patogênicos que proporcionam o “polimento” do efluente ao remover também matéria orgânica e nutrientes (CAVALCANTI, 2009).

A utilização ecologicamente correta dos recursos hídricos impõe a disposição final adequada de águas servidas (esgoto doméstico) que pode ser num corpo d'água receptor, sem prejuízo para a qualidade deste, ou na reutilização na agricultura. Para reutilização na

agricultura, os critérios de qualidade higiênica adotam as recomendações indicadas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para esgoto doméstico tratado (WHO, 1989).

Segundo a Organização Mundial de Saúde, cada unidade monetária investida em obras de saneamento faz com que se economize em até cinco unidades monetárias com tratamento de doenças que tenham origem na falta desse serviço.

Diante deste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da remoção de nutrientes, matéria orgânica e coliformes termotolerantes no pós-tratamento do efluente de reator UASB em duas lagoas de polimento (de fluxo contínuo e de batelada) e verificar se a qualidade do efluente obtido permite a utilização em irrigação irrestrita ou restrita.

Para isso se fez necessário a determinação dos parâmetros físico-químicas dos esgotos brutos e tratados, a operação de um reator UASB seguido de lagoas de polimento de fluxo contínuo e de batelada, o tratamento de águas residuárias de origem doméstica em reator UASB seguido lagoas de polimento de fluxo contínuo e de batelada e o tratamento estatisticamente os dados experimentais obtidos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Esgoto Sanitário

Segundo Von Sperling e Gonsalves (2001), o esgoto sanitário refere-se a todo despejo oriundo das diversas modalidades do uso da água. Geralmente provêm de qualquer edificação que disponha de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas, principalmente as residências, instituições e estabelecimentos comerciais.

Os esgotos apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, dado os diversos usos da água pela população em suas atividades diárias, tais como: lavagens de carros, louças e roupas, processos industriais e descargas sanitárias. O destino final mais comum dos efluentes líquidos urbanos é o lançamento em um corpo aquático, gerando condições de contaminação e poluição. Por estes motivos, a saúde pública pode ser ameaçada pela contaminação das águas de abastecimento, dos balneários e dos gêneros alimentícios, acarretando as doenças de veiculação hídrica, como a diarreia, a hepatite infecciosa e cólera (CALAZANS, 2000).

A qualidade e a quantidade de esgotos encaminhados à estação depuradora se configura como fator determinante para a elaboração do projeto de sistema de tratamento. Estudos criteriosos devem ser realizados por meio de coletas e exames de amostras representativas para a caracterização dessas águas dentro do horizonte de projeto (CAMPOS, 1999).

De acordo com Cesan (2013), o esgoto bruto deve passar por diferentes níveis de tratamento: preliminar e biológico para que as exigências legais sejam atendidas. Em algumas situações específicas pode ser realizado o tratamento físico-químico e a desinfecção do esgoto tratado. Durante o processo de tratamento de esgoto ocorre a formação de lodo e de gases que podem ser submetidos a tratamentos específicos.

Metcalf e Eddy (1991) propõem que a classificação para as águas residuárias deve ser indicada como forte, média e fraca de acordo com as características físico-químicas, apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação das Águas Residuárias.

Características	Forte	Médio	Fraco
DBO5 (mg/L)	400	220	110
DQO (mg/L)	1000	500	250
COT (mg/L)	290	160	80
NTK (mg/L)	85	40	20
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	35	15	08
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	50	25	12
Sólidos Totais (mg/L)	1200	720	350
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	350	220	100
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	75	55	20
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	275	165	80
Cloreto (mg/L)	100	50	30
Sulfato (mg/L)	50	30	20

Fonte: Metcalf e Eddy (1991).

O tratamento adequado de esgoto, seja para a obtenção de efluentes que atendam aos padrões de lançamento do corpo receptor, ou seja para a sua utilização produtiva, deve representa uma solução para grande parte dos problemas de poluição da água e da escassez de recursos hídricos, contribuindo assim, para a proteção ambiental e para a geração de alimentos e de outros produtos (MOTA & VON SPERLING, 2009).

Os efluentes domésticos constituem uma das principais preocupações no setor de saneamento básico. O lançamento de esgotos sem tratamento em corpos aquáticos causa sérios problemas à qualidade de vida, e coloca em risco o abastecimento de água da população (CAVALCANTI, 2009).

Para Metcalf e Eddy (1991), as águas residuárias domésticas, quando utilizadas sem tratamento adequado, podem contaminar o ambiente por concentrarem bactérias, parasitas e vírus que criam graves problemas de saúde pública ao propagarem enfermidades de veiculação hídrica.

Os esgotos sanitários são constituídos basicamente por água (cerca de 99,9% de sua composição), e de outros compostos como nitrogênio e fósforo, sólidos suspensos, grosseiros e dissolvidos, organismos patogênicos e alguns compostos orgânicos como óleos e graxas, carboidratos e proteínas (AISSE *et al.* 2001).

A concentração e composição do material orgânico dependem da origem do esgoto. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO) pode ser utilizada como parâmetro representativo para estabelecer uma relação direta com o material orgânico (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

2.2 Sistema de Tratamento de Águas Residuárias

Nunes (2012) relata que o sistema de tratamento de águas residuárias é o conjunto de processos unitários de tratamento dessas águas que funcionam de forma organizada, objetivando remover poluentes (impurezas, contaminantes e energia), devendo atender as condições e padrões de lançamento em corpos de água e de qualidade das águas receptoras conforme sua classe, as condições para reuso ou lançamento no solo através de infiltração e para irrigação de culturas. Ainda segundo o autor, o conjunto de unidades, órgãos auxiliares, acessórios, dispositivos e equipamentos é geralmente denominado de estação de tratamento. Ao tratar-se esgotos ou efluentes, denomina-se de ETE - Estação de Tratamento de Esgotos ou ETE, Estação de Tratamento de Efluentes.

De acordo com Von Sperling (2005), os processos de tratamento necessários para as águas residuárias são determinados de acordo com as características das mesmas. Em geral, esse tratamento é realizado por meio de três processos: o tratamento físico, o químico e o biológico.

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

Há a necessidade de realizar o tratamento do esgoto de forma adequada antes do mesmo ser lançado em corpos de água. A busca por melhores condições ambientais tem exigido das unidades produtoras de água residuárias a adoção de políticas ambientais que prevejam, entre outros fatores, a instalação de sistemas de tratamento, sejam eles físicos, químicos ou biológicos. O tratamento biológico de águas residuárias é amplamente utilizado e consiste na remoção de nutrientes, sólidos em suspensão, material carbonáceo e organismos patogênicos, promovendo a estabilização do esgoto, para que não haja o consumo de oxigênio presente nos corpos d'água receptores, podendo ser dividido em tratamentos aeróbios e tratamentos anaeróbios (MUELLER *et al.*, 1995).

O tratamento biológico é a forma mais eficiente de remoção da matéria orgânica dos esgotos, nesse processo ocorre a ação de agentes biológicos como bactérias, protozoários e algas que se encontram presentes no próprio esgoto. Essa degradação pode ocorrer por meio do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio. O uso desse processo requer o controle da

vazão, a recirculação dos microrganismos decantados, fornecimento de oxigênio, dentre outros. Os fatores que mais afetam o crescimento das culturas são a temperatura, a disponibilidade de nutrientes, o fornecimento de oxigênio, o pH, a presença de elementos tóxicos e a insolação (CAMPOS,1999).

2.2.1 Tratamento Biológico de Águas Residuárias

Considera-se que o tratamento biológico é a forma mais eficiente de remoção da matéria orgânica dos esgotos. O próprio esgoto contém grande variedade de bactérias e protozoários para compor as culturas microbiais mistas que processam os poluentes orgânicos. O uso desse processo requer o controle da vazão, a recirculação dos microrganismos decantados, o fornecimento de oxigênio e outros fatores. Os fatores que mais afetam o crescimento das culturas são a temperatura, a disponibilidade de nutrientes, o fornecimento de oxigênio, o pH, a presença de elementos tóxicos e a insolação (SAAE, 2006).

O tratamento biológico é dividido em duas modalidades: os tratamentos aeróbios e os tratamentos anaeróbios, sendo que, no primeiro caso, o processo ocorre na presença de oxigênio e, no outro, na ausência dele. O tratamento biológico “consiste na utilização de organismos que se proliferam na água, alimentando-se da matéria orgânica e, conseqüentemente, estabilizando o esgoto e eliminando a possibilidade de ele ‘roubar’ o oxigênio presente nos corpos d’água receptores, que é fundamental para manutenção da vida aquática” (AGUIAR, 2012).

De acordo com Borsoi, *et al.*(2002), a matéria orgânica do esgoto é decomposta pela ação das bactérias presentes no próprio efluente, transformando-se em substâncias estáveis, ou seja, as substâncias orgânicas insolúveis dão origem a substâncias inorgânicas solúveis. Havendo oxigênio livre (dissolvido), são as bactérias aeróbias que promovem a decomposição. Na ausência do oxigênio, a decomposição se dá pela ação das bactérias anaeróbias.

A decomposição aeróbia diferencia-se da anaeróbia pelo seu tempo de processamento e pelos produtos resultantes. Em condições naturais, a decomposição aeróbia necessita três vezes menos tempo que a anaeróbia e dela resultam gás carbônico, água, nitratos e sulfatos, substâncias inofensivas e úteis à vida vegetal. O resultado da decomposição anaeróbia é a geração de gases como o sulfídrico, metano, nitrogênio, amoníaco e outros, muitos dos quais mau cheirosos (BORSOI, *et al.* 2002).

2.2.1.1 Tratamento biológico anaeróbio

Apesar das suas grandes vantagens, os reatores anaeróbios dificilmente produzem efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Torna-se de grande importância, portanto, o pós-tratamento dos efluentes dos reatores anaeróbios, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos dos esgotos (CARMO, *et al.* 2004).

Os reatores anaeróbios podem ser considerados a opção mais utilizada como alternativa de tratamento de esgotos sanitários, principalmente por não exigir uma grande área para seu funcionamento. Esses sistemas, geralmente, são constituídos por um reator anaeróbio em um tanque fechado que promove a remoção da matéria orgânica, desprendendo o metano para a atmosfera em função da presença de microrganismos. Esse processo é realizado em quatro etapas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), sendo mais indicado para efluentes com uma alta concentração de substâncias orgânicas (AISSE, *et al.* 2001).

Entre esses sistemas de tratamento encontram-se os tanques sépticos, os filtros anaeróbios, as lagoas anaeróbias, e os reatores de alta taxa, como os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFAs) que podem receber maiores quantidades de matéria orgânica por unidade volumétrica. Esses sistemas, geralmente necessitam de pós-tratamento por apresentar pouca eficiência na remoção de nutrientes (AISSE, *et al.* 2001).

A digestão anaeróbia é uma das melhores alternativas para o tratamento de subprodutos altamente poluidores, como resíduos sólidos, efluentes da agroindústria, esgoto sanitário doméstico e dejetos de animais. A produção de metano e de efluente estabilizado é muito importante na digestão anaeróbia e pode ser utilizada como combustível e biofertilizante (CHERNICHARO, 2007).

Há muito conhecido, o processo anaeróbio, nas últimas décadas, teve importantes avanços no conhecimento de seus fundamentos, principalmente na microbiologia e na concepção dos reatores. Para o tratamento de efluentes industriais com alto teor de matéria orgânica, têm sido aplicados os reatores biológicos anaeróbios, em virtude das vantagens técnicas e econômicas, e um dos principais é o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB). No tratamento anaeróbio, ocorre elevada remoção de material orgânico suspenso e solúvel, inclusive substâncias tóxicas, como os fenóis, porém a remoção de nutrientes é baixa (BRUNO & OLIVEIRA, 2008).

2.2.1.1.1 Reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ou RAFAS (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente)

O uso da tecnologia anaeróbia no país, para o tratamento de esgotos sanitários, em especial com o emprego do reator de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), vem se consolidando desde a década de 1980, porém de forma mais acelerada a partir do início da década de 1990. Isso pode ser verificado pelo expressivo número de estações de tratamento de esgotos (ETE) com reatores UASB em vários estados, como por exemplo, Paraná, Pernambuco, Minas Gerais, Espírito Santo, Distrito Federal, Tocantins.

Sabe-se que reatores anaeróbios do tipo UASB tratando esgoto doméstico apresentam uma alta eficiência na remoção de matéria orgânica (MO) e sólidos suspensos (SS). Contudo, devido ao curto tempo de detenção hidráulica (TDH menor que 12 horas), a redução de microrganismos patogênicos não é significativa. O pós-tratamento em lagoas de polimento pode reduzir essa população a níveis compatíveis com as recomendações da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) para irrigação irrestrita ($\leq 1000\text{UFC}/100\text{ ml}$ e ≤ 1 ovo de helminto por litro) (CAVALCANTI *et al.*, 2000).

O avanço da tecnologia anaeróbia para tratamento de esgotos deve ser creditado em grande parte ao desenvolvimento dos modernos reatores de alta taxa de aplicação orgânica, com os maiores méritos ao filtro anaeróbio ascendente e principalmente, a configuração do UASB. A evolução dos reatores levou à busca para maximizar a aplicação prática para aproveitar todas as potencialidades dos processos anaeróbios. Todas as modernas configurações têm em comum a preocupação em atender requisitos essenciais em um reator: formação e retenção de grande quantidade de biomassa e melhoria do contato biomassa / matéria orgânica (VELA, 2006).

Pesquisas e desenvolvimento tecnológico efetuados em centros universitários e empresas de saneamento, principalmente, aliado às condições ambientais favoráveis, permitiram que os resultados pudessem ser difundidos e aplicados na prática. Pode-se afirmar que o país ocupa uma posição de destaque nessa área de atuação em nível mundial, em especial no caso de tratamento anaeróbio de esgotos domésticos (KATO e FLORÊNCIO, 2001).

Em regiões de climas tropical e subtropical, a digestão anaeróbia apresenta-se como solução econômica e confiável para o tratamento de esgotos sanitários, mas o processo

anaeróbio fornece efluente com constituintes residuais, como gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos. Desta forma, efluentes advindos de reator anaeróbio de manta de lodo (reator UASB) necessitam de um pós-tratamento (SOUSA, *et al.* 2000).

Segundo Jordão e Pessoa (2005), existem três fatores fundamentais que devem ser considerados para a utilização de reatores anaeróbios de alta taxa de esgoto:

- Grande acumulação de biomassa no interior do reator, devido a sedimentação, agregação a sólidos, ou recirculação. Estes sistemas fazem com que o tempo de residência dos microrganismos sejam muito maior que o tempo de detenção hidráulico, inclusive dos organismos de mais lento crescimento.

- Melhor contato entre a biomassa e despejo.

- Melhor atividade da biomassa.

2.2.1.2 Tratamento biológico aeróbio

Entre os sistemas aeróbios de tratamento de efluentes, os mais comuns são os sistemas de lagoas facultativas, de estabilização ou aeradas, filtros biológicos e os sistemas de lodos ativados. O considerado de maior eficiência é o lodo ativado, que consiste na oxidação da matéria orgânica em tanques de aeração. Para este processo, é necessário submeter o efluente a uma temperatura entre 20° e 30°C, manter o pH entre 6,0 e 8,0, controlar o oxigênio dissolvido (OD) entre 1 e 4ppm e obedecer a relação da massa com os nutrientes de DBO: N: P: 100:5:1 (sendo que DBO refere-se à matéria orgânica, N ao nitrogênio e P ao fósforo) (FARRUGIA, 2012).

Segundo Aguiar (2012), na reação de oxidação, há consumos de oxigênio e o produto resultante é o gás carbônico (CO₂) e a água (H₂O). As bactérias responsáveis por este processo de eliminação da matéria orgânica são em sua maioria heterótrofas aeróbias e facultativas, promovendo uma maior eficiência na remoção da matéria orgânica.

A matéria orgânica biodegradável no efluente é removida, pelo processo de lodos ativados, via metabolismo microbiológico em presença de oxigênio no tanque de aeração, seguida de uma fase de separação de microrganismos no decantador secundário. O processo é bastante eficiente na remoção de matéria orgânica, aumentando assim a taxa de consumo do substrato. A alta concentração de biomassa é atingida por meio da recirculação de biomassa (Microrganismo) do decantador secundário para o tanque de aeração (PEREIRA, 2007).

O esgoto ao chegar à estação é encaminhado para um tanque no qual é submetido à aeração. A quantidade de oxigênio introduzido na mistura através dos aeradores propicia o desenvolvimento de bactérias aeróbias que irão digerir a matéria orgânica carbonácea e a nitrificação do nitrogênio orgânico total remanescente do afluente bruto (CESAN, 2013).

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

2.3 Tratamento com lagoas estabilização

Segundo Lima (2010) lagoas de estabilização são tanques de dimensões variadas, nas quais são tratadas águas residuárias através de processos naturais. Esses processos apresentam uma complexidade decorrente da produção e decomposição de material orgânico devido à influência das alterações no meio ambiente nos processos biológicos provocados pela simbiose existente entre a massa fitoplanctônica e bacteriana.

Dentro da vasta gama de soluções disponíveis, aquelas que apresentam características de baixo custo de construção e facilidade de operação, são raras, em realidade, tais soluções se restringem às várias modalidades de lagoas de estabilização. De fato, as lagoas de estabilização, são as mais apropriadas por adotarem um sistema de baixo custo e possuir uma alta eficiência (CALAZANS, 2000).

Para Ribeiro (2007) a dinâmica dos sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, tipo lagoas de estabilização, em regiões tropicais, acelera a disponibilidade de nutrientes eutrofizantes, por ser um ambiente hipereutrófico que sob condições especiais de insolação e temperatura elevadas criam condições que favorecem o florescimento de cianobactérias e algas.

Campos (2012) aponta que a estimativa da carga volumétrica ou superficial aplicada é utilizada para definir o tipo de lagoa de estabilização que está sendo adotada. As lagoas podem ser classificadas como: anaeróbia, facultativa, maturação e/ou polimento, levando-se

em consideração a carga superficial ou volumétrica aplicada, OD (Oxigênio Dissolvido) na massa líquida e as características físicas do sistema.

Sistemas de lagoas de estabilização têm sido amplamente utilizados na prática de tratamento de esgoto sanitário em todo o Brasil, tendo-se observado resultados satisfatórios em termos da qualidade do efluente, sempre quando o projeto é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção (CARDOSO, *et al.* 2013).

O principal objetivo das lagoas de estabilização é, como o próprio nome diz, estabilizar, ou seja, transformar em produtos mineralizados o material orgânico presente na água residuária a ser tratada (CARDOSO, *et al.* 2013).

Para atingir a estabilização utilizam-se processos de tratamento que se baseiam na atividade metabólica de microrganismos, particularmente bactérias e algas. As algas produzem oxigênio através da fotossíntese e esse oxigênio pode ser usado por bactérias para oxidar o material orgânico biodegradável (CAVALCANTI, *et al.* 2001). Alternativamente, na ausência de oxigênio, bactérias anaeróbias podem transformar o material orgânico em biogás, por meio do processo de digestão anaeróbia. O resultado do tratamento biológico, anaeróbio e aeróbio, é que a concentração de material orgânico se reduz drasticamente no decorrer do processo de tratamento, obtendo-se um efluente final com baixo valor de DBO₅ (FINEP, 1983). Todavia, o tempo de detenção do líquido, ou tempo de detenção hidráulica (TDH), necessário para que se complete o tratamento, é longo. Mesmo no Brasil, onde se têm as condições favoráveis do clima tropical (temperatura elevada, alta incidência de irradiação solar), necessita-se de um mínimo de 20 a 30 dias (YANEZ, 1993).

2.3.1 Tratamento com lagoas de polimento e/ou maturação

Lagoas de polimento e de maturação são utilizadas principalmente como desinfetantes, pois, a remoção do material carbonáceo e nitrogenado se procedem principalmente em etapas anteriores. As nomenclaturas polimento e maturação, diferem apenas no tocante ao emprego de cada tipo de lagoa, caso seja utilizada como pós-tratamento de reator UASB, emprega-se o termo polimento. Caso a lagoa complemente um sistema australiano de lagoas (lagoa anaeróbia/lagoa facultativa) classifica-se que esse tipo de lagoa rasa é de maturação (LIMA, 2010).

Segundo Cavalcanti (2009) ao aplicar-se um pré-tratamento anaeróbio eficiente, antes de se descarregar o esgoto numa lagoa, as concentrações do material orgânico e dos sólidos

em suspensão são drasticamente reduzidas, de modo que a remoção destes dois constituintes, em um sistema de lagoas, será facilitada e, por esta razão, efetiva-se um TDH muito mais reduzido. Nestas condições, o fator limitante que determina o tempo de detenção mínimo (e, portanto, o volume e a área de um sistema de lagoas) normalmente será a remoção de organismos patogênicos e não a estabilização da matéria orgânica. Para evitar dúvidas, convém denominar as lagoas de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios eficientes de lagoas de polimento (LP), distinguindo-as, assim, de lagoas de estabilização que tratam esgoto bruto.

A ampla experiência com lagoas de estabilização mostra que a configuração mais adequada para a remoção do material orgânico é a série anaeróbia + facultativa + maturação. No entanto, os critérios de projeto devem ser modificados se a remoção de microrganismos patogênicos for o principal objetivo do tratamento, como geralmente é o caso na lagoa de polimento.

A teoria de reatores aplicada ao decaimento de bactérias em lagoas mostra que, para ser obtida uma maior eficiência de decaimento, a configuração ótima é uma lagoa única onde não haja mistura da fase líquida (lagoa de escoamento tubular). Como a cinética de remoção de bactérias em lagoas de escoamento tubular é mais favorável que em um sistema convencional com lagoas em série, o TDH necessário nas primeiras lagoas será menor que o da série. O desempenho de lagoas de polimento será otimizado desenvolvendo critérios para melhoramento destes projetos, comparando-se o sistema UASB + lagoa de polimento com sistemas convencionais de lagoas de estabilização (CAVALCANTI, 2009).

Entre as alternativas de pós-tratamento, destaca-se o uso das lagoas de polimento, pelo fato de manterem em todo o sistema a simplicidade conceitual já assumida para os reatores anaeróbios, além de oferecerem condições favoráveis para remoção de nutrientes e patógenos (VON SPERLING, 2002).

3.METODOLOGIA

3.1 Descrição dos sistemas experimentais

Os sistemas experimentais utilizados foram instalados e monitorados na Estação de Tratamento Biológico de Esgotos (EXTRABES), localizada no município de Campina Grande – PB, Brasil, com 550m de altitude e coordenadas geográficas de 07°14'22''S e 35° 53'05''W.

Os sistemas foram alimentados pelos efluentes provenientes da rede coletora de esgotos da Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), que conduzem os esgotos do centro da cidade até a estação. O mesmo foi bombeado para um tanque de armazenamento de 500 litros que alimentava por gravidade o reator UASB.

Para a realização da pesquisa, foram utilizadas unidades experimentais conforme mostrado na Figura 1. A operação foi realizada durante três meses (outubro, novembro e dezembro de 2014). A unidade constituía-se de reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) com capacidade de 0,45 m³ fabricado em fibra de vidro, seguido por 2 lagoas de polimento, ambas com volume útil de 6 m³, como pode ser observado a partir da Figura 2.

Figura 1- Esquema do sistema experimental formado por um reator UASB, tratando esgoto bruto, seguido de lagoa com alimentação em fluxo contínuo (LPC) e lagoa com alimentação em batelada (LPB), através de lagoa de transbordo (LT).

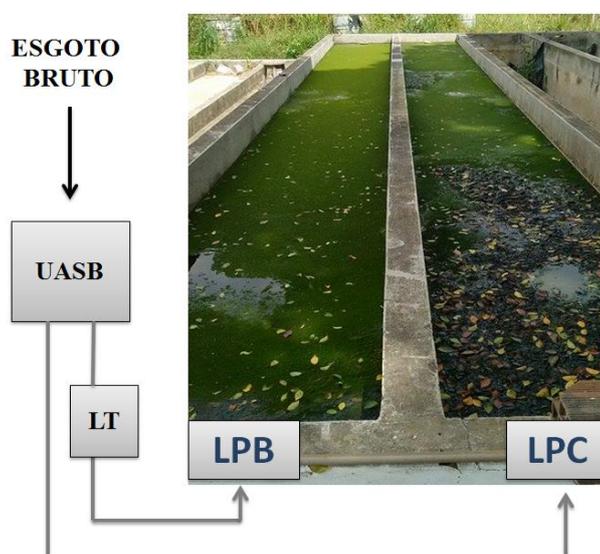


Figura 2- Reator UASB piloto utilizado no trabalho.



Fonte: Próprio autor (2015)

Duas lagoas de polimento (uma lagoa com fluxo contínuo (LPC) e outra com fluxo de alimentação em batelada (LPB) foram alimentadas pelo efluente do reator UASB. As lagoas apresentavam as mesmas dimensões: um metro de largura, dez metros de comprimento e sessenta centímetros de profundidade (lâmina de efluente). A LPC foi alimentada continuamente durante todo o dia com 500 litros, e o tempo de detenção hidráulico (TDH) foi de doze dias. A LPB apresentava TDH de oito dias e foi alimentada diariamente às 8 horas da manhã, com uma batelada de 750 litros armazenados durante o dia anterior em uma lagoa de transbordo (LT).

As amostras do esgoto bruto, efluente do reator UASB e dos efluentes da LPB e LPC foram coletadas às 08:00 horas, duas vezes por semana. Os parâmetros analisados podem ser observados na Tabela 2. Os coliformes termotolerantes foram quantificados apenas uma vez por semana.

Tabela 2- Parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados no esgoto bruto e efluentes dos reatores (UASB e nas duas lagoas de polimento, LPB e LPC).

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mg.L ⁻¹)	Titulométrico Refluxação	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*pH (-)	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
Nitrito N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH ₃ / APHA <i>et al.</i> (2012)
*N-NTK (mg.L ⁻¹)	Semi-Macro Kjeldahl	4500-NTK / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA <i>et al.</i> (2012)
*SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Coliformes		
Termotolerantes(UFC/100mL)	Membrana de filtração	9221B / APHA <i>et al.</i> (2012)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺– Nitrogênio Amoniacal; N-NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis.

No UASB foi avaliada a eficiência de remoção de material carbonáceo, sólidos e frações, produzindo efluente com DQO praticamente estabilizada. Nos efluentes das lagoas de polimento também foram avaliados nutrientes e coliformes termotolerantes, além dos indicadores de qualidade sanitária.

3.2 Métodos analíticos

O monitoramento físico-químico dos reatores envolveu o acompanhamento dos seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio, pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total e solúvel, N-amoniacoal, nitrito e nitrato. Estas determinações seguiram os métodos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), exceto alcalinidade total e ácidos graxos voláteis – método de Kapp que segue o descrito por Buchauer (1998).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análises do sistema

A análise estatística dos resultados obtidos nos sistemas foi realizada por meio de análises descritivas, utilizando o programa Microsoft EXCEL (2010). Os dados coletados encontram-se dispostos em tabelas para avaliação do comportamento de cada parâmetro. Na Tabela 3 estão apresentados os resultados do monitoramento de três meses de funcionamento do sistema nos pontos de coleta.

Tabela 3- Valores médios e desvio padrão das análises físico-químicas e biológica realizadas.

Variáveis	EB	UASB	LPB	LPC
*DQO (mg.L ⁻¹)	567 ± 162	262 ± 43	210 ± 52	215 ± 51
DQO filtrada	250 ± 53	154 ± 44	121 ± 22	114 ± 25
*ST	1135 ± 112	1045 ± 87	1162 ± 89	1113 ± 128
*STV	405 ± 115	272 ± 54	327 ± 84	308 ± 122
*SST (mg.L ⁻¹)	118 ± 74	51 ± 19	56 ± 24	58 ± 26
*SSV (mg.L ⁻¹)	97 ± 52	43 ± 17	47 ± 19	53 ± 22
pH (-)	7,48 ± 0,27	7,61 ± 0,28	8,34 ± 0,24	8,17 ± 0,21
Alcalinidade Total (mg.L ⁻¹)	435 ± 177	524 ± 163	402 ± 45	476 ± 156
*N-NTK (mg.L ⁻¹)	64 ± 13	66 ± 9	39 ± 4	49 ± 7
*N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	53 ± 10	60 ± 10	32 ± 3	42 ± 7
Fósforo Total (mgP.L ⁻¹)	8,91 ± 3	8,96 ± 3	7,06 ± 3	6,79 ± 2,5
Ortofosfato (mg mgP- PO ₄ .L-1)	5,29 ± 2	6,68 ± 2	4,36 ± 2	3,89 ± 2
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	1,55E+07	3,87E+06	6,51E+05	7,25E+05

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; ST – Sólidos Totais; STV- Sólidos Totais Voláteis

Observa-se na Tabela 3, os resultados obtidos para os seguintes parâmetros: DQO, DQO filtrada, ST, STV, SST, SSV, pH, alcalinidade total, N-NTK, N-NH₄⁺, fósforo total, ortofosfato, coliformes termotolerantes obtidos durante o período de monitoramento do sistema.

A partir do exposto na Tabela 3, observa-se que o esgoto bruto (EB) apresenta um efluente de baixa concentração de DQO, dificultando assim, a ocorrência da nitrificação em ambas as lagoas. Este resultado é explicado pelo fato de o EB ter sido bombeado direto do interceptor leste da cidade de Campina Grande para o tanque de armazenamento, recebendo apenas como pré-tratamento o peneiramento.

No reator UASB foi removida em média 57% de sólidos suspensos totais e 54% de DQO bruta produzindo um efluente digerido, como observado na Tabela 3. A remoção de sólidos diminuiu a turbidez do afluente das lagoas e aumentou a transparência do esgoto digerido favorecendo assim, uma maior penetração de luz solar nas lagoas, estimulando a biossíntese e aumento da biomassa fitoplactônica de algas e cianobactérias. Segundo Jordão e Pessoa (2005), a eficiência média de remoção de DQO em reatores UASB tratando esgoto doméstico apresenta-se na ordem de 70%.

Nas lagoas, as bactérias aeróbias heterótrofas utilizam-se de oxigênio molecular para a degradação da matéria orgânica, reduzindo a concentração de OD e liberando dióxido de carbono (CO_2), água, nitratos e fosfatos, que se configuram como produtos gerados na biodegradação e fundamentais para o desenvolvimento das algas e cianobactérias nas lagoas.

A DQO dos efluentes associa-se à biomassa de fitoplâncton produzida em metabolismo fotossintético, com geração de energia pela catálise da água sob efeito da clorofila “a”, e da formação de matéria orgânica pela fixação do CO_2 através do ciclo de Calvin (MADIGAN *et al.*, 2010).

As algas e cianobactérias exercem demanda química de oxigênio expressa na DQO medida. Catunda *et al.*, (1994) utilizaram a equação a seguir para explicar a atividade fotossintética nas lagoas com formação de novas células e liberação de oxigênio molecular: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{novas células} + \text{O}_2$. Essa biomassa é também expressa na remoção negativa de SSV nos efluentes das lagoas, ou seja, a concentração é mais alta de sólidos no efluente do que no afluente das lagoas LPB e LPC.

Em lagoas de polimento a variação do pH influencia diretamente o valor dos parâmetros obtidos. O aumento do pH promove uma melhor adequação dos parâmetros, por consequência uma maior eficiência da lagoa.

A estabilização do material orgânico gera CO_2 que é consumido na fotossíntese, elevando o pH do meio e favorecendo a remoção de alguns nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de promover o decaimento de microrganismos patogênicos. O pH afeta a eficiência dos reatores biológicos ao influenciar as taxas de crescimento dos microrganismos

(biomassa). Observa-se assim, uma nítida relação entre a proliferação do fitoplâncton, o aumento do pH e o decaimento de coliformes e de enterobactérias patogênicas.

O aumento do pH deve-se ao consumo de CO_2 pelas algas e cianobactérias e pela liberação de radicais hidroxila (OH^-) na água. Enquanto os radicais OH^- são liberados do sistema carbônico pelo consumo de CO_2 exercido pelo fitoplâncton, os radicais livres de oxigênio são formados pela ação da luz solar sobre o OD. Ambos têm ação tóxica sobre as membranas bacterianas. A taxa de remoção de bactérias nas lagoas de estabilização é afetada por fatores como a temperatura e a comunidade fitoplanctônica.

A penetração da radiação ultravioleta na coluna d' água, o elevado nível de oxigênio dissolvido e a liberação de toxinas pelas algas e cianobactérias são alguns dos fatores que proporcionam a elevação do pH. O aumento do pH acarreta a inativação de enzimas, a ionização da membrana celular e em consequência a diminuição da capacidade de solubilização e adsorção/absorção de substratos seguida da lise e morte celular.

As Figuras 3 e 4 encontram-se apresentadas as variações do pH na LPB e na LPC, respectivamente, considerando dados de três meses de monitoramento (outubro, novembro e dezembro/2014).

Figura 1- Variações de pH da LPB ao longo dos meses de outubro (10), novembro (11) e dezembro (12) de 2014.

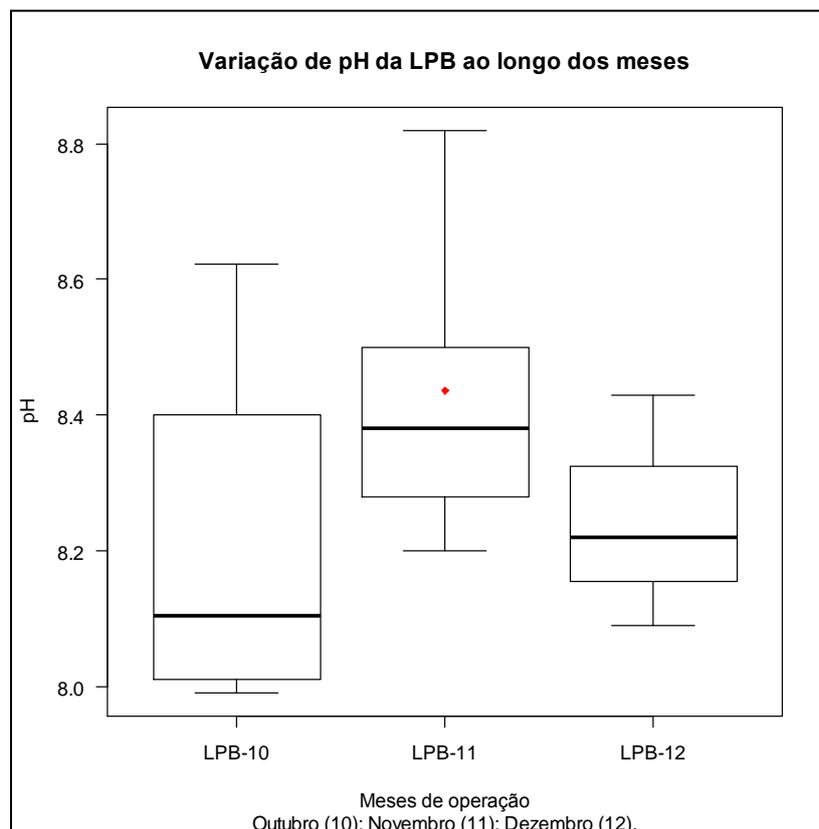
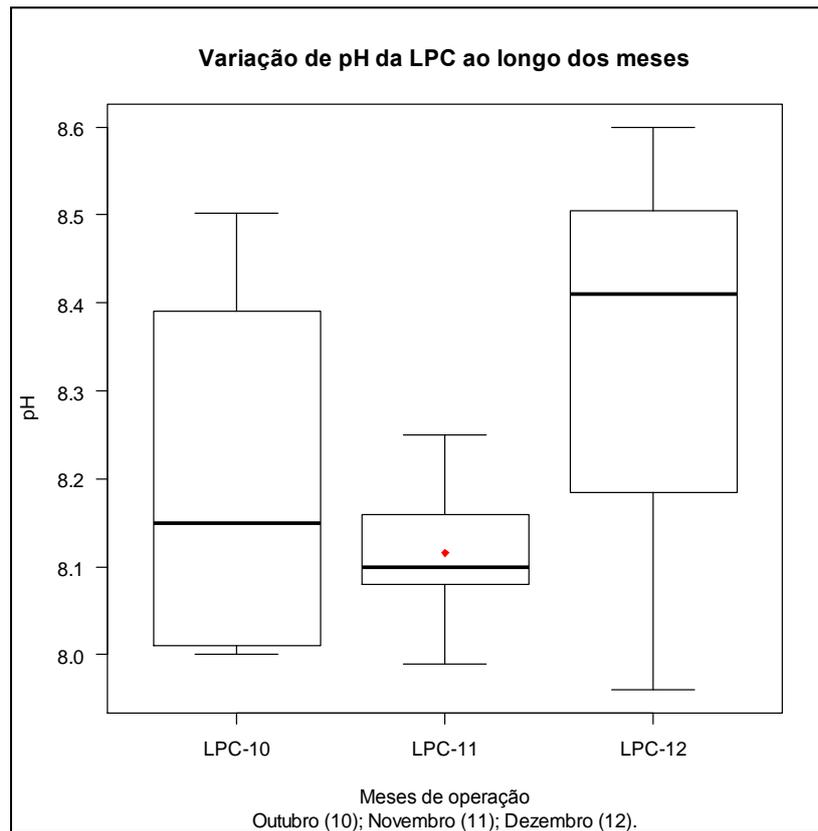


Figura 4- Variações de pH da LPC ao longo dos meses de outubro (10), novembro (11) e dezembro (12) de 2014.



Fonte: Próprio autor (2015)

No mês de outubro ambas as lagoas apresentaram pH em torno de 8,1 e valores máximo e mínimo aproximados. Em novembro a LPB apresentou elevação para 8,4 e máximo de 8,8 e variações semelhantes ocorreram na LPC. Para o mês de dezembro a LPC apresentou pH médio de 8,4 e máximo de 8,5.

Segundo Von Sperling (2005) o pH das lagoas fotossintéticas segue um ciclo diário, aumentando com a fotossíntese até um valor de no máximo 10, e apresentando redução deste, nos períodos noturnos devido à liberação de CO_2 pelas algas e bactérias que contribuem com a acidificação por causa da formação de ácido carbônico.

Conforme apresentados nas Figuras 3 e 4 o pH permaneceu em torno de 8 durante todo o experimento e pode ser uma das causas da baixa remoção de coliformes termotolerante e nutrientes.

Tabela 4 - Eficiência de remoção de DQO, sólidos e frações no reator UASB, nutrientes e coliformes nas lagoas LPB e LPC.

Variáveis	UASB Eficiência%	LPB Eficiência %	LPC Eficiência %
*DQO (mg.L ⁻¹)	53,75	21,03	17,88
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	38,40	21,40	25,91
*STV (mg.L ⁻¹)	32,81	-20,29	-13,35
*SST	56,85	-9,31	-14
*SSV	54,81	-7,48	-21,78
*N-NTK (mg.L ⁻¹)	-	41,24	25,47
*N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	-	45,59	28,75
Fósforo Total (mgP.L ⁻¹)	-	21,23	24,24
Ortofosfato (mg mgP-PO ₄ .L-1)	-	34,73	41,71
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	-	95,8	95,3

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; ST – Sólidos Totais; STV- Sólidos Totais Voláteis

De acordo com os resultados na Tabela 3, a LPB apresentou eficiência de remoção de NTK e N-NH₄⁺ respectivamente de 41,24% e 45,59%, superior as da LPC que apresentaram, 25,47% e 28,75%.

Quando o pH aumenta até um valor em torno de 8,5, o íon amônio (NH₄⁺) transforma-se em amônia molecular livre (NH₃) (gás que se desprende da fase líquida), ocorrendo dessorção de nitrogênio. A remoção de nitrogênio também pode acontecer pela sua assimilação no fitoplâncton e a sua transformação em novas células. Valores semelhantes do pH podem favorecer maior concentração de PO₄³⁻, que pode favorecer a precipitação de sais de fosfato na forma de hidroxiapatita (Ca₁₀(OH)₂(PO₄)₆) e estruvita (Mg(NH₄)PO₄) (Van HAANDEL e LETTINGA, 1994). A eficiência de remoção de fósforo total e ortofosfato nas duas lagoas (Tabela 3) foram respectivamente, de 21,23% e 34,73% na LPB e de 24,24% e 41,73% na e LPC.

A formação de novas células fitoplanctônicas nas lagoas é uma opção eficiente para remover nutrientes dos efluentes através de sua incorporação na nova biomassa. Se os efluentes forem destinados para reuso na agricultura é importante manter-se os nutrientes, já que estes podem substituir os fertilizantes químicos (fertirrigação). A biomassa fitoplanctônica é uma

fonte importante de fertilizante e aplicada nas culturas junto com a água de irrigação. A sua biodegradação liberará os nutrientes de forma lenta e contínua, fertilizando os solos.

O decréscimo de coliformes termotolerantes observados na LPB em relação ao esgoto bruto foi de 95,8% e na LPC de 95,3% (Tabela 3). O pH de 8 a 8,4 foi relativamente baixo para promover altas remoções bacterianas, outros possíveis fatores como a temperatura também podem ter influenciado no resultado obtido.

Observou-se a existência de uma árvore próxima às lagoas que causou sombreamento das mesmas na maior parte do dia, em particular nas horas de maior incidência de radiação, diminuindo assim, a taxa de fotossíntese devido à baixa incidência solar. Tal fato pode ser apontado como uma das causas da escassa elevação do pH e, em consequência, da baixa eficiência de remoção de alguns parâmetros, em especial de coliformes termotolerantes.

Verificou-se ainda, que havia a existência de um bloqueio físico da radiação solar advinda de folhas que caíam das árvores, impedindo a total exposição das lagoas aos raios solares, prejudicando assim à fotossíntese.

De acordo com as diretrizes da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) relativa à qualidade da água de reuso para irrigação, os efluentes das lagoas LPB e LPC podem ser utilizadas para irrigação superficial restrita ou por aspersão, para cereais, culturas industriais, forragens, pastos e árvores, ou seja, de qualquer cultura que não será ingerida crua pelo homem. O reuso desta água também pode ser aplicado às forrageiras e pastagens para animais.

5 CONCLUSÃO

Com o objetivo de avaliar a eficiência da remoção de nutrientes, matéria orgânica e coliformes termotolerantes no pós-tratamento do efluente de reator UASB em duas lagoas de polimento (de fluxo contínuo e de batelada) e de verificar a qualidade do efluente obtido, concluiu-se que:

- os efluentes das lagoas, ricos em nutrientes e em biomassa fitoplantônica podem ser utilizados para reuso na irrigação para restrita. Essas águas deverão ser aplicadas às plantas cerealíferas e forrageiras, culturas com fins industriais, pastos e árvores que não estão em contato direto com o homem.

- o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo não apresentou remoção eficiente de material carbonáceo, porém a remoção foi complementada no pós-tratamento nas lagoas.

- os sistemas de pós-tratamento em lagoas de polimento com fluxo de alimentação em batelada (LPB) e contínua (LPC) apresentaram remoções significativas de NTK e NH_4^+ e,

- as baixas remoções de nutrientes e coliformes termotolerantes nas lagoas se deveram possivelmente ao bloqueio solar gerado pelo sombreamento de árvores, e da presença de folhas nas lagoas que impediram a existência de altas taxas fotossintéticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, JORCY. Processos de tratamento de efluentes. {online}. Disponível na internet via: <http://jorcyaguiar.blogspot.com.br/2011/01/processos-de-tratamento-de-efluentes.html> acessado em 10 de fev. 2016.

AISSE, M. M. B.; BONA, A. GARBOSSA, L. H. P.; JÜRGENSEN, D. ALÉM SOBRINHO, P., **Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico para o Tratamento de Esgoto Sanitário**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001. **Anais...** João Pessoa-PB. ABES, p.1-11. 2001

APHA, 2012. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. Washington: Public Health Association, 1998.

BORSOI, Z.; LANARI, N.; TORRES S.; GOMES S. M., Informe infra-estrutura área de projetos de infra-estrutura tratamento de esgoto: tecnologias acessíveis, G7416.DOC, 2002

BRUNO, M.; OLIVEIRA, R. A., Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Revista Engenharia Agrícola**, vol.28, nº. 2, 2008.

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

CALAZANS, M. A. D., **Avaliação comparativa da eficiência de três sistemas de tratamento de esgotos domésticos em Natal- RN**, XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, 2000.

CAMPOS, A. R., **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, 2012.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CARDOSO, G. L., SILVA, P., PIERINI, S., BONINI, E., **Identificação de algas e clorofila a em lagoas de tratamento de um frigorífico do noroeste do Paraná**. VIII EPCC – Encontro Internacional de Produção Científica UniCesumar, Paraná, 2013.

CARMO, F.R.; CAMPOS, C.M.M.; BOTELHO, C.G.; COSTA, C.C. Uso de lagoa aerada facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. **Ciência. Agrotécnica**. v.28, p.600-607, 2004.

CAVALCANTI, P. F. F., HAANDEL, A. V., KATO, M. T., Von SPERLING, M., LUDUVICE, M.L., MONTEGGIA, L. O., Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento.. **Pós- tratamento de reatores anaeróbios**. Capítulo 3. 2. Belo Horizonte- MG. 544p, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. de., **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v.5, 379 p.

Apostila de Tratamento de Esgoto, CESAN, 2013. http://www.cesan.com.br/wp-content/uploads/2013/08/APOSTILA_TRATAMENTO_ESGOTO.pdf

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

FINEP, Tratamento de esgotos para processos anaeróbios e disposição controlado no solo. Editora Escola de Engenharia de São Carlos, 1983.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A., **Tratamento de esgotos domésticos**. Editora. SEGRAC. 4º EDIÇÃO Rio de Janeiro, 2005.

KATO, M.T.; FLORENCIO, L., Perspectives of anaerobic treatment for domestic sewage in Recife Metropolitan Region. **Anaerobic Digestion for Sustainable Development**, Wageningen, The Netherlands, pp. 175-178, 2001.

LIMA, D. F., **Tratamento conjugado de águas residuárias e lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização rasas**, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, 2010.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK; D.P. **Microbiologia de Brock**. Traduzido de Brock Biology of Microorganisms. 12^a ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHAR, C. A. L., Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator uasb, **Revista engenharia sanitária e ambiental**. v. 9 - nº 1, p. 45-54, 2004.

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

MOTA, F. S.; B.; VON SPERLING, M., **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

MUELLER, E.B.; STOUTHAMER, A.H.; VAN VERSEVELD, H.W. Simultaneous NH₃ oxidation and N₂ production at reduced O₂ tensions by sewage sludge subcultured with chemolithotrophic medium. **Biodegradation**, v.6, p. 339-349. 1995.

NUNES, J. A., **Tratamento Biológico De Águas Residuárias**, 3^o edição, 2012.

PEREIRA, R. O., Combinação de tratamento biológico aeróbio com processos oxidativos avançados visando intensificar a remoção de matéria orgânica em efluentes da indústria têxtil e de celulose Kraft. Dissertação de Mestrado, VIÇOSA-MG, 2007.

RIBEIRO, P. C., **Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização**. Dissertação de mestrado em Engenharia Civil, Unbiversidade Federal de Campina Grande- UFCG, Campina Grande, 2007.

RODIER, F., *Modele de whittaker et caracteres de representations*. Actes du Colloque d'Analyse Harmonique Non Commutative, Marseille, 1975.

SAAE – **Serviço autônomo de Água e Esgoto Sistemas de Tratamento de Esgoto Aracruz**, junho de 2006.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; CONSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A., **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos**, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, **2000**.

TUNDISI, J.G., IAP Water Programme: bridging water research, innovation and management: enhancing global water management capacity. **Royal Scientific Society Jordan**, IAP Water Programme, WAITRO. p. 1-10, 2009.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, PB, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G.V.R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande: EPGRAF, 1999.

VELA, F., J., **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais e periodicamente aerado**. São Carlos, 2006.

von SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 3ª ed. Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M., **Lagoas de Estabilização. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, v.3. 2.ed., Belo Horizonte, 2002.

VON SPERLING, M.; GONSALVES, R.F. Lodo de esgotos: características produção. **Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. UFMG; DESA; SANEPAR, v.6, cap.II, p. 17-68, 2001.

WHO. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture, Technical Report Series. **World Health Organization**, nº 778, Geneva. 1989.

YANEZ, F., **Lagunas de estabilización**, Ed. CEPIS, Lima, Peru. 1993.