



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRO - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E
ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO RASAS**

MESTRANDA: Andrezza Raphaella Costa Campos

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

CO - ORIENTADOR: Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira

CAMPINA GRANDE-PB

2012

ANDREZZA RAPHAELLA COSTA CAMPOS

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E
ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO RASAS**

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

CO - ORIENTADOR: Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira

CAMPINA GRANDE - PB

2012

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua 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

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

C198t Campos, Andrezza Raphaella Costa.
Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas [manuscrito] / Andrezza Raphaella Costa Campos. – 2012.
98 f. : il. color.

Digitado
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental),
Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

“Orientação: Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental”

“Co-Orientação: Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira, Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental”

1. Esgoto sanitário. 2. Tratamento conjugado. 3. Aterro sanitário. I. Título.

21. ed. CDD 363.728

ANDREZZA RAPHAELLA COSTA CAMPOS

**TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E
ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO RASAS**

Aprovada em 30 de Agosto de 2012

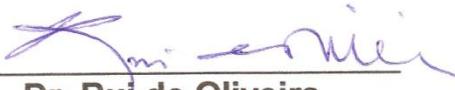
BANCA EXAMINADORA:



Dr. Valderi Duarte Leite
Orientador – UEPB



Dr. Fernando Fernandes Vieira
Co - Orientador – UEPB



Dr. Rui de Oliveira
Examinador Interno – UEPB



Dr. Mauricio Alves da Motta Sobrinho
Examinador Externo – UFPB

A **Deus**,

A todos os meus familiares em especial minha mãe **Marluce Costa** e meu pai **João Viane** que com tanta luta e sacrifício puderam me proporcionar a chance de conquistar melhores espaços e oportunidades. Ao meu noivo **Jorge Marcell** e aos meus familiares. Essa conquista é de todos que estiveram presentes em minha vida. **DEDICO**.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Deus, por estar ao meu lado renovando-me a cada provação que surge na vida, dando força para levantar a cabeça e continuar lutando em busca da concretização dos meus sonhos e por ter iluminado meus passos e guiar - me sempre pelo caminho certo.

À minha família que, mesmo com tantas dificuldades, me apoiou na busca pelos meus sonhos e continua sonhando comigo à procura de novas conquistas. Essa vitória é para vocês. À minha mãe sempre tão companheira e amiga Marluce Costa, que durante esses anos lutou como uma guerreira pela vida e nunca me deixou desistir, mesmo diante de todas as dificuldades me fez continuar e conquistar o que almejava, ao meu pai João Vianezi presente com palavras de conforto e pela força dada durante os momentos difíceis que passamos, sei que vocês estarão sempre ao meu lado nas vitórias e derrotas. Ao meu Irmão Márcio que foi a porta para chegar onde estou, à minha cunhada Roberta que me ajudou no começo dessa jornada e meus sobrinhos Andrezza e Andrey, aos meus irmãos Isla Valesca e João Victor. Amo todos vocês.

Agradeço a Jorge Marcell, meu noivo, essa pessoa que me deu coragem para enfrentar meus medos e procurar as oportunidades que batiam à minha porta. Passamos muitas coisas juntos, mas temos sempre um ao outro para superar os obstáculos da vida, te amo e agradeço sua força.

À outra parte da minha família e amigos que deixei em Afogados da Ingazeira – PE para tentar brilhar em outras terras, essa conquista também é de vocês. Meu avô Nequinho Costa, minha avó Maria das Dores (*in memoriam*), à minha avó Ione, meus tios, tias, primos e em especial às minhas amigas Narah Costa, Kylma Marques, Helenice Rejane, Renata Janaina, Eurilânia Lima e Ednoégina Cruz e a todos os amigos que, da sua forma, contribuíram para essa conquista. E a minha nova família do Crato – CE, Ana Cristina, Francisco Jorge e Saulo.

Gostaria de agradecer a uma pessoa especial que hoje não está mais entre nós, minha tia e madrinha Odaci (*in memoriam*), uma pessoa que sempre ajudou, estando presente na minha vida e que se foi, deixando muita saudade, essa vitória é sua e obrigada por tudo, sei que onde você estiver estará olhando por mim.

A Valderi Duarte Leite que durante dois anos esteve contribuindo não apenas para o aprimoramento e realização da pesquisa, mas também para o meu amadurecimento acadêmico com incentivo, amizade e ensinamentos. Sempre tão disposto a ajudar nos momentos que mais precisei, a minha mais profunda gratidão.

Ao meu co-orientador Fernando Fernandes Vieira, pela confiança em mim depositada durante esses anos de convívio, pela contribuição e auxílio sempre que necessário.

Aos professores Rui de Oliveira e Maurício A. M. Sobrinho, por aceitarem participar desta banca de dissertação.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, por todo o conhecimento repassado através de seus professores.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro, possibilitando a realização deste trabalho.

Aos companheiros do mestrado que ao longo do curso, despertaram a minha mais profunda admiração. Andressa, Silvania, Sátiva e em especial Juliana e Wagner, pela amizade e por estarem sempre ao meu lado desde a graduação, não medindo esforços em auxiliar sempre que necessário e Catarina pela amizade conquistada durante o tempo que passamos em São Carlos-SP.

A minha eterna gratidão a Aurélia, Alinne, Isabelle e Cícero pela colaboração durante a realização deste trabalho, não medindo esforços para ajudar, auxiliando-me quando necessário, sendo sempre tão companheiros e nunca deixando que os obstáculos da vida atrapalhassem meus objetivos.

Não poderia esquecer os amigos que conquistei aqui em Campina Grande – PB durante esse tempo, aos meus parceiros de grandes momentos, Julia Karla, Alaine, Hindria, Tiago Cavalcante, Rene e aos amigos conquistados na EXTRABES.

A todos os demais que de alguma forma, me ajudaram através de incentivo, conselho, companheirismo e parceria no dia a dia.

“Tudo o que um sonho precisa para ser realizado é alguém que acredite que ele possa ser realizado.”

Roberto Shinyashiki

RESUMO

A busca para desenvolver alternativas viáveis e eficientes para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, fez com que surgisse a iniciativa de pesquisar sobre o tratamento conjugado entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, visando tratar o lixiviado diluindo este no esgoto, reduzindo as elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, deixando em proporções adequadas ao tratamento convencional. Neste estudo, foi analisada a eficiência do processo de tratamento conjugado do lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais esgoto sanitário numa série de lagoas de estabilização rasas. O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil, (7°13'11''Sul, 35°52'31'' Oeste e 550 m acima do nível do mar), constituindo-se de quatro lagoas de estabilização rasas em série, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. Foi preparado diariamente, o volume necessário de substrato, a partir da mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais 99% de esgoto sanitário, utilizado para a alimentação da série de lagoas de estabilização. As eficiências médias de remoção de DQO_{Total}, DQO_{Filtrada}, DBO₅ e N-NH₄⁺ foram de 49 %, 48 %, 69 % e 86 %, respectivamente. Constatou-se ainda que a concentração final do pH, DBO₅ e N-NH₄⁺, se enquadraram aos padrões estabelecidos pela Resolução do CONAMA 430/2011, para descarte de efluentes de sistema de tratamento de esgoto sanitário em corpos aquáticos. Foram realizados dois perfis na série de lagoas de estabilização, objetivando melhor compreensão do comportamento do sistema experimental. Observou-se durante os perfis, que os parâmetros de pH, oxigênio dissolvido e temperatura variaram ao longo do dia, apresentando maiores valores para o período de maior insolação, situados entre as 11 e 14 horas. Com base nos resultados obtidos, tem-se que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, pode ser considerado como alternativa viável e eficiente para o tratamento do lixiviado, adequando-o a um processo biológico, com baixo custo operacional, e evitando que o mesmo possa causar impactos ao meio ambiente.

Palavras-chave: Tratamento conjugado; lixiviado de aterro sanitário; esgoto sanitário; lagoas de estabilização rasas.

ABSTRACT

The search to develop viable and efficient alternatives for the treatment of landfill leachate, provided the emergence of initiatives to research the combined treatment of landfill leachate and sewage, in order to treat the leachate by diluting it in sewage, reducing the high concentrations of organic matter and ammonia nitrogen, allowing proper proportions to conventional treatment. In this study was analyzed the efficiency of combined treatment of leachate, in nature, and sanitary sewage in a series of shallow stabilization ponds. The experimental system was designed, built and monitored in physical dependencies of the Experimental Station of Biological Treatment of Sewage (EXTRABES), belonging to the State University of Paraiba, Campina Grande - PB, Brazil (7 ° 13'11" south, 35 ° 52 '31" west and 550 m above sea level), consisting of four shallow stabilization ponds in series, with a facultative pond, followed by three maturation ponds. Was prepared daily, the required volume of substrate from the mixture of 1% of landfill leachate, in nature, and 99% of sewage, used for feeding the series of stabilization ponds. The average removal efficiency of COD_{Total}, COD_{Filtered}, BOD₅ and N-NH₄⁺ were 49%, 48%, 69% and 86%, respectively. It was further observed that the parameters of pH, BOD₅ and N-NH₄⁺, fit the patterns established by CONAMA 430/2011, for disposal of effluent of sewage treatment system in water bodies. Were performed two profiles in the series of stabilization ponds, aiming to better understand the behavior of the experimental system. During the profiles was observed that the parameters of pH, temperature and dissolved oxygen varies during the day, with higher values for the period of greatest insolation, situated between 11 and 14 hours. Based on these results, the combined treatment of landfill leachate and sewage, can be considered as an effective alternative for the treatment of leachate, adapting it to a biological process with low operating costs, and preventing it may cause environmental impacts

Keywords: Combined treatment, landfill leachate, sewage, shallow stabilization ponds.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Planta baixa do sistema experimental	45
FIGURA 2 - Comportamento da concentração de DQO_{Total} do esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB.....	53
FIGURA 3 - Comportamento da temperatura ambiente durante os 220 dias de monitoramento da série de lagoas de estabilização.....	59
FIGURA 4 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de temperatura obtidos no monitoramento na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.....	59
FIGURA 5 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de oxigênio dissolvido obtidos no monitoramento na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas	61
FIGURA 6 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidos no monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas	64
FIGURA 7 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de alcalinidade total obtidos no monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas	66
FIGURA 8 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de ácidos graxos voláteis obtidos no monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.	69
FIGURA 9 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO_{Total} obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.....	71
FIGURA 10 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de $DQO_{Filtrada}$ obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.....	73

FIGURA 11 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DBO_5 obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.....	75
FIGURA 12 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de ácidos graxos voláteis obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas	78
FIGURA 13 – Variação temporal da temperatura ambiente e da radiação ultravioleta durante o perfil de 12 horas.....	83
FIGURA 14 – Variação temporal do pH na massa líquida na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 12 horas.....	84
FIGURA 15 – Variação temporal do oxigênio dissolvido, a 20 cm da superfície, na massa líquida na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.....	85
FIGURA 16 – Variação temporal do oxigênio dissolvido a 50 cm da superfície na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.....	86
FIGURA 17 - Variação da temperatura ambiente durante o perfil de 24 horas.....	87
FIGURA 18 - Perfil da temperatura na massa líquida da série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.....	88
FIGURA 19 - Perfil do temporal do pH massa líquida na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.....	88

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Faixa de variação típica para os parâmetros analisados do esgoto sanitário.....	24
TABELA 2 - Classificação do lixiviado em relação à idade do aterro sanitário.....	27
TABELA 3 - Características de lixiviados de diferentes aterros sanitários brasileiros	28
TABELA 4 - Valores do coeficiente k para aplicação do método suíço	30
TABELA 5 - Fatores intervenientes não controláveis e seus efeitos nas lagoas de estabilização.....	35
TABELA 6 - Fatores intervenientes controláveis e seus efeitos nas lagoas de estabilização.....	36
TABELA 7 - Medidas corretivas e suas descrições para operação de lagoas de estabilização.....	37
TABELA 8 – Características físicas das quatro lagoas de estabilização rasas	45
TABELA 9 - Parâmetros, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem	48
TABELA 10 – Caracterização física e química do esgoto sanitário da cidade de Campina Grande - PB	52
TABELA 11 - Caracterização física e química do lixiviado, <i>in natura</i> , do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa - PB	55

TABELA 12 - Caracterização física e química do substrato utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização rasas.....	57
TABELA 13 - ANOVA fator único aplicado aos dados de temperatura na massa líquida das lagoas de estabilização rasas	60
TABELA 14 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de oxigênio dissolvido na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.....	62
TABELA 15 - Teste de Tukey para os dados de oxigênio dissolvido na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	62
TABELA 16 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de pH na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.....	65
TABELA 17 - Teste de Tukey para os dados de pH na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas	65
TABELA 18 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de alcalinidade total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	67
TABELA 19 - Teste de Tukey para os dados de alcalinidade total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	68
TABELA 20 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de ácidos graxos voláteis na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	69
TABELA 21 - Teste de Tukey para os dados de ácidos graxos voláteis na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas	70
TABELA 22 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de demanda química de oxigênio total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	71

TABELA 23 - Teste de Tukey para os dados de demanda química de oxigênio total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	71
TABELA 24 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de demanda química de oxigênio filtrada na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	74
TABELA 25 - Teste de Tukey para os dados de demanda química de oxigênio filtrada na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	74
TABELA 26 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de demanda bioquímica de oxigênio na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas	76
TABELA 27 - Teste de Tukey para os dados de demanda bioquímica de oxigênio na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	77
TABELA 28 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.....	79
TABELA 29 - Teste de Tukey para os dados de nitrogênio amoniacal na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas	79
TABELA 30 - Constantes e modelos cinéticos de decaimento dos parâmetros DQO Total, DQO Filtrada, DBO ₅ e N- NH ₄ ⁺	81

LISTA DE ABREVIACÃO E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AT	Alcalinidade Total
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
COMLURB	Companhia de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
k	Coeficiente em Função do Peso Específico
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
λ_s	Carga Superficial Aplicada
LF	Lagoa Facultativa
LM	Lagoa de Maturação

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	20
OBJETIVOS	22
2.1 OBJETIVO GERAL	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1 ESGOTO SANITÁRIO	23
3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS	25
3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	25
3.3.1 Aspectos Conceituais	25
3.3.2 Características e composição do lixiviado de aterro sanitário	26
3.3.3 Métodos de determinação de vazão de lixiviado de aterro sanitário ..	29
3.4 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	30
3.4.1 Tipos de lagoas de estabilização	31
3.4.1.1 Lagoa anaeróbia	32
3.4.1.2 Lagoa facultativa	32
3.4.1.3 Lagoas de maturação e polimento	33
3.4.2 Vantagens e desvantagens de lagoa de estabilização	34
3.4.3 Fatores intervenientes na lagoa de estabilização	34
3.4.4 Parâmetros operacionais de lagoas de estabilização	36
3.5 TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO	37
MATERIAL E MÉTODOS	41

4.1 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO	42
4.2 ESGOTO SANITÁRIO	43
4.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	43
4.4 SUBSTRATO	44
4.5 SISTEMA EXPERIMENTAL	44
4.6 MONITORAMENTO	45
4.7 PERFIS REALIZADOS NAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	49
4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA	49
RESULTADOS	51
5.1 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO	51
5.2 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	54
5.3 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO.....	56
5.4 COMPORTAMENTO TEMPORAL DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS NO TRATAMENTO CONJUGADO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO MAIS ESGOTO SANITÁRIO.....	58
5.4.1 Temperatura	58
5.4.2 Oxigênio dissolvido.....	60
5.4.3 Potencial hidrogeniônico	63
5.4.4 Alcalinidade total.....	66
5.4.5 Ácidos graxos voláteis	68
5.4.6 Demanda química de oxigênio	70
5.4.7 Demanda bioquímica de oxigênio.....	75

5.4.8 Nitrogênio amoniacal	77
5.5 DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS DE DECAIMENTO E MODELOS CINÉTICOS DE DECAIMENTO	80
5.6 APRESENTAÇÃO E DISCURSÃO DOS PARÂMETROS MONITORADOS DOS PERFIS REALIZADOS NA SÉRIE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	82
5.6.1 Avaliação do comportamento da temperatura ambiente, radiação ultravioleta e pH durante a realização do perfil de 12 horas	82
5.6.2 Avaliação do comportamento do pH, OD e temperatura durante a realização do perfil de 24 horas nas série de lagoas de estabilização	84
CONCLUSÕES.....	90
REFERÊNCIAS.....	92

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos tempos a população mundial vem lidando com um grande desafio relacionado à geração de resíduos líquidos, sólidos e gasosos e os impactos ambientais causados por seus descartes. O desenvolvimento de projetos que visam formas mais eficientes de tratamento e destinação final de resíduos tem sido o principal foco de inúmeras pesquisas, com objetivo de minimizar os danos ambientais.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008 realizado pelo Instituto Brasileiro Geografia e Estatística (IBGE, 2010 a), no Brasil são coletadas diariamente cerca de 260 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo que 50,8 % têm como destinação lixões, 22,5 % aterros controlados e 27,7 % aterros sanitários.

A destinação final dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) em aterros sanitários torna-se um problema devido sua degradação gerar lixiviado, um líquido “com altas concentrações de matéria orgânica e presença de substâncias inorgânica, que em contato com corpos aquáticos ou solo, compromete sua qualidade” (CASTILHO et al., 2009).

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário mostra-se como um grande desafio. A busca por alternativas de tratamento viáveis e eficientes proporcionou o desenvolvimento do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto sanitário em estações de tratamento de esgoto (ETE), utilizando sistemas como lagoas de estabilização, lodos ativados, processos oxidativos avançados, entre outros.

“No tratamento conjugado, é importante a avaliação da compatibilidade do processo convencional de tratamento de esgoto, já implantado, com as características do lixiviado produzido” (VIANA et al., 2009). Moravia (2010), mencionou que a ausência de dados da caracterização física e química mais aprofundada do lixiviado é um dos grandes problemas enfrentados no seu tratamento.

O tratamento conjugado em lagoas de estabilização rasas visa proporcionar condições de tratamento favoráveis ao lixiviado de aterro sanitário, para obter efluente de boa qualidade para seu descarte em corpos aquáticos ou reuso agrícola.

O lixiviado de aterro sanitário usado no presente estudo não passará por nenhuma tecnologia de pré-tratamento, ou seja, o lixiviado, *in natura*, será diluído na proporção de 1 % em relação ao volume de esgoto sanitário utilizado, tendo como principal objetivo avaliar o desempenho e a eficiência do sistema de lagoas de estabilização rasas no tratamento conjugado.

O presente trabalho questiona se a aplicação do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas, sem que haja a aplicação de pré-tratamento no lixiviado, seria uma alternativa viável de tratamento e se atenderia aos padrões de descarte de efluentes em corpos aquáticos, estabelecido pela Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a eficiência do processo de tratamento conjugado do lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais esgoto sanitário numa série de lagoas de estabilização rasas na Região Nordeste do Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar a caracterização química do lixiviado de aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB e do esgoto sanitário da cidade de Campina Grande - PB.
- Avaliar a eficiência de remoção da matéria orgânica e nutrientes, no processo de tratamento conjugado de substrato preparado a partir da mistura de 1 % de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais 99 % de esgoto sanitário (percentagem em volume).
- Verificar se o tratamento conjugado do lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais esgoto sanitário numa série de lagoas de estabilização rasas, produzirá efluente dentro dos padrões de descarte preconizados pelo CONAMA 430/2011.
- Analisar as variações de pH, temperatura e oxigênio dissolvido ao longo da massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas, durante o período monitorado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ESGOTO SANITÁRIO

“Esgoto sanitário é definido como despejo líquido constituído de esgotos domésticos e industriais, água de infiltração e a contribuição pluvial” (NBR 9648; ABNT, 1986).

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), esgotos domésticos podem ser originados de residências, comércios, instituições e instalações similares, já os esgotos industriais são aqueles que apresentam predominância de resíduos industriais em sua composição. Os autores ainda descreveram infiltração e afluxo como sendo águas que entram no sistema coletor através de meios indiretos e diretos, sendo a primeira originária de rachaduras, quebras e articulações com vazamentos, e a segunda como sendo as águas pluviais que adentram no sistema coletor por conexões de drenagem de chuvas, telhados, drenagem de porões, entre outros.

Segundo Nunes (2010), pode-se considerar o esgoto doméstico como uma fonte de contaminação de corpos d’água e de solos, uma vez que este pode fornecer ao ambiente, determinadas concentrações de sólidos, matéria orgânica, nutrientes, surfactantes, óleos e graxas, bem como microrganismos patogênicos aos seres humanos, promovendo, assim, a degradação dos recursos hídricos e aumentando os riscos de doenças.

A variação na composição do esgoto está relacionada a diversos fatores, como os hábitos e condições socioeconômicas da população, uso da água de abastecimento e a presença de indústrias, portanto sofrendo variação de acordo com a região em que é gerado. Segundo Mara (2004), esgoto sanitário é constituído por aproximadamente 99,9 % de água e 0,1 % de resíduos sólidos orgânicos, inorgânicos, suspensos, dissolvidos e microrganismos.

A vazão do esgoto gerado, segundo von Sperling (2005), pode variar ao longo do dia, semana e ano, em função do consumo de água da região, compreendendo variação na faixa de 60 a 100 % no coeficiente de retorno, que representa a água

que adentra a rede coletora em forma de esgoto, geralmente adotando-se valor de 80 %.

Na Tabela 1, é apresentada a faixa de variação da concentração de alguns parâmetros do esgoto sanitário.

TABELA 1 - Faixa de variação típica para os parâmetros analisados do esgoto sanitário.

Parâmetros	Unidades	Faixa de variação
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	370 - 1160
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	120 - 360
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	90 - 280
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	30 - 80
Sólidos Dissolvidos Totais	mg.L ⁻¹	250 - 800
Sólidos Dissolvidos Voláteis	mg.L ⁻¹	105 - 300
Sólidos Dissolvidos Fixos	mg.L ⁻¹	145 - 500
Sólidos Sedimentáveis	mg.L ⁻¹	5 - 20
DQO	mg.L ⁻¹	200 - 800
DBO ₅	mg.L ⁻¹	100 - 400
Nitrogênio Total	mgN.L ⁻¹	45 - 85
Nitrogênio Orgânico	mgN.L ⁻¹	10 - 35
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	10 - 50
Nitrito	mgNO ₂ ⁻ .L ⁻¹	0 - 0,10
Nitrato	mgNO ₃ ⁻ .L ⁻¹	0,10 - 0,40
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	5 - 20
pH	-	6,7 - 8,0

Fonte - Adaptado de Jordão e Pessoa, 2005.

De acordo com a PNSB no ano de 2008, IBGE (2010 a), dos 5.564 municípios brasileiros, 2.495 (44,8 %), não coletam e nem tratam os esgotos. Os outros 3.069 municípios (55,2 %) apresentam serviços de coleta de esgoto, porém deste quantitativo, apenas 1.587 (51,7 %) tratam os esgotos coletados. A partir desses dados, observa-se a necessidade de fiscalização adequada e da aplicação de política de gerenciamento em relação à coleta e tratamento do esgoto no Brasil, com objetivo de diminuir os possíveis impactos ambientais e a proliferação de doenças.

3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS

De acordo com a Norma Brasileira (NBR) 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), revisada em 2004, resíduos sólidos são definidos como sendo rejeitos oriundos das diversas atividades do ser humano, podendo encontrar-se nos estados sólido e semissólido.

As características dos resíduos sólidos estão relacionadas ao local de sua geração, devido à existência de diferentes condições econômicas, hábitos alimentares, sociais, culturais, geográficos e climáticos.

Boer et al. (2010), mencionaram que características como composição, teor de umidade, matéria orgânica e poder calorífico afetam diretamente as propriedades dos resíduos sólidos.

Os RSU são constituídos por diversos materiais, sendo encontrada em maior quantidade a parcela dos RSO. Estes resíduos sofrem biodegradação por ação de microrganismos e como consequência deste processo, gera-se lixiviado e gases de efeito estufa.

3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

3.3.1 Aspectos conceituais

Laconi et al. (2011), mencionam que o lixiviado de aterro sanitário é resultante da percolação de águas através dos resíduos sólidos e é considerado um dos tipos de águas residuárias que pode causar grandes impactos ao meio ambiente, devido apresentar características como alta concentração de amônia, matéria orgânica e sais.

Segundo Mannarino et al. (2011) e Leite et al. (2009), durante o processo de percolação de líquidos através das camadas de resíduos aterrados, ocorrerá a solubilização de compostos orgânicos e inorgânicos, resultantes da biodegradação da fração orgânica putrescível dos RSU, assim como o arraste de microrganismos e

outros materiais biológicos, ocasionando a geração de subprodutos como o biogás e o lixiviado com composição variável e alto potencial degradante ao meio ambiente.

Telles (2010), comenta que o resíduo líquido gerado em aterro sanitário recebe diferentes denominações como chorume, percolado, sumeiro e lixiviado, sendo este último o termo mais adequado, devido incluir o líquido gerado a partir da combinação da umidade inicial dos resíduos, da água gerada durante o processo de decomposição biológica e da água de infiltração no aterro.

Segundo Hasar et al. (2009), na composição do lixiviado encontram-se vários tipos de contaminantes que podem alterar ou serem tóxicos à vida aquática subterrânea e superficial. A geração e composição do lixiviado estão relacionadas com os RSU que foram dispostos no aterro sanitário e mesmo após o fechamento do aterro, esses continuarão sendo degradados, gerando lixiviado por várias décadas.

Pi et al. (2009), ressaltam que, por apresentar tais características, quando em contato com corpos aquáticos, o lixiviado acelera o processo de eutrofização, toxicidade dos organismos vivos presentes na água e a depleção de oxigênio dissolvido (OD).

Para evitar os problemas ocasionados pelo contato direto do lixiviado com os corpos aquáticos, muitas pesquisas surgiram com o intuito de adequar formas de tratamento para o lixiviado, uma vez que suas características não favorecem a aplicação de tratamentos convencionais.

3.3.2 Características e composição do lixiviado de aterro sanitário

A quantidade e a qualidade do lixiviado podem sofrer variações, sendo relacionadas, de modo geral, às características apresentadas pelos aterros, resíduos aterrados e fatores climáticos do local do aterro.

Segundo Abbas et al. (2009), a quantidade de lixiviado gerado em aterro depende da percolação das águas de chuvas através dos resíduos, dos processos bioquímicos nas células e do teor de água inerente dos resíduos, como também do grau de compactação no aterro.

De acordo com Pasqualini (2010), o clima afeta os níveis de precipitação e evaporação, podendo diluir ou concentrar o lixiviado. Já em relação à compactação dos resíduos, quanto mais compactado, menor será a taxa de infiltração da água de chuva nas células do aterro.

Guo et al. (2010), afirmam que as características qualitativas do lixiviado de aterros variam de acordo com o tipo, grau e estágio de decomposição dos resíduos sólidos aterrados, como também da umidade, de variações sazonais temporais e da idade do aterro.

O lixiviado possuirá diferentes composições à medida que os aterros envelhecem. Na Tabela 2, apresentam-se as classificações do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário.

TABELA 2 - Classificação do lixiviado em relação à idade do aterro sanitário.

	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	<5	5 - 10	>10
pH	6,5	6,5 - 7,5	>7,5
DQO (mg.L ⁻¹)	>10.000	4.000 - 10.000	<4.000
DBO ₅ /DQO	>0,3	0,1 - 0,3	<0,1
Compostos Orgânicos	80% AGV	5-30% AGV + ácido húmico e fúlvico	ácido húmico e fúlvico
Biodegradabilidade	Alta	média	baixa

Fonte - Renou, et al., 2008.

Segundo Ifeanyichukwu (2008), aterros novos, com idade inferior a cinco anos, encontram-se na fase acidogênica, apresentando grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, que é fermentada facilmente, resultando na produção de ácidos graxos voláteis (AGV). Quando o aterro ultrapassa os cinco anos, a fase metanogênica se inicia, degradando os AGV e gerando metano (CH₄) e

dióxido de carbono (CO₂), resultando numa redução da biodegradabilidade da fração orgânica do lixiviado.

Ahmed e Lan (2012), relataram que o lixiviado, quando novo, apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável, favorecendo assim a elevada razão de demanda bioquímica de oxigênio por demanda química de oxigênio (DBO₅/DQO). Esta razão decairá com o tempo, resultante dos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável, restando apenas a matéria orgânica de difícil degradação, o que dificultará o tratamento do lixiviado.

Na Tabela 3, apresentam-se os dados de estudos realizados em aterros sanitários de diferentes estados brasileiros. Os valores da caracterização são indicativos das possíveis variações encontradas no lixiviado desses aterros.

TABELA 3 - Características de lixiviados de diferentes aterros sanitários brasileiros.

Parâmetros	Unidades	Muribeca	João Pessoa	Belo Horizonte	Gramacho
		PE	PB	MG	RJ
Idade (2008)	Anos	23	6	21	30
pH	-	7,6 – 8,7	8 – 8,6	8 – 8,6	7,7 – 9,1
DQO	mg.L ⁻¹	2102 - 8416	3244 - 25478	1504 - 3089	804 - 4255
DBO ₅	mg.L ⁻¹	467 - 4526	3516 - 3760	20 - 260	118 – 857
N-NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	697 - 2052	1024 - 2738	527 - 1716	76 - 3565
SST	mg.L ⁻¹	882 - 2082	121 - 645	12 - 67	13 - 265
Fósforo total	mgP.L ⁻¹	0,6 – 22	23	11 - 38	14 - 60

Fonte - Adaptado de Lange e Amaral, 2009.

Ao observar os valores da caracterização para o lixiviado de aterro sanitário de diferentes cidades brasileiras, apresentados na Tabela 3, pôde-se constatar

variações em suas composições, relacionadas a algumas características específicas, tais como idade do aterro, resíduos sólidos aterrados, entre outros.

3.3.3 Métodos de determinação de vazão de lixiviado de aterro sanitário

A estimativa da vazão do lixiviado que será produzido em aterro sanitário favorece o armazenamento e tratamento do lixiviado no aterro.

De acordo com Contrera (2008) e Barcelar (2010), existem alguns modelos para se estimar a vazão de lixiviado de um aterro sanitário, sendo esses: método suíço, racional, balanço hídrico e o HELP.

Dentre os modelos citados, o método suíço estima o volume de lixiviado produzido em aterro sanitário, correlacionando a precipitação pluviométrica anual, a área do aterro sanitário, o grau de compactação e o tempo.

Barros (2004), comentou que nesse método, o cálculo da vazão é realizado a partir da estimativa da água da precipitação pluviométrica que infiltra nos resíduos e do coeficiente (k), que será determinado em função do peso específico dos resíduos que serão dispostos no aterro.

O cálculo da vazão média pode ser expresso pela Equação 1.

$$Q = \frac{P \cdot A \cdot k}{t} \quad (1)$$

Sendo:

Q : vazão média do lixiviado (L/s);

P : precipitação média anual (mm);

A : área do aterro (m²);

t : tempo em segundos em 1 ano (s);

k : coeficiente utilizado para caracterizar o grau de compactação dos resíduos.

Na Tabela 4, são apresentados os dados do coeficiente (k) em função do peso específico dos RSU aterrados.

TABELA 4 - Valores do coeficiente k para aplicação do método suíço.

Tipos de aterro	Peso específico dos resíduos urbanos compactados	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton/m ³	0,5 a 0,25
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton/m ³	0,25 a 0, 15

Fonte - Rocca, 1981 *apud* Lins, 2003.

3.4 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

“Lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico, onde a estabilização da matéria orgânica é realizada pela biodegradação microbiológica (oxidação aeróbia ou fermentação) e/ou redução fotossintética das algas” (JORDÃO E PESSÔA, 2005). Os autores mencionaram ainda que as lagoas de estabilização são lagos natural ou artificial, com condições favoráveis para ocorrência de fenômenos físicos, químicos e biológicos, que se caracterizam por apresentar processos de autodepuração. A estabilização da matéria orgânica ocorrerá principalmente pela ação das bactérias, podendo ainda ter a participação de fungos e protozoários durante o processo.

Segundo Mara (2004), as lagoas de estabilização são utilizadas como forma de tratamento de águas residuárias, onde compreendem processos inteiramente naturais, envolvendo algas e bactérias, sendo considerado pelo autor como forma viável de tratamento para esgotos sanitários em países tropicais, devido suas condições climáticas como temperaturas elevadas, alta intensidade de luz solar e disponibilidade de terras a baixo custo, favorecerem o ótimo desempenho do sistema de tratamento elevando assim sua eficiência.

Mozaheb et al. (2010), ressaltam que as lagoas de estabilização são os processos mais simples, de baixo custo e manutenção, utilizados como alternativas

para tratamento de águas residuárias. Segundo Shanthala et al. (2009), as lagoas de estabilização podem ser consideradas como tecnologia importante, que tem como vantagens a economia e a eficiência no tratamento de esgotos em pequenas comunidades, podendo ser aplicada em regiões de clima quente.

Ghazy et al. (2008), relatam que o número de lagoas em série utilizadas no sistema de tratamento, está relacionado com a carga orgânica aplicada e a qualidade desejada do efluente final. Os autores comentaram que quando é necessário remover organismos patógenos, deve-se introduzir ao sistema, o tratamento terciário, que é constituído por lagoas de maturação.

von Sperling e Oliveira (2010), mencionam que a atividade mutualista entre algas e bactérias é importante para o tratamento de esgotos em lagoas de estabilização. A fotossíntese realizada pelas algas fornece o oxigênio (O_2) ao meio aquático, proporcionando condições aeróbias, sendo utilizado pelas bactérias no processo de decomposição da matéria orgânica. Para Pearson (2005), as algas são os microrganismos que basicamente controlam a eficiência do tratamento e a qualidade do efluente, logo o projeto das lagoas deve otimizar a concentração e espécies de algas presentes.

3.4.1 Tipos de lagoas de estabilização

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 na massa líquida e as características físicas do sistema.

3.4.1.1 Lagoa anaeróbia

“A lagoa anaeróbia constitui uma alternativa de tratamento, no qual a existência de condição estritamente anaeróbia é essencial e responsável pelo tratamento primário de esgoto bruto” (CASTILHO et al., 2009).

Segundo Olukanni e Ducoste (2011), as lagoas anaeróbias são projetadas para remover sólidos suspensos e parte da matéria orgânica solúvel, sendo tipicamente usadas como reator inicial do sistema de lagoas de estabilização.

Jordão e Pessôa (2005), mencionam que os mecanismos usados para a remoção de compostos orgânicos e partículas inorgânicas são a sedimentação e a digestão anaeróbia, promovendo redução da DBO₅ na faixa de 50 % a 60 %.

A principal função da lagoa anaeróbia, de acordo com Mozaheb et al. (2010), é estabilizar águas residuárias com elevada carga orgânica, não necessariamente produzindo efluente de boa qualidade, com isso, devido à ineficiência do tratamento em atender os requisitos de descarte de efluentes, este requer o uso de outro sistema de tratamento para adequar o efluente para o descarte em corpos aquáticos ou reuso agrícola.

3.4.1.2 Lagoa facultativa

Segundo Olukanni e Ducoste (2011), em lagoas facultativas, a matéria orgânica residual da lagoa anaeróbia é removida através da atividade de algas e bactérias heterotróficas.

Oliveira e von Sperling (2009), mencionaram que existem dois tipos de lagoas facultativas, a primária, onde é alimentada com esgoto bruto, e a secundária, que é alimentada com efluentes de lagoa anaeróbia.

As lagoas facultativas caracterizam-se por apresentar condições aeróbias e anaeróbias na massa líquida das lagoas de estabilização, no decorrer do dia. No período diurno a produção de OD é intensificada devido às condições favoráveis à atividade fotossintética, realizada pelas algas, favorecendo a predominância de condições aeróbias na massa líquida da lagoa de estabilização. Ao anoitecer,

cessada a incidência da luz solar sobre a lagoa, a produção de oxigênio, a partir da fotossíntese, é interrompida, passando a prevalecer a condição anaeróbia na massa líquida da lagoa de estabilização. Essa região em que ora aparece como aeróbia, ora como anaeróbia, caracteriza e denomina esse tipo de lagoa como facultativa (KELLNER e PIRES, 1998).

3.4.1.3 Lagoa de maturação e polimento

Lagoas de maturação e polimento são aplicadas para a realização de tratamentos terciários, cujo objetivo é remover microrganismos patogênicos. Apresentam condição estritamente aeróbia e características semelhantes, diferindo apenas quanto ao tipo de efluente ao qual será aplicado o pós-tratamento.

De acordo com Santos (2010), esses tipos de lagoas de estabilização, por apresentarem baixas profundidades, favorecem a penetração de radiação solar, resultando na elevação do pH e da concentração de OD no meio líquido, tendo como consequência o decaimento da concentração de microrganismos patogênicos.

Von Sperling et al. (2009), descreveram lagoa de polimento como uma forma de lagoa de maturação, onde seu tratamento será aplicado para melhorar a qualidade dos efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), tendo como objetivo a remoção de organismos patogênicos, de modo que o efluente gerado após o tratamento, possa ser descartado de forma segura em um corpo de água ou usado para irrigação.

Gonçalves et al. (2009), relatam que a lagoa de polimento tem se mostrado como tecnologia promissora para a remoção de nutrientes e decaimento bacteriano. Porém, quando leva-se em consideração a eficiência global do sistema, quanto à remoção de matéria orgânica, esse é prejudicado por apresentar elevada concentração algal no efluente, aumentando os valores de DQO_{Total}, DBO₅ e sólidos suspensos.

3.4.2 Vantagens e desvantagens de lagoa de estabilização

Segundo Mara (2004) e von Sperling (2002), as vantagens do emprego de lagoas de estabilização, como alternativa de tratamento, estão relacionadas a fatores como simplicidade de construção, manutenção e operação do sistema; reduzidos custos quando comparadas a outras formas de tratamentos de esgotos, a fonte de energia solar, satisfatória resistência às variações de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas no sistema e no caso da lagoa de maturação/polimento, satisfatória eficiência em relação à remoção de microrganismos patogênicos, tornando viável a utilização do efluente para reuso agrícola.

Como desvantagens para o sistema de lagoas de estabilização tem-se a utilização de grandes áreas para implantação, quando o sistema de lagoas de estabilização não é bem planejado ocorrerá a geração de odor desagradável e possível necessidade de remoção de algas do sistema.

3.4.3 Fatores intervenientes na lagoa de estabilização

Vários são os fatores intervenientes no sistema de lagoas de estabilização, alguns deles podem ser controláveis e outros não. Na Tabela 5, são apresentados os fatores intervenientes não controláveis no sistema de lagoas de estabilização.

TABELA 5 - Fatores intervenientes não controláveis e seus efeitos nas lagoas de estabilização.

Fatores intervenientes não controláveis	Efeitos
Evaporação	Altera a concentração de sólidos, matéria orgânica e elementos presentes, podendo haver modificações no equilíbrio biológico ou hidráulico.
Precipitação pluviométrica	Pode provocar diluição desfavorável ao processo, dependendo da duração e intensidade da chuva.
Temperatura	Apresenta relação com a radiação solar, a velocidade da fotossíntese e a velocidade do metabolismo dos microrganismos.
Vento	Favorece a homogeneização da massa líquida; contribui para uniformizar a distribuição do OD e o transporte das algas não motoras para a zona mais funda da lagoa devido a conversão de temperatura.
Mistura	Benéfica para distribuição das algas e do O ₂ no interior da massa líquida e diminuir o efeito de eventuais curto circuitos no escoamento.
Estratificação	Ocorre devido a temperatura da superfície, tornar-se superior à da zona inferior, impossibilitando a mistura dessas duas zonas.
Nuvens	Interferem na passagem da radiação solar, diminuindo a intensidade luminosa.
Radiação solar	Influencia diretamente sobre a velocidade da fotossíntese.

Fonte - Adaptado de Jordão e Pessoa, 2005.

Na Tabela 6 são apresentados os fatores intervenientes controláveis no sistema de lagoas de estabilização, que devem ser monitorados e alguns previamente estabelecidos no projeto, a fim de proporcionar melhores condições ao tratamento.

TABELA 6 - Fatores intervenientes controláveis e seus efeitos nas lagoas de estabilização.

Fatores intervenientes controláveis	Efeitos
Vazão afluente	Quando a lagoa for precedida por pré-tratamento, deve-se conhecer a variação da vazão esperada, quando não, a lagoa será dimensionada para vazão média, uma vez que o período de detenção é longo e os picos de vazão são facilmente absorvidos.
Concentração de DBO ₅ e DQO	Influencia diretamente no comportamento da lagoa, sendo a carga orgânica aplicada por área superficial ou volumétrica usada no seu dimensionamento.
Assoreamento e concentração de lodo no fundo da lagoa	Esses dois fenômenos estão associados à maior ou menor concentração de sólidos no esgoto e à prática de desarenação prévia.

Fonte - Adaptado de Jordão e Pessôa, 2005.

3.4.4 Parâmetros operacionais de lagoas de estabilização

Para que a lagoa conserve as características estabelecidas no projeto, tendo em vista o bom funcionamento do sistema, é indispensável o monitoramento operacional.

A manutenção é importante, pois evita que fatores estranhos interfiram no processo, conservando a eficiência do sistema de tratamento, através da limpeza das áreas próximas, remoção de vegetação nas margens da lagoa e no seu interior.

Na Tabela 7 são apresentadas algumas propostas de medidas corretivas que devem ser levadas em consideração na operação da lagoa.

TABELA 7 - Medidas corretivas e suas descrições para operação de lagoas de estabilização.

Medidas corretivas	Descrição
Inspeção diária da lagoa	O operador tem que percorrer todo o perímetro da lagoa, observando e anotando as principais ocorrências do dia, inclusive as condições meteorológicas.
Coleta de amostras e avaliação do desempenho	O processo de amostragem deverá ser feito de acordo com as características da lagoa, as amostras são coletadas no afluente, no efluente e no interior da lagoa em horários estabelecidos durante o dia. Essas amostras serão utilizadas para determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos que ajudarão a determinar a eficiência da lagoa de estabilização.
Identificação de possíveis fatores desfavoráveis.	Serão verificadas possíveis perturbações no sistema como odores desagradáveis, proliferação de insetos e redução na eficiência da lagoa. Sendo observada alguma interferência, serão tomadas as devidas providências para o bom funcionamento das lagoas.

Fonte: Adaptado de Mara, 2004.

3.5 TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO

O lixiviado gerado em aterro sanitário é um problema que vem se destacando por apresentar elevadas concentrações de DQO e nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), dificultando a aplicação de tratamento viável e eficiente. Bocchiglieri (2010), mencionou que os tratamentos de lixiviado de aterro, mesmo que apresentem boa eficiência na remoção de matéria orgânica, podem não se enquadrar aos níveis de qualidade impostos para o descarte em corpo aquático.

De acordo Zhang et al. (2009), os sistemas anaeróbios são eficientes no tratamento de substratos com elevadas concentrações de DQO, mas se tratando de lixiviado, as elevadas concentrações de $N-NH_4^+$, inibem os microrganismos presentes no sistema de tratamento biológico.

Li et al. (2009), comentam que o perigo potencial do lixiviado produzido em aterro sanitário implica na necessidade de tratá-lo, tendo em vista atender as exigências de descarte em esgotos ou corpos aquáticos, porém suas características o tornam preocupante tanto ambiental quanto economicamente, devido aos custos envolvidos no seu tratamento. Em função dessas características, é necessária a escolha do tratamento e condições de funcionamento ideais, promovendo a máxima remoção de poluentes do lixiviado de aterro sanitário.

Dentre as tecnologias que estão sendo estudadas para tratar adequadamente o lixiviado de aterro sanitário, o tratamento conjugado é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas ETE, no Brasil, cujo objetivo consiste em adicionar o lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário em unidades de tratamento convencionais já existentes, minimizando, assim, os custos do aterro sanitário em relação ao tratamento de lixiviado.

Mannarino et al. (2011), comentaram que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto sanitário, pode tornar-se alternativa viável para o tratamento do lixiviado, tendo em vista reduzir seus efeitos impactantes ao ambiente, porém deve-se considerar alguns requisitos para sua aplicação, como a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE, a capacidade da estação em assimilá-lo, a compatibilidade do processo com as características do lixiviado e a possibilidade do manejo do lodo produzido.

A proposta do tratamento conjugado consiste em tratar o lixiviado proveniente de aterro sanitário, diluindo este no esgoto sanitário, devendo-se evitar a adição excessiva de lixiviado ao esgoto, o que pode provocar a queda na eficiência do sistema de tratamento. Boyle e Ham (1974) e Henry (1987) *apud* Ferreira (2009), mencionaram que, se o lixiviado tiver DQO de até 10.000 mg.L^{-1} , pode ser usada a proporção de lixiviado em torno de 5 %, mas se o valor da DQO for próximo a 24.000 mg.L^{-1} , essa proporção deve ser reduzida para 2 %, evitando possíveis alterações na mistura com o esgoto e comprometendo a eficiência no tratamento.

Observa-se na literatura pesquisas usando lodos ativados (FRANCO, 2009), biorreator anaeróbio - anóxico aeróbio- (A^2/O) (YU et al., 2010), lagoas de estabilização (VIANA et al., 2009), entre outros métodos de tratamento estando a eficiência do tratamento conjugado diretamente relacionada com as cargas de lixiviado aplicadas, devido este apresentar altas cargas de material orgânico e N-NH_4^+ , que alteram as características do esgoto.

Franco (2009), avaliou o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em uma planta piloto de lodos-ativados, instalada na ETE de Icaraí/Niterói (RJ). As proporções de lixiviado em relação ao esgoto foram de 0,5 a 2,5 % (volume/volume). Os resultados das análises no período de monitoramento indicaram redução média de DQO de 73 %, sendo alcançadas remoções acima de 90 %. Valores médios de DQO remanescente no efluente da planta piloto variaram de 43 a 134 mg.L⁻¹, e as remoções médias de N-NH₄⁺ atingiram valores de 80 a 97 %. No mesmo trabalho foi avaliado o lodo biológico para identificar possíveis interferentes de reatores aeróbios operando em batelada e em regime contínuo. O autor concluiu que não ocorreu prejuízo ao lodo em função da variação de lixiviado utilizado no processo, ocorrendo reduções de DQO acima de 80 %, e para o N-NH₄⁺ a maior redução obtida foi quando operado em regime de batelada (>80 %). Os resultados indicaram que a técnica do tratamento conjugado pode ser viável já que não houve interferentes negativos de redução de DQO e em relação à qualidade do lodo biológico, em função das diferentes concentrações de lixiviado na preparação do substrato de alimentação.

Viana et al. (2009), desenvolveram no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal do Rio de Janeiro, em parceria com a COMLURB – Companhia de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro, um projeto que avaliou, em escala de demonstração, o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário em uma ETE. O tratamento conjugado foi operado com proporções de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário variando entre 0,2 e 2 % (vazão/vazão). Foram utilizadas duas linhas de operação, a linha 1 formada pelas unidades de lagoa facultativa e lagoa de maturação e a linha 2 por lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação. Ambas foram divididas em 5 fases, onde eram variados as vazões, proporção lixiviado/esgoto, tempo de detenção e carga orgânica aplicada ao sistema. Os resultados mais satisfatórios foram obtidos na linha 2 com diluições de 0,2 a 0,5 %, com eficiências de remoção média de DBO₅, variando entre 65 % e 78 % e DQO entre 62 % e 68 %. A remoção de DBO₅ e DQO na linha 1, apresentaram baixas remoções devido o elevado aporte de amônia e DQO, mesmo com diluições de lixiviado reduzidas. A partir desses resultados os autores concluíram que a linha 2 demonstrou uma forma viável para o tratamento conjugado.

Yu et al. (2010), projetaram um biorreator anaeróbio - anóxico aeróbio (A²/O) na ETE de Datansha, em Guangzhou, sul da China para o tratamento conjugado de

lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. As proporções das misturas utilizadas foram de 1:250; 1:350; 1:500 e 1:700, sendo concluído pelos autores que a melhor proporção utilizada foi a de 1:500, com eficiências médias de remoção de N-NH_4^+ , nitrogênio total e DQO de 96,5 %, 61,0 % e 81,7 %, respectivamente, com TDH de 11 horas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo serão descritos a estimativa do percentual de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, misturado ao esgoto sanitário na preparação do substrato estudado, os locais de coleta do lixiviado de aterro sanitário e do esgoto sanitário, o dimensionamento do sistema experimental, os pontos de coleta de amostras e os parâmetros físicos e químicos que foram avaliados, tendo em vista caracterizar o substrato e verificar o comportamento espaço temporal do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário.

Este trabalho segue a linha de pesquisa de tratamento conjugado que vem sendo realizada na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), com a finalidade de tratar o lixiviado de aterro sanitário adicionando este ao esgoto sanitário para que se adeque ao tratamento biológico. Como exemplos, pode-se destacar o trabalho de Torquato (2010), o sistema experimental consistiu de quatro lagoas em série, sendo uma lagoa facultativa (LF), com duas entradas de afluentes, seguida de três lagoas de maturação, (LM1, LM2 LM3). Este sistema foi utilizado para o pós-tratamento do efluente proveniente do reator UASB. O substrato de alimentação consistiu na mistura do substrato com 1 e 3 % de lixiviado em relação ao esgoto sanitário.

Outro trabalho relacionado ao assunto foi o de Lima (2010), que avaliou o tratamento conjugado numa série de lagoas de estabilização, apresentando substrato resultante da mistura de águas residuárias da cidade de Campina Grande - PB mais lixiviado coletado no aterro sanitário da cidade de João Pessoa - PB, que passou pelo processo de dessorção em uma série de lagoas rasas. O tratamento foi avaliado em três fases, na Fase 1, foi utilizado apenas águas residuárias como afluente, na Fase 2, o substrato usado foi composto por uma mistura de águas residuárias e lixiviado pré-tratado pelo processo de dessorção em uma proporção de 99:1, respectivamente, e na Fase 3 a proporção de esgoto para lixiviado foi 98:2.

Deve-se ressaltar que foram realizadas duas pesquisas paralelas, durante o monitoramento do tratamento conjugado neste sistema de lagoas de estabilização rasas, sendo o monitoramento dos indicadores físicos e químicos, apresentado neste estudo, enquanto que a outra pesquisa foi realizada com base no

monitoramento dos indicadores microbiológicos, que serão discutidos em outro trabalho científico, a ser publicado.

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da EXTRABES, pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, na cidade de Campina Grande – PB, Região Nordeste do Brasil (7°13'11" sul, 35°52'31" oeste e 550 m acima do nível do mar), viabilizando sua aplicação para o tratamento conjugado usando como substrato lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário na proporção estabelecida.

4.1 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO

Para determinar a proporção entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário que seria adotada na pesquisa, foi estimada a geração de lixiviado para um aterro sanitário na cidade de Campina Grande - PB, em função da geração de resíduos sólidos pela população e do índice de precipitação pluviométrica, sendo posteriormente avaliada a proporção da produção de lixiviado e esgoto sanitário para a mesma.

Segundo os dados do censo 2010, IBGE (2010 b), o município de Campina Grande - PB tem população de 385.213 habitantes. Admitindo-se que o consumo per capita de água da população seja de 150 L/hab.dia e adotando-se o coeficiente de retorno esgoto/água igual a 80 %, obtêm-se uma vazão estimada de esgoto sanitário de 535 L.s^{-1} .

De acordo com os dados apresentados por Lima (2010), precipitação pluviométrica de 800 mm, a área do aterro de 123.200 m^2 , proporção da precipitação que é convertida em percolado (k) de 0,5 e tempo igual a 365 dias (31536000 segundos), realizou-se a estimativa da vazão volumétrica de lixiviado produzido, através da aplicação do método suíço (Equação 1, subtópico 3.3.3), obtendo valor igual a $1,56 \text{ L.s}^{-1}$.

A proporção do lixiviado de aterro sanitário, estimada a partir dos cálculos corresponde a 0,3 % da vazão de esgoto sanitário (535 L.s^{-1}). Foi adotada a

proporção de lixiviado de aterro sanitário de 1 %, que supera a proporção obtida, evitando-se possível sobrecarga de lixiviado em um tratamento em escala real.

4.2 ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário, utilizado para preparação do substrato, foi coletado diariamente no Interceptor Leste do sistema de esgoto da cidade de Campina Grande – PB, localizado nas proximidades do laboratório da EXTRABES, sendo realizada sua caracterização semanalmente, avaliando-se os indicadores de pH, alcalinidade total (AT), AGV, DBO_5 , DQO_{Total} , $DQO_{Filtrada}$, nitrogênio total kjeldhal (NTK), $N-NH_4^+$, sólidos totais e suspensos e suas frações.

4.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado utilizado para a realização dos experimentos foi coletado no período de agosto de 2011 a maio de 2012, com frequência média de 51 dias, compreendendo cinco diferentes coletas. O lixiviado utilizado foi coletado no aterro sanitário da região metropolitana de João Pessoa - PB, haja vista o município de Campina Grande não dispor de aterro sanitário no período da realização da pesquisa.

O aterro sanitário está localizado no engenho Mussuré, no distrito industrial, a 5 km da BR-101 da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB e faz parte de um consórcio de desenvolvimento intermunicipal das cidades de Bayeux, Cabedelo, Conde, Cruz do Espírito Santo, João Pessoa, Lucena e Santa Rita. Tal aterro teve sua operação iniciada em 5 de agosto de 2003 e foi projetado com 24 células, visando vida útil de 21 anos.

A coleta do lixiviado foi realizada no aterro sanitário, com o auxílio de um caminhão tanque, sendo, após coletado, transportado até as dependências da

EXTRABES e armazenado em reservatórios de polietileno e caracterizado física e quimicamente.

4.4 SUBSTRATO

A preparação do substrato utilizado na alimentação das lagoas de estabilização rasas para o tratamento conjugado, consistiu da mistura de esgoto sanitário, 99 %, mais lixiviado de aterro sanitário, in natura, 1 %, sendo preparado diariamente o volume de substrato necessário para alimentação contínua da série de lagoas de estabilização.

4.5 SISTEMA EXPERIMENTAL

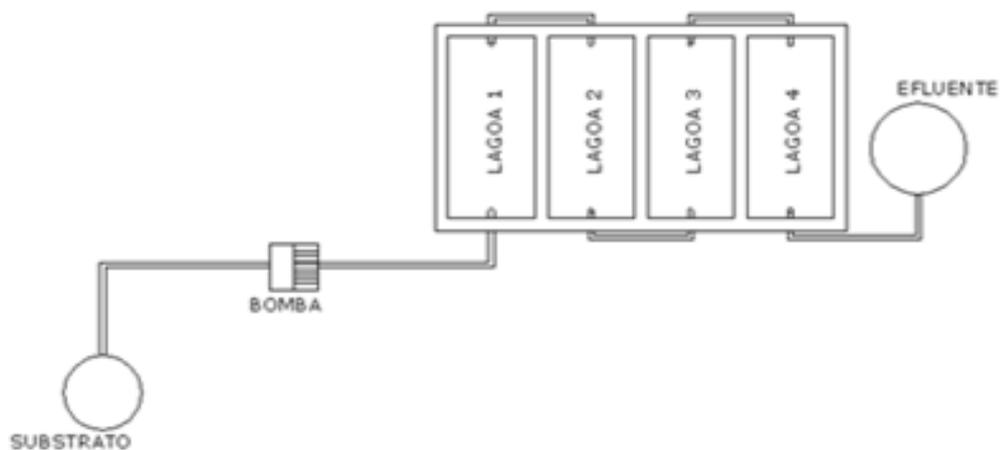
O sistema experimental foi dimensionado em escala piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno de 500 litros, onde era preparado o substrato afluente, e de quatro lagoas em série, construídas em alvenaria com interconexões de tubos de PVC, permitindo a passagem do efluente de uma lagoa para outra. A primeira lagoa possuía um registro de controle de fluxo do substrato, para alimentação do sistema experimental, ligado a uma bomba peristáltica.

A série de lagoas de estabilização rasas era constituída por quatro lagoas, sendo uma lagoa facultativa (LF), seguida de três lagoas de maturação (LM1, LM2 e LM3). As características físicas são das lagoas são apresentadas na Tabela 8.

TABELA 8 – Características físicas das quatro lagoas de estabilização rasas.

Lagoas	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
LF	2,05	1,00	0,56	2,05	1,148
LM1	2,05	1,00	0,55	2,05	1,127
LM2	2,05	1,00	0,54	2,05	1,107
LM3	2,05	1,00	0,53	2,05	1,086

Na Figura 1, apresenta-se a planta baixa do sistema de lagoa de estabilização rasas.

**FIGURA 1** - Planta baixa do sistema experimental.

4.6 MONITORAMENTO

O monitoramento do sistema experimental teve início no dia 17 de outubro de 2011 e foi realizado até 23 de maio de 2012, compreendendo o período de 220 dias.

Para iniciar o monitoramento do sistema experimental, foi estabelecida, em função da concentração de DBO₅ do substrato, a carga superficial aplicada (λ_s) de 320 kgDBO₅/ha.dia para o sistema de lagoas de estabilização. Depois de estabelecida a λ_s , tornou-se possível determinar a vazão do substrato que seria aplicada ao sistema a partir da Equação 2.

$$Q = \frac{\lambda_s \cdot A}{C} \quad (2)$$

Sendo:

λ_s : carga superficial aplicada (kgDBO₅/ha.dia)

C : concentração afluyente de DBO₅ (mg.L⁻¹)

Q : vazão de afluyente (L.dia⁻¹)

A : área da lagoa (ha)

O TDH da série de lagoas de estabilização foi de aproximadamente 17 dias. O TDH foi obtido a partir da Equação 3.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3)$$

Sendo:

TDH : tempo de detenção hidráulica (dia)

V : volume da lagoa (L)

Q : vazão (L.dia⁻¹)

Neste trabalho, foram adotadas nomenclaturas para os pontos de coleta das amostras, sendo eles: afluyente, lagoa facultativa (LF), lagoa de maturação 1 (LM1), lagoa de maturação 2 (LM2), lagoa de maturação 3 (LM3), correspondendo às

amostras coletadas na caixa de alimentação, saída da LF, saída da LM1, saída da LM2 e saída da LM3.

As amostras foram coletadas semanalmente às 8 horas da manhã. Todos os indicadores físicos e químicos foram analisados de acordo com a metodologia preconizada pela American Public Health Association (APHA, 2005).

Os indicadores físicos e químicos analisados, os métodos analíticos, e as frequências são apresentados na Tabela 9.

TABELA 9 - Indicadores, procedimentos metodológicos e frequência de amostragem.

Parâmetros	Unidades	Métodos analíticos	Frequência
pH	-	Potenciométrico	2 vezes por semana
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Titulação potenciométrica	2 vezes por semana
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	Titulação potenciométrica	2 vezes por semana
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Semanalmente
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Semanalmente
Sólidos Totais Fixos	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Semanalmente
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Semanalmente
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Semanalmente
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Semanalmente
DQO _{Total}	mg.L ⁻¹	Refluxação Fechada	2 vezes por semana
DQO _{Filtrada}	mg.L ⁻¹	Refluxação Fechada	2 vezes por semana
DBO ₅	mg.L ⁻¹	Padrão Modificado	2 vezes por semana
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L ⁻¹	Micro Kjeldhal	Semanalmente
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	Micro Kjeldhal	Semanalmente
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	Ácido ascórbico após digestão com persulfato	Semanalmente
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	Ácido ascórbico	Semanalmente
Temperatura	°C	Potenciométrico	3 vezes por semana
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ .L	Potenciométrico	3 vezes por semana
Radiação Ultravioleta	Wm.cm ⁻²	Radiômetro	Perfil

4.7 PERFIS REALIZADOS NAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Para melhor compreensão do comportamento do sistema experimental, foram realizados dois perfis de monitoramento na massa líquida da série de lagoas de estabilização.

No primeiro perfil, de 12 horas, realizado em Janeiro de 2012 foram medidas em intervalos de tempo de 1 hora, a temperatura ambiente, radiação ultravioleta, monitorado com o auxílio do radiômetro, com comprimento de onda de 360 nm, próximo a superfície das lagoas de estabilização, e pH a 20 cm da superfície na massa líquida nas quatro lagoas de estabilização.

No segundo perfil, com 24 horas, foi monitorado a temperatura ambiente, o OD (a 20 e 50 cm de profundidade) e a temperatura a 20 cm da superfície na massa da massa líquida da lagoa de estabilização. Para a determinação do pH, foram coletadas amostras a 20 cm da superfície na massa líquida nas quatro lagoas de estabilização e conduzidas ao laboratório onde encontrava-se o pHmetro. O monitoramento de todos os parâmetros foi realizado em intervalos de tempo de 1 hora.

4.8 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

A apresentação dos dados e o tratamento estatístico, para os parâmetros monitorados no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, foram realizados com o auxílio do software Minitab 15.

O tratamento estatístico foi aplicado aos dados de temperatura ambiente e na massa líquida das lagoas, OD, pH, AT, AGV, DQO_{Total}, DQO_{Filtrada}, DBO₅ e N-NH₄⁺, referentes aos pontos de coletas do afluente, LF, LM1, LM2 e LM3, bem como aos dados de OD e temperatura, obtidos na massa líquida da série de lagoas de estabilização. Com objetivo de descrever a tendência da distribuição dos valores médios dos dados amostrais, utilizou-se a representação gráfica do Box Plot.

Foram aplicadas aos resultados dos indicadores monitorados as estatísticas descritiva e de variância (ANOVA), fator único, com o objetivo de verificar a

existência ou não de diferença significativa de 5 % ($\alpha = 0,05$). Ao aplicar a análise de variância essa fornece os fatores de distribuição F e $F_{\text{crítico}}$, caso haja diferença significativa entre os resultados o valor de ($F > F_{\text{Crítico}}$).

Objetivando-se verificar em que grupo e local houve ou não diferença significativa dos resultados realizou-se a análise de comparação das médias dos indicadores, por meio do teste de Tukey.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos, inicialmente, os dados da caracterização química do esgoto sanitário, lixiviado de aterro sanitário e substrato utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização. Em seguida, serão discutidos os resultados referentes aos indicadores monitorados durante os 220 dias, bem como as análises estatísticas dos mesmos. Por último, serão discutidos os indicadores físicos e químicos resultantes dos perfis de monitoramento da massa líquida da série de lagoas de estabilização.

5.1 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB, utilizado na preparação diária do substrato para a alimentação da série de lagoas de estabilização, foi caracterizado físico e quimicamente, permitindo compreender as possíveis alterações no sistema de tratamento, bem como as variações ocorridas ao longo do monitoramento.

O esgoto sanitário utilizado neste estudo foi caracterizado semanalmente, durante todo o período de monitoramento do sistema experimental e os dados da sua caracterização física e química são apresentados na Tabela 10.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 10, observa-se que o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande - PB, apresentou características intermediárias entre esgoto forte e moderado, quando comparado à classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessôa (2005).

TABELA 10 - Caracterização física e química do esgoto sanitário da cidade de Campina Grande - PB.

Parâmetros	Unidades	Valores médios	Valores mínimos	Valores máximos
pH	-	7,2	7,0	7,5
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	340	287	492
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	109	73	171
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	968	872	1160
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	443	315	587
Sólidos Totais Fixos	mg.L ⁻¹	566	354	662
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	175	120	256
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	161	131	214
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	38	31	45
DQO _{Total}	mg.L ⁻¹	540	513	580
DQO _{Filtrada}	mg.L ⁻¹	165	135	220
DBO ₅	mg.L ⁻¹	190	174	228
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L ⁻¹	76	60	89
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	49	44	56
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	6,6	5,4	8,1
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	4,0	2,4	5,1

Ao analisar os valores médios, apresentados na Tabela 10, pode-se constatar que os parâmetros que caracterizam o esgoto como sendo forte são: DQO_{Total} (540 mg.L⁻¹), NTK (76 mgN.L⁻¹), N - NH₄⁺ (49 mgN.L⁻¹) e sólidos totais (969 mg.L⁻¹). Por outro lado, parâmetros como sólidos suspensos totais, 180 mg.L⁻¹, sólidos suspensos voláteis, 161 mg.L⁻¹, sólidos suspensos fixos, 39 mg.L⁻¹, DBO₅, 190 mgO₂.L⁻¹ e fósforo total, 6,5 mgP.L⁻¹, estão dentro da faixa que classifica o esgoto como sendo moderado. Portanto, o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB encontra-se dentro da faixa que o caracteriza como esgoto moderado e forte.

Para melhor compreensão do comportamento do esgoto sanitário e suas variações em relação à DQO_{Total}, foi realizado um perfil de 24 horas (Figura 2), em 14 de Janeiro de 2012, sendo coletadas amostras de esgoto sanitário, a cada 1 hora de monitoramento, para, em seguida, serem analisados.

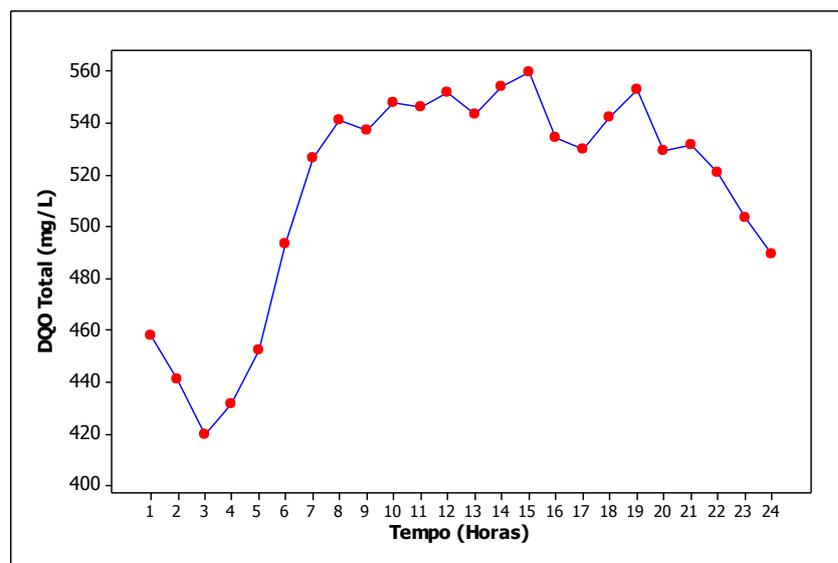


FIGURA 2 - Comportamento da concentração de DQO_{Total} do esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB.

Observa-se na Figura 2 que a concentração de DQO_{Total} aumenta das 4 às 8 horas, passando a apresentar pequenas variações entre 8 e 21 horas, decrescendo após este horário. O maior valor de DQO_{Total} observado foi às 15 horas (aproximadamente 560 mg.L⁻¹). A variação da DQO_{Total} entre 4 e 21 horas, pode ser

justificado devido, nestes horários, serem realizadas a maioria das atividades humanas, gerando maior quantidade de resíduos e concentrando o esgoto sanitário.

5.2 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

A importância da caracterização física e química do lixiviado de aterro sanitário está relacionada ao fato de determinar-se em quais condições este se encontra antes de ser submetido ao tratamento, fornecendo informações relevantes para o tratamento conjugado com esgoto sanitário, ao determinar sua influência sobre as características físicas e químicas apresentadas pelo substrato a ser tratado.

O lixiviado de aterro sanitário utilizado na preparação do substrato foi caracterizado físico e quimicamente e os dados desta caracterização são apresentados na Tabela 11.

Ao analisar os dados da Tabela 11, observa-se que o lixiviado do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa - PB, apresentou elevada concentração de matéria orgânica em função da DQO_{Total} , tendo valor médio de 19672 mg.L^{-1} . Pode-se destacar que a parcela de DBO_5 corresponde a aproximadamente 36% da DQO_{Total} , caracterizando condições de pouca biodegradabilidade do lixiviado e, conseqüentemente, desfavorecendo a aplicação de tratamento biológico.

A principal forma de nitrogênio encontrada no lixiviado do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa – PB foi o $N-NH_4^+$, correspondendo a 91 %. Essa elevada concentração de $N-NH_4^+$, em média 2177 mgN.L^{-1} , sugere dificuldade para aplicação de tratamentos biológicos, requerendo a aplicação de dessorção de amônia previamente ao tratamento, com objetivo de adequá-lo a tratamentos biológicos, ou mesmo o seu tratamento conjugado com esgoto sanitário.

TABELA 11 – Caracterização física e química do lixiviado, *in natura*, do aterro sanitário da região metropolitana da cidade de João Pessoa - PB.

Parâmetros	Unidades	Valores médios	Valores mínimos	Valores máximos
pH	-	7,9	7,8	8,0
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	9054	7187	10827
Ácidos Graxos Voláteis	mg H-Ac.L ⁻¹	3318	2340	4284
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	21794	20004	23179
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	6261	5204	7578
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	952	899	1000
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	469	431	543
DQO _{Total}	mg.L ⁻¹	19672	18370	21733
DQO _{Filtrada}	mg.L ⁻¹	11448	13293	10647
DBO ₅	mg.L ⁻¹	7021	6328	7439
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L ⁻¹	2383	1791	2756
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	2177	1586	2550
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	11,2	9,1	12,8
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	6,0	5,1	6,6

5.3 RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

O substrato do sistema de lagoas de estabilização foi preparado a partir da mistura de 1 % de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais 99 % de esgoto sanitário. Para tanto, tornou-se necessário determinar suas características físicas e químicas, uma vez que seus resultados eram necessários, para estabelecer as características operacionais da série de lagoas de estabilização, como o TDH, carga superficial aplicada e vazão afluente.

Os resultados da caracterização dos parâmetros físicos e químicos do substrato da série de lagoas de estabilização são apresentados na Tabela 12.

Analisando os dados da Tabela 12, pode-se constatar que ao adicionar 1 % de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, ao esgoto sanitário, ocorreu a elevação da concentração de todos os parâmetros analisados, porém o substrato ainda apresentou características entre esgoto forte e moderado, de acordo com a classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessoa (2005).

Deve-se ressaltar que o aumento da concentração média de DBO_5 para 241 mg.L^{-1} , quando comparado ao esgoto sanitário da cidade de Campina Grande – PB, o enquadrado como esgoto forte. Com relação aos parâmetros NTK, 98 mgN.L^{-1} , e $N-NH_4^+$, 77 mgN.L^{-1} , suas concentrações médias ultrapassaram os limites estabelecidos para esgoto forte.

TABELA 12 – Caracterização física e química do substrato utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização rasas.

Parâmetros	Unidades	Valores médios	Valores mínimos	Valores máximos
pH	-	7,4	7,1	7,7
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	418	369	479
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	116	78	182
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	1129	937	1746
Sólidos Totais Voláteis	mg.L ⁻¹	553	384	766
Sólidos Totais Fixos	mg.L ⁻¹	662	600	781
Sólidos Suspensos Totais	mg.L ⁻¹	194	140	271
Sólidos Suspensos Voláteis	mg.L ⁻¹	175	133	251
Sólidos Suspensos Fixos	mg.L ⁻¹	43	32	84
DQO _{Total}	mg.L ⁻¹	637	585	715
DQO _{Filtrada}	mg.L ⁻¹	223	214	232
DBO ₅	mg.L ⁻¹	241	203	286
Nitrogênio Total Kjeldhal	mgN.L ⁻¹	98	76	121
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	77	61	92
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	7,5	4,2	9,9
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	4,5	3,2	5,8

5.4 COMPORTAMENTO TEMPORAL DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS NO TRATAMENTO CONJUGADO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO MAIS ESGOTO SANITÁRIO

Neste item serão discutidos os resultados obtidos do monitoramento da temperatura ambiente e dos indicadores de temperatura, OD, pH, AT, AGV, DQO Total, DQO Filtrada, DBO₅ e N-NH₄⁺, das amostras coletadas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental.

5.4.1 Temperatura

A temperatura afeta diretamente a velocidade da fotossíntese e do metabolismo dos microrganismos que, como consequência apresentam influência na eficiência do tratamento em lagoas de estabilização.

A Figura 3 ilustra o comportamento da temperatura ambiente durante os 220 dias de monitoramento da série de lagoas de estabilização. A medição da temperatura foi realizada às 10 horas da manhã, próximo a superfície do sistema experimental.

Observando-se a Figura 3, pode-se constatar que a temperatura ambiente apresentou variações no decorrer do monitoramento, como temperaturas mais elevadas durante os 100 primeiros dias, uma vez que a estação do ano, neste período, era o verão, atingindo temperatura ambiente máxima de 32 °C. No decorrer do monitoramento, a tendência apresentada pela temperatura foi de decréscimo, com temperatura ambiente mínima de 23,6 °C, tendo em vista iniciar-se a estação do outono. Para todo o período monitorado, a temperatura ambiente média foi de 27,9 °C.

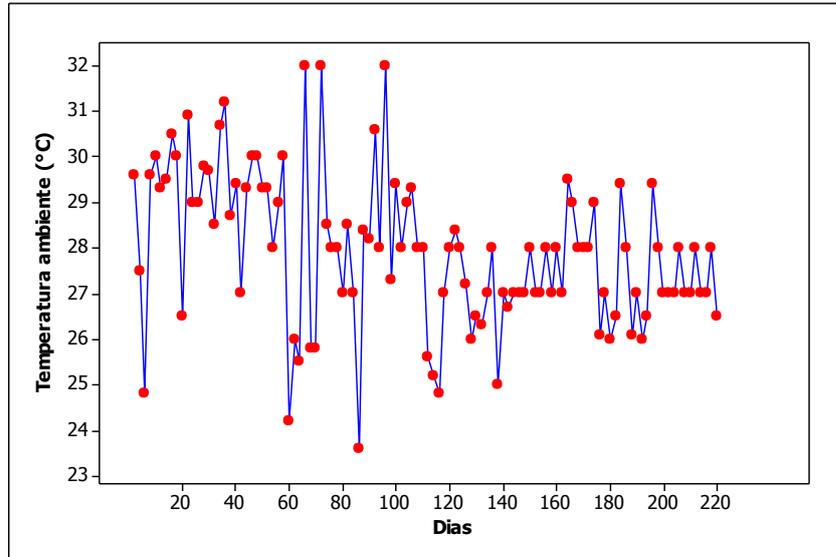


FIGURA 3 - Comportamento da temperatura ambiente durante os 220 dias de monitoramento da série de lagoas de estabilização rasas.

Na Figura 4 são apresentadas as variações de temperaturas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental, a 20 cm da superfície, durante o período de monitoramento.

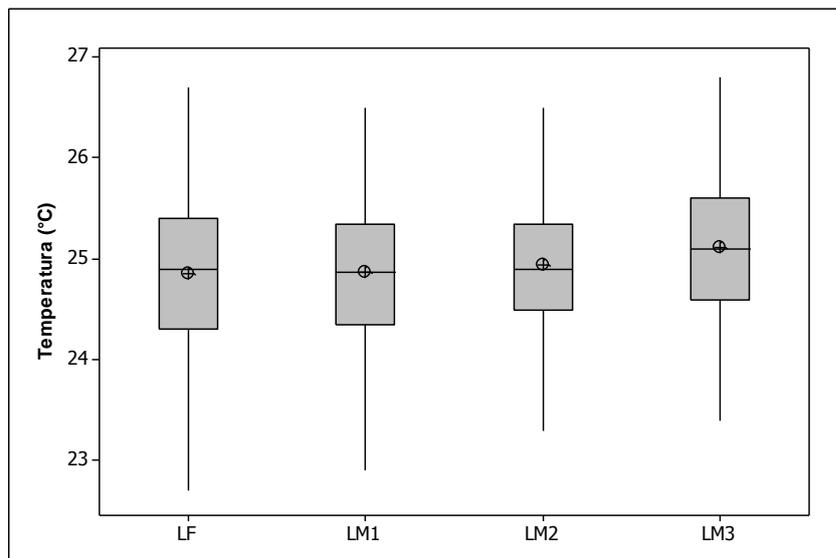


FIGURA 4 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de temperatura obtidos no monitoramento na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Conforme apresentado na Figura 4, a temperatura das 95 amostras monitoradas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental alcançou valores médios de 24,9 °C nas LF, LM1 e LM2 e de 25,1 °C na LM3. As temperaturas para as LF, LM1, LM2 e LM3 alcançaram valores máximos de 26,7; 26,5; 26,5 e 26,8 °C e mínimos de 22,7; 22,9; 23,3 e 23,4 °C, respectivamente.

Para verificar a existência de diferença significativa entre os valores de temperatura apresentadas anteriormente, realizou-se a análise estatística, ANOVA (Tabela 13).

TABELA 13 - ANOVA fator único aplicada aos dados de temperatura na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	4,036171	3	1,34539	2,409	0,066678	2,628
Dentro dos grupos	213,8755	383	0,558422			
Total	217,9117	386				

De acordo com o resultado obtido a partir da aplicação da análise de variância, ANOVA, observa-se que as variações entre as temperaturas na massa líquida das lagoas estabilização, não apresentaram diferenças significativas entre a lagoa facultativa e as lagoas de maturação, sendo o valor de F (2,41) menor do que o valor de F crítico (2,63), demonstrando assim a tendência à uniformidade da temperatura.

5.4.2 Oxigênio dissolvido

O monitoramento do OD na massa líquida da série de lagoas de estabilização é de fundamental importância para determinar as condições do sistema.

A concentração de OD foi monitorada a 20 cm da superfície na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental, durante o período monitorado, sendo seu comportamento apresentado na Figura 5.

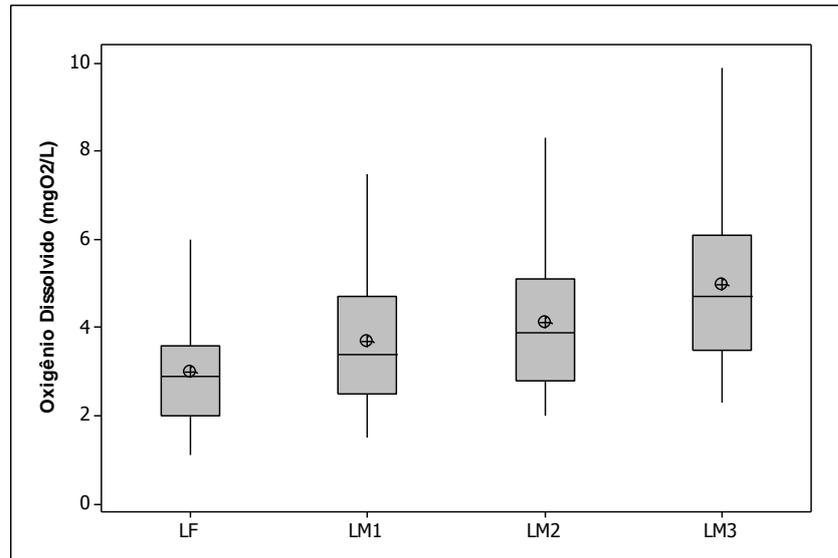


FIGURA 5 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de oxigênio dissolvido obtidos no monitoramento na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Analisando a Figura 5, para as 95 amostras monitoradas na massa líquida de cada lagoa do sistema experimental. O OD alcançou valores máximos de 6; 7,5; 8,3 e 9,9 mg.L⁻¹, mínimos de 1,1; 1,5; 2; 2,5 mg.L⁻¹ e médios de 3; 3,7; 4,1 e 5 mg.L⁻¹, para as LF, LM1, LM2 e LM3, respectivamente.

Destaca-se que para a LF ocorrerá maior consumo de OD, pelos microrganismos para a degradação da matéria orgânica, explicando possivelmente os menores valores de OD na massa líquida, já para as LM1, LM2 e LM3, possivelmente ocorrerá a geração de condições desfavoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos, devido ao elevado pH e penetração de radiação ultravioleta no meio líquido, fazendo com que o consumo de OD seja reduzido e que, por outro lado, ocorra produção mais intensificada, uma vez que as algas são favorecidas por estas condições.

Tendo em vista determinar a existência de diferença significativa entre as concentrações de OD na massa líquida da série de lagoas de estabilização, o conjunto de dados obtidos no monitoramento foram submetidos à análise de variância (ANOVA), (Tabela 14).

TABELA 14 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de oxigênio dissolvido da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	197,0675708	3	65,68919028	29,465	0,000	2,628
Dentro dos grupos	838,2480974	376	2,229383238			
Total	1035,315668	379				

Ao realizar a ANOVA, para os dados de OD na massa líquida da série de lagoas de estabilização (Tabela 14), verificou-se a existência de diferença significativa, uma vez que o valor de F (29,5) foi maior do que o valor de F crítico (2,63). Devido apresentar diferença significativa, foi realizado o teste de Tukey, (Tabela 15).

TABELA 15 - Teste de Tukey para os dados de oxigênio dissolvido na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Lagoa facultativa	95	2,985	A
Lagoa de maturação 1	95	3,673	B
Lagoa de maturação 2	95	4,130	B
Lagoa de maturação 3	95	4,967	C

Com base nos resultados obtidos, após submeter os dados de OD ao teste de Tukey, na Tabela 15, observou-se a existência de três grupos distintos. No caso da LF e da LM3, foram gerados grupos isolados, sendo eles o grupo A e o grupo C, respectivamente, quanto as LM1 e LM2, não houve diferença significativa entre as mesmas, apresentando comportamentos semelhantes e como consequência enquadraram-se no grupo B.

5.4.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

O monitoramento do pH é de fundamental importância, para se conhecer o comportamento do sistema de lagoas de estabilização, uma vez que valores elevados afetam a atividade enzimática e a solubilidade de determinados compostos químicos, influenciando diretamente na atuação das bactérias, bem como propiciando a elevação da atividade fotossintética das algas, haja vista ocorrer a dissociação dos íons bicarbonato (HCO_3^-) em CO_2 e radical hidroxila (OH^-). Os valores elevados de pH estão associado diretamente à conversão do íon amônio em gás amônia e conseqüentemente ao processo de dessorção de nitrogênio.

A Figura 6, representada pelo gráfico Box Plot, apresenta distribuição dos dados do comportamento do pH para as 65 amostras coletadas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental.

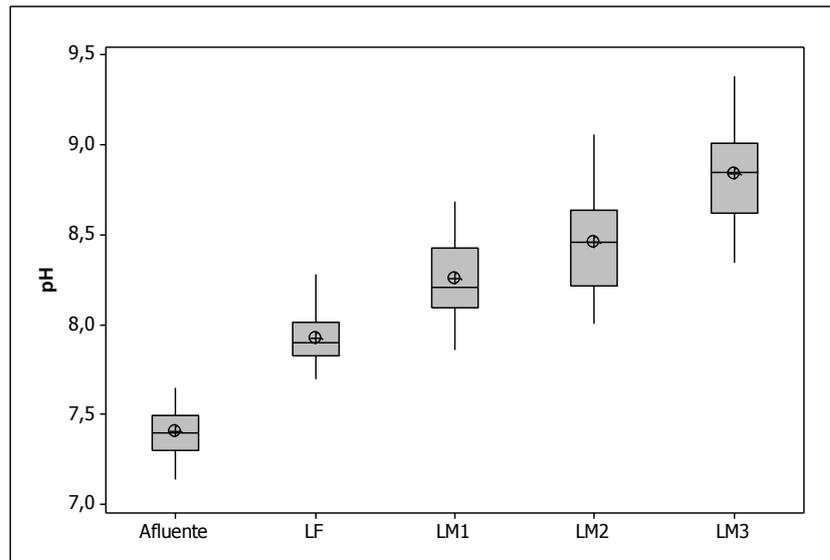


FIGURA 6 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidos no monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Pode-se constatar, ao analisar a Figura 6, que os dados de pH das 65 amostras coletadas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental, obteve valores máximos de 7,7; 8,3; 8,7; 9,1 e 9,4, mínimos de 7,1; 7,7; 7,9; 8,0 e 8,4 e médios de 7,4; 7,9; 8,3; 8,5 e 8,9, para o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3, respectivamente.

Observou-se que o pH médio do afluente da série de lagoas de estabilização, apresentou valor de 7,4, encontrando-se próximo a neutralidade e favorecendo o desempenho do processo biológico.

A elevação no valor do pH, com o percorrer do efluente ao longo da série de lagoas de estabilização, está associado à atividade das algas que, através da fotossíntese, consomem o CO_2 presente no meio líquido, utilizando-o para o seu crescimento e liberando radicais OH^- , fazendo com que o pH do meio líquido eleve-se.

A lagoa de maturação 3 gerou um efluente que apresentou características alcalinas, alcançando valor médio de pH de 8,9 esse valor pode ser justificado pela elevada atividade fotossintética nas lagoas.

Em relação à destinação do efluente final da série de lagoas de estabilização, pode-se destacar que o valor médio de pH de 8,9 encontra-se dentro dos padrões

(valor de pH entre 5 a 9) estabelecido pelo CONAMA 430/2011, para lançamento em corpos aquáticos.

Os dados de pH obtidos para o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 durante o período de monitoramento da série de lagoas de estabilização. foram submetidos à análise de variância (ANOVA), (Tabela 16).

TABELA 16 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de pH na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	76,73731479	4	19,1843287	461,039	0,000	2,399
Dentro dos grupos	13,31552911	320	0,041611028			
Total	90,0528439	324				

Observou-se, na Tabela 16, que os resultados de pH demonstraram a existência de diferença significativa entre a massa líquida da série de lagoas de estabilização, uma vez que o F (461) foi maior que o valor do F crítico (2,4). Devido apresentar essa diferença significativa, os mesmos foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 17).

TABELA 17 - Teste de Tukey para os dados de pH na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	65	7,41	A
Lagoa facultativa	65	7,93	B
Lagoa de maturação 1	65	8,26	C
Lagoa de maturação 2	65	8,42	D
Lagoa de maturação 3	65	8,83	E

Analisando os resultados obtidos após submeter os dados de pH ao teste de Tukey, apresentado na Tabela 17, observou-se que existe diferença significativa nos dados de pH dos resíduos líquidos produzidos pela série de lagoas, haja vista, os resultados advindos da aplicação do teste de Tukey gerarem cinco diferentes grupos (A,B,C,D e E).

5.4.4 Alcalinidade total

A alcalinidade é constituída por espécies químicas que poderão contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH. Geralmente as espécies químicas mais presente nas águas residuárias são os íons HCO_3^- , carbonatos (CO_3^{2-}) e OH^- .

Na Figura 7 são apresentados os dados do comportamento da alcalinidade das 65 amostras coletadas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental, durante o período de monitoramento.

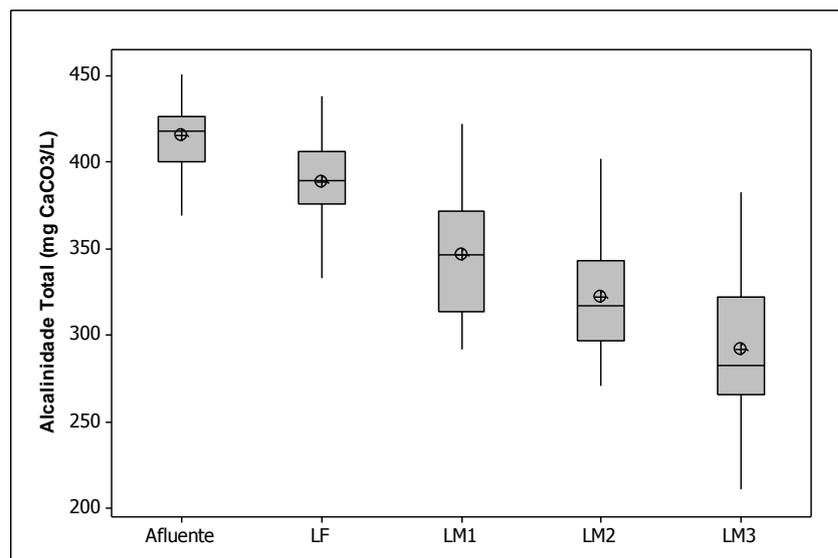


FIGURA 7 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de alcalinidade total obtidos no monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

No que se refere à Figura 7, pode-se constatar que houve decréscimo na concentração de alcalinidade na massa líquida ao passar pelo tratamento na série de lagoas de estabilização. Observa-se ainda, que a alcalinidade média afluente era de $418 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, passando a $292 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ na LM3, obtendo eficiência de redução média de 30%, durante os 220 dias de monitoramento.

Segundo Lima (2010), ao utilizar um sistema de lagoas de estabilização rasas, constituída por uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação, para tratar o substrato da mistura de águas residuárias com 1 % lixiviado de aterro sanitário, que passou por dessorção de NH_4^+ , obteve redução de 45 % de alcalinidade, a partir de afluente com concentração de alcalinidade de $454 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Na Tabela 18, são apresentados os resultados da análise estatística, ANOVA, para os valores de alcalinidade do afluente, LF, LM1, LM2 e LM3, durante o período de monitoramento na massa líquida das lagoas de estabilização.

TABELA 18 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de alcalinidade total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	645583,8361	4	161395,959	182,146	0,000	2,399
Dentro dos grupos	283545,9273	320	886,0810228			
Total	929129,7634	324				

Após a aplicação da ANOVA, para os dados da alcalinidade na massa líquida nas lagoas de estabilização, observou-se a partir do resultado que alcalinidade apresentou diferença significativa, uma vez que o valor do F (182) foi superior ao valor de F crítico (2,4). Devido a diferença encontrada nos dados da alcalinidade referente as amostras da série de lagoas de estabilização, os resultados foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 19).

TABELA 19 - Teste de Tukey para os dados de alcalinidade total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	65	417,58	A
Lagoa facultativa	65	389,55	B
Lagoa de maturação 1	65	346,34	C
Lagoa de maturação 2	65	322,17	D
Lagoa de maturação 3	65	291,89	E

Ao analisar o resultado obtido após submeter os dados de AT ao teste de Tukey na Tabela 19, observou-se que o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3, apresentaram diferença significativa, uma vez que foram gerados cinco diferentes grupos (A, B, C, D e E).

5.4.5 Ácidos graxos voláteis

Neste trabalho, os AGV apresentaram a mesma tendência da alcalinidade, porém sua redução, observada ao longo da série de lagoas de estabilização, está relacionada ao aumento do pH da massa líquida, favorecendo a volatilização de alguns ácidos juntamente com N-NH_4^+ .

Na Figura 8 são apresentados os dados do comportamento do AGV das 65 amostras coletadas na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental durante o monitoramento.

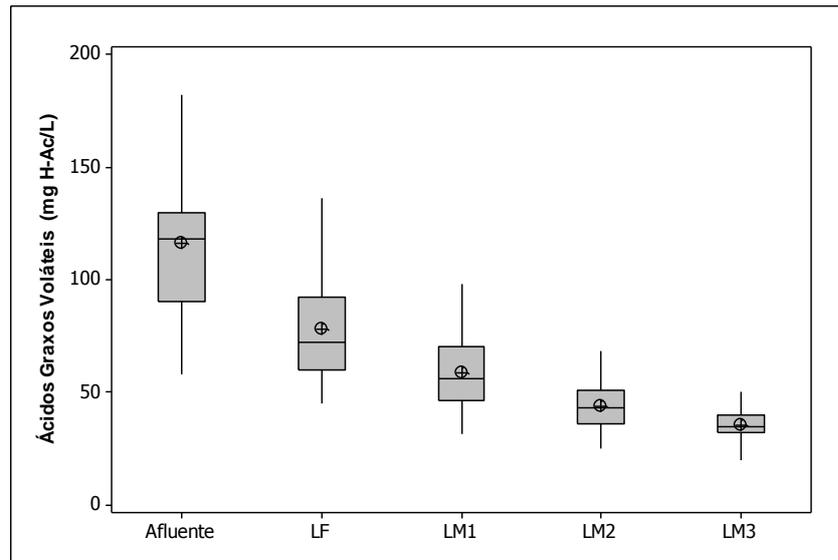


FIGURA 8 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de ácidos graxos voláteis obtidos no monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Observa-se na Figura 8, que a concentração média do AGV afluente foi de 116 mgHAc.L^{-1} e no efluente da LM3, 36 mgHAc.L^{-1} , com eficiência média de redução de 69 %.

Os valores de AGV obtidos a partir do monitoramento da massa líquida na série de lagoas de estabilização foram submetidos à ANOVA, (Tabela 20).

TABELA 20 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de ácidos graxos voláteis na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	269258,1189	4	67314,52973	191,186	0,000	2,399
Dentro dos grupos	112668,7686	320	352,0899019			
Total	381926,8875	324				

Analisando os dados apresentados na Tabela 20, constatou-se que a massa líquida da série de lagoas de estabilização, para o AGV, obteve o valor de F (191) foi

superior ao F crítico (2,4), cujo resultado demonstrou a existência de diferença significativa entre os dados analisados. Com objetivo de determinar essa diferença, os resultados foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 21).

TABELA 21 - Teste de Tukey para os dados de ácidos graxos voláteis na massa líquida da série de lagoas de estabilização.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	65	116,43	A
Lagoa facultativa	65	77,97	B
Lagoa de maturação 1	65	58,99	C
Lagoa de maturação 2	65	43,89	D
Lagoa de maturação 3	65	35,67	D

Observando-se os resultados obtidos após o teste de Tukey na Tabela 21, pode-se constatar que foram gerados quatro grupos distintos quanto aos dados de AGV. No caso do afluente, LF e LM1 geraram três diferentes grupos, sendo eles os grupos A, B e C, respectivamente, em relação ao LM2 e LM3, não houve diferença significativa entre si, apresentando comportamentos semelhantes e, como consequência, enquadraram-se no grupo D.

5.4.6 Demanda química de oxigênio

A DQO enquadra-se como um dos indicadores considerados de fundamental importância para o processo de tratamento biológico de resíduos, haja vista poder expressar o quantitativo de matéria orgânica passível a biodegradação.

Foram coletadas 65 amostras na massa líquida para cada lagoa do sistema experimental durante o monitoramento e realizadas as análises dos parâmetros de DQO_{Total} e DQO_{Filtrada}.

O comportamento da variação da concentração de DQO_{Total} na série de lagoas de estabilização é ilustrado na Figura 9.

Na Figura 9, observou-se que a concentração média da DQO_{Total} no afluente foi de 636 mg.L⁻¹, passando a 326 mg.L⁻¹ na LM3, a partir desses valores pode-se constatar que a série de lagoas de estabilização apresentou eficiência de remoção de 49 %, com carga superficial aplicada de 320kgDBO₅/ha.dia.

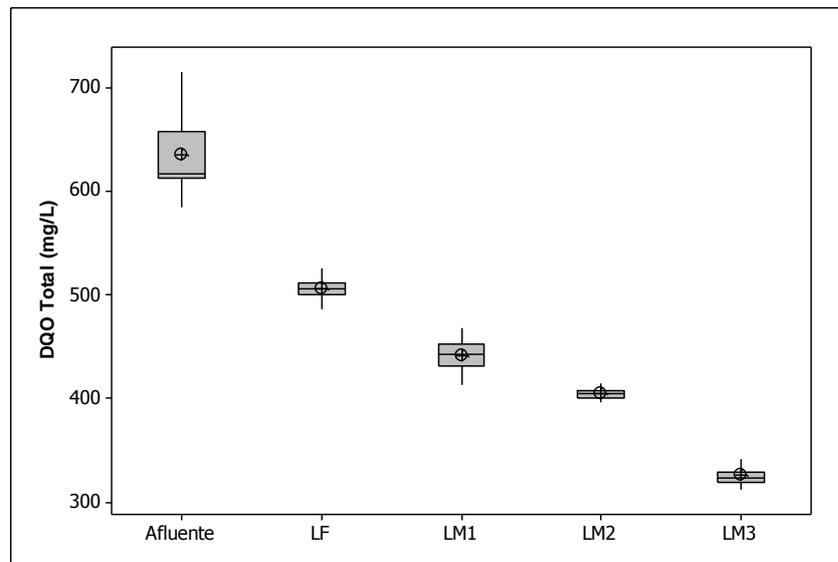


FIGURA 9 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO_{Total} obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.

Lima (2010) e Torquato (2010), tratando substrato da mistura de águas residuárias com lixiviado de aterro sanitário utilizando sistema de lagoas de estabilização rasas compostas por uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação, obtiveram reduções, de DQO_{Total}, de 54 % e 19 %, respectivamente.

Os resultados de DQO_{Total}, obtidos a partir do monitoramento da massa líquida ao longo da série de lagoas de estabilização, foram submetidos à análise variância, ANOVA, (Tabela 22).

TABELA 22 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de demanda química de oxigênio total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	3540456,663	4	885114,1659	2602,694	0,000	2,310
Dentro dos grupos	108824,3608	320	340,0761274			
Total	3649281,024	324				

De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, constatou-se que, para a DQO_{Total} da massa líquida da série de lagoas de estabilização, ocorreram diferenças significativas, uma vez que o valor do F (2603) ser maior que o valor de F crítico (2,4). Os resultados de DQO_{Total} foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 23).

De acordo com os resultados obtidos pelo teste de Tukey, após submeter os dados de DQO_{Total} na Tabela 23, observou-se que o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 apresentaram diferença significativa, uma vez que foram gerados cinco diferentes grupos (A,B,C,D e E).

TABELA 23 - Teste de Tukey para os dados de demanda química de oxigênio total na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	65	635,88	A
Lagoa facultativa	65	506,96	B
Lagoa de maturação 1	65	441,54	C
Lagoa de maturação 2	65	405,29	D
Lagoa de maturação 3	65	325,68	E

A Figura 10 apresenta o comportamento da DQO_{Filtrada} na massa líquida na série de lagoas de estabilização.

Com relação aos dados de DQO_{Filtrada} , apresentados na Figura 10, observou-se que o valor médio afluente foi de 226 mg.L^{-1} , passando a obter, 118 mg.L^{-1} na LM3, a partir dessa remoção pode-se constatar que a série de lagoas de estabilização apresentou eficiência de remoção de 48 %, durante os 220 dias de monitoramento.

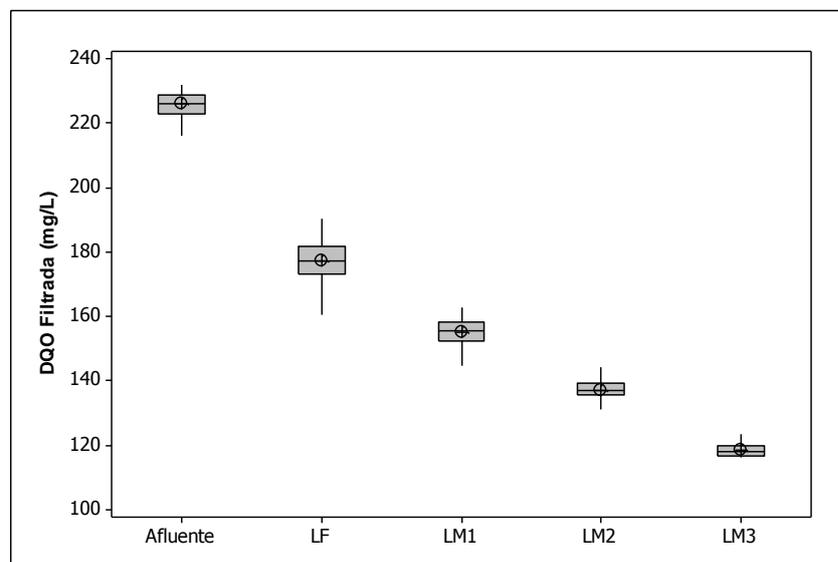


FIGURA 10 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO_{Filtrada} obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.

Na Tabela 24, são apresentados os resultados da análise de variância, ANOVA, para os dados de DQO_{Filtrada} , obtidos a partir do monitoramento da massa líquida da série de lagoas de estabilização, tendo em vista verificar a existência de diferença significativa entre os pontos de amostragem.

TABELA 24 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de demanda química de oxigênio filtrada na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	447924,5578	4	111981,1394	6218,619929	0,000	2,399864555
Dentro dos grupos	5762,366092	320	18,00739404			
Total	453686,9239	324				

De acordo com os resultados da DQO_{Filtrada} para a massa líquida da série de lagoa de estabilização (Tabela 24), constatou-se a existência de diferença significativa, entre os dados analisados, porque o valor do F (6219) foi superior ao F crítico (2,4). Com objetivo de determinar essas diferenças os resultados de DQO_{Filtrada} foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 25).

TABELA 25 - Teste de Tukey para os dados de demanda química de oxigênio filtrada na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	65	225,89	A
Lagoa facultativa	65	177,28	B
Lagoa de maturação 1	65	155,25	C
Lagoa de maturação 2	65	137,10	D
Lagoa de maturação 3	65	118,27	E

Analisando os resultados obtidos após submeter os dados de DQO_{Filtrada} ao teste de Tukey na Tabela 25, observou-se que o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 apresentaram diferença significativa, uma vez que foram gerados cinco diferentes grupos (A, B, C, D e E).

5.4.7 Demanda bioquímica de oxigênio

A DBO_5 corresponde à quantidade de matéria orgânica presente no esgoto sanitário que é passível de degradação biológica, ou seja, por ação microbiana, e constitui um dos principais indicadores para o tratamento de águas residuárias, pois é utilizado na determinação das cargas superficiais ou volumétricas que serão aplicadas ao sistema, bem como a sua redução deve atender rigorosamente aos padrões ambientais de lançamento em corpos aquáticos ou reuso agrícola.

O comportamento da DBO_5 , na massa líquida da série de lagoas de estabilização, é apresentado na Figura 11.

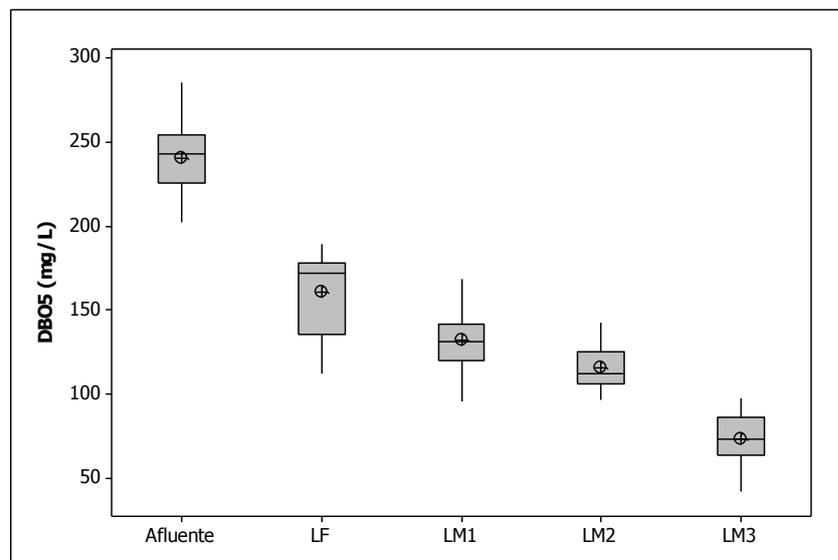


FIGURA 11 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de DBO_5 obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.

Analisando os dados de DBO_5 , realizados nas 65 amostras coletadas durante o monitoramento do sistema experimental, apresentados na Figura 11, verificou-se o comportamento decrescente da DBO_5 na massa líquida ao longo da série de lagoas de estabilização, sendo encontrados valores de DBO_5 médios para o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 de 241, 161, 132, 116 e 74 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

Observa-se que o valor médio afluente foi de 241 mg.L⁻¹, obtendo na LM3, 74 mg.L⁻¹, onde constata-se eficiência de 69 %, durante o tratamento do efluente ao longo da série de lagoas de estabilização, tal comportamento ocorre devido à atuação dos microrganismos na parcela biodegradável da matéria orgânica do substrato.

Para que o efluente possa ser descartado em corpo aquático, este deve obedecer aos padrões estabelecidos pelo o CONAMA 430/2011, onde o valor máximo de DBO₅ é de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60 % de DBO₅ ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Pode-se destacar que na série de lagoas de estabilização foi produzido efluente final com concentração média de DBO₅ de 74 mg.L⁻¹, que se encontra dentro dos padrões estabelecido anteriormente.

Os resultados obtidos a partir do monitoramento da massa líquida da série de lagoa de estabilização, em relação a DBO₅, foram submetidos à ANOVA, (Tabela 26).

TABELA 26 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de demanda bioquímica de oxigênio na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	GL	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	542492,781	4	135623,2	434,8548	0,000	2,424815
Dentro dos grupos	53019,8659	170	311,8816			
Total	595512,646	174				

Analisando os resultados obtidos da DBO₅ na massa líquida da série de lagoas de estabilização, apresentados na Tabela 26, pode-se constatar a existência de diferenças significativas entre os dados analisados, uma vez que o valor de F (435) foi superior ao valor de F crítico (2,4). Analisando os resultados observou-se a

existência de diferença entre os pontos monitorados na série de lagoas de estabilização, os dados DBO_5 foram submetidos ao teste de Tukey, (Tabela 27).

TABELA 27 - Teste de Tukey para os dados de demanda bioquímica de oxigênio na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	35	240,86	A
Lagoa facultativa	35	161,08	B
Lagoa de maturação 1	35	132,39	C
Lagoa de maturação 2	35	116,25	D
Lagoa de maturação 3	35	73,82	E

De acordo com os resultados obtidos após submeter os dados de DBO_5 ao teste de Tukey na Tabela 27, observou-se que o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 apresentaram diferenças entre os pontos de amostragem, uma vez que foram gerados cinco diferentes grupos (A,B,C,D e E).

5.4.8 Nitrogênio amoniacal

A digestão anaeróbia dos resíduos sólidos presentes nos aterros produz lixiviado com elevada concentração de N-NH_4^+ . Frente a esta característica, a aplicação de tratamento biológico do lixiviado é dificultada, uma vez que sua alta concentração de N-NH_4^+ torna-se tóxica aos microrganismos presentes no sistema de tratamento.

A Figura 12 apresenta o comportamento do N-NH_4^+ , nas amostras 65 amostras coletadas na massa líquida em cada lagoa do sistema experimental.

Analisando a Figura 12, pode-se constatar o comportamento decrescente da concentração de N-NH_4^+ na massa líquida das lagoas de estabilização. Ao longo do

monitoramento do afluente, LF, LM1, LM2 e LM3, foram encontrados valores de N-NH_4^+ máximos de 92, 64, 52, 35 e 21 mgN.L^{-1} , mínimos de 61, 37, 22, 12, e 3 mgN.L^{-1} e médios de 77, 50; 35; 23 e 11 mgN.L^{-1} , respectivamente.

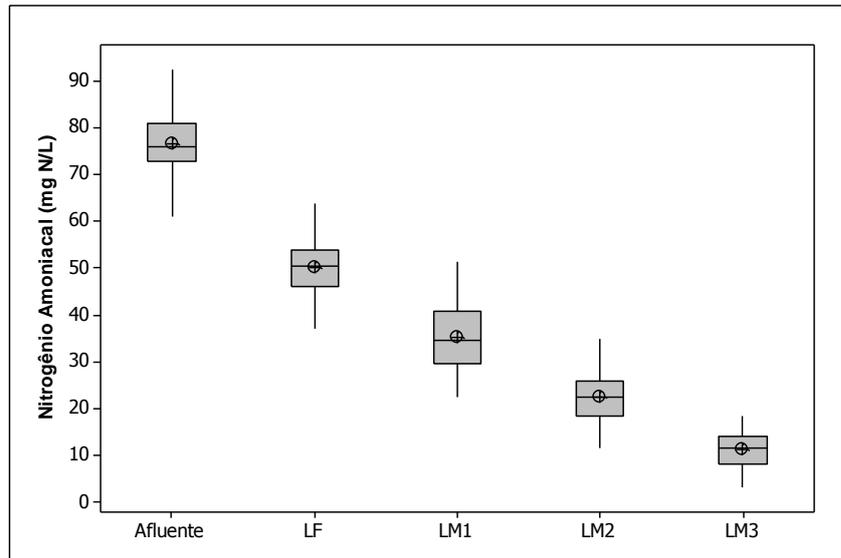


FIGURA 12 - Gráfico BOX PLOT de distribuição dos valores de ácidos graxos voláteis obtidos no monitoramento da massa líquida nas lagoas de estabilização rasas.

A concentração do N-NH_4^+ apresentou tendência de decaimento, tendo valor médio afluente de 77 mgN.L^{-1} passando a produzir efluente final com concentração de 11 mgN.L^{-1} , com eficiência de remoção de 86 %. Esta eficiência está associada ao processo de dessorção, favorecido com a elevação do pH e a baixa profundidade das lagoas.

Quanto ao lançamento de efluente em corpos aquáticos, de acordo com o CONAMA 430/2011, o efluente da série de lagoas de estabilização com nitrogênio de 11 mgN.L^{-1} , encontra-se abaixo do valor adotado como limite máximo estabelecido de nitrogênio amoniacal total que é de 20,0 mg N.L^{-1} .

Os dados de N-NH_4^+ obtidos a partir do monitoramento da massa líquida das lagoas de estabilização foram submetidos à ANOVA, com nível de significância de 0,05 (Tabela 28).

Analisando os dados apresentados na Tabela 28, pode-se constatar a existência de diferença significativa entre os pontos de amostragem do sistema de

lagoas de estabilização, uma vez que o valor de F (559,5) foi superior ao valor de F crítico (2,43).

TABELA 28 - ANOVA de fator único aplicada aos dados de nitrogênio amoniacal na massa líquida da série de lagoas de estabilização rasas.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	Valor-P	F crítico
Entre grupos	88438,87	4	22109,72	559,5368	0,000	2,42644
Dentro dos grupos	6519,863	165	39,51432			
Total	94958,73	169				

Objetivando diagnosticar a existência de diferenças significativas na série de lagoas de estabilização, o resultado da ANOVA foi aplicado o teste de Tukey, (Tabela 29).

TABELA 29 - Teste de Tukey para os dados de nitrogênio amoniacal na massa líquida na série de lagoas de estabilização rasas.

Condição	N	Média	Grupo
Afluente	34	76,68	A
Lagoa facultativa	34	50,14	B
Lagoa de maturação 1	34	35,25	C
Lagoa de maturação 2	34	22,48	D
Lagoa de maturação 3	34	11,24	E

Analisando-se os dados de $N-NH_4^+$ apresentados na Tabela 29, após realizado o teste de Tukey, constatou-se que o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3

apresentaram diferenças significativas quando comparada entre elas, uma vez que foram gerados cinco diferentes grupos (A, B,C,D e E).

5.5 DETERMINAÇÃO DAS CONSTANTES CINÉTICAS DE DECAIMENTO E MODELOS CINÉTICOS DE DECAIMENTO

Para avaliar o desempenho dos processos biológicos, foi utilizada a constante cinética de decaimento (k) que, no caso deste estudo, irá avaliar a biodegradibilidade para os parâmetros de DQO_{Total} , $DQO_{Filtrada}$, DBO_5 e $N-NH_4^+$ para o intervalo de tempo de 17 dias, correspondendo ao TDH da série de lagoas de estabilização. Quanto maior for o valor dessa constante, maior será a remoção para o parâmetro estudado.

Para a determinação da constante de decaimento faz-se uso da cinética de primeira ordem (Equação 4). Após a obtenção das constantes de decaimento, foram gerados modelos cinéticos de decaimento. Com o auxílio desses modelos, podem-se estimar valores teóricos desses parâmetros, para um determinado tempo, bem como quanto tempo seria necessário para remover determinada concentração do parâmetro analisado.

$$S_{(t)} = S_{(0)} \cdot e^{-kt} \quad (4)$$

Sendo:

$S_{(t)}$: concentração final do indicador estudado;

$S_{(0)}$: concentração inicial do indicador estudado;

k : constante cinética de decaimento;

t : tempo.

Na Tabela 30, são apresentados as constantes e os modelos cinéticos para os indicadores DQO_{Total}, DQO_{Filtrada}, DBO₅ e N-NH₄⁺.

TABELA 30 - Constantes e modelos cinéticos de decaimento dos parâmetros DQO_{Total}, DQO_{Filtrada}, DBO₅ e N- NH₄⁺.

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Constante k (dia ⁻¹)	Modelo Cinético
DQO _{Total}	$3,936 \times 10^{-2}$	$DQO_{Total(t)} = DQO_{Total(0)} \times e^{-0,03935t}$
DQO _{Filtrada}	$3,8065 \times 10^{-2}$	$DQO_{Filtrada(t)} = DQO_{Filtrada(0)} \times e^{-0,038065t}$
DBO ₅	$6,956 \times 10^{-2}$	$DBO_{5(t)} = DBO_{5(0)} \times e^{-0,06956t}$
N-NH ₄ ⁺	$1,134 \times 10^{-1}$	$NH_{4(t)} = NH_{4(0)} \times e^{-0,1134t}$

Após analisar os dados da Tabela 30, pode-se constatar que, de acordo com os valores da constante k, observou-se que o maior valor apresentado foi para o parâmetro de N-NH₄⁺ ($1,134 \times 10^{-1}$ dia⁻¹), correspondendo ao indicador que será removido mais rapidamente, dentre os parâmetros estudados.

Com o auxílio dos modelos obtidos, pode-se determinar qual seria o tempo de tratamento necessário para adequação do efluente do sistema, aos padrões de reuso agrícola proposto pelo CONAMA 430/2011.

De acordo com os modelos cinéticos, para a obtenção da concentração de DBO₅ de 120 mg.L⁻¹, seriam necessários 10 dias de tratamento, e para o parâmetro de N-NH₄⁺, seriam necessários 12 dias de tratamento, fazendo-se uso das mesmas características operacionais (vazão, TDH e carga superficial aplicada) que os usados neste estudo. Com isso, poder-se-ia reduzir a área ocupada por uma lagoa de maturação (TDH necessário de 4,25 dias), que ainda assim o efluente produzido no tratamento se enquadraria aos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/2011, reduzindo os gastos com a construção e instalação do sistema experimental.

5.6 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS PARÂMETROS MONITORADOS DOS PERFIS REALIZADOS NA SÉRIE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Para melhor compreensão, a respeito do comportamento das lagoas de estabilização rasas, foram realizados dois perfis, um com 12 horas, realizado em Janeiro de 2012, e o outro com 24 horas, realizado em Maio de 2012, ambos com intervalos de amostragem de 1 hora, objetivando analisar as alterações nas variáveis pH, temperatura, OD e radiação ultravioleta, na massa líquida da série de lagoas de estabilização.

5.6.1 Avaliação do comportamento da temperatura ambiente, radiação ultravioleta e pH durante a realização do perfil de 12 horas

O perfil teve início às 6 horas da manhã e término às 18 horas do mesmo dia, compreendendo 12 horas. Foram realizadas determinações de pH na série de lagoas de estabilização, juntamente com o monitoramento da radiação ultravioleta e temperatura ambiente em intervalos de uma hora, o que totalizou 12 determinações para cada variável.

O perfil foi realizado em um dia ensolarado e de pouca nebulosidade, sendo as variações da temperatura ambiente e da radiação ultravioleta, apresentadas na Figura 13.

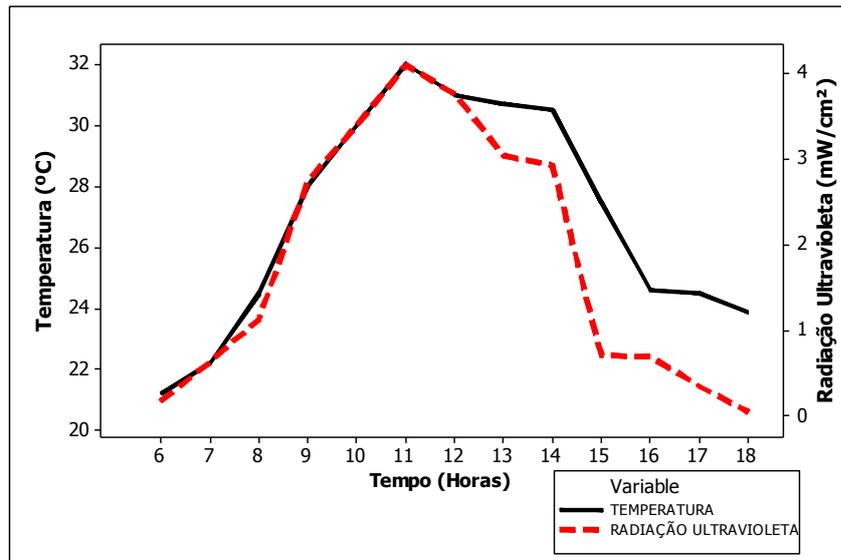


FIGURA 13 - Variação temporal da temperatura ambiente e da radiação ultravioleta durante o perfil de 12 horas.

Observou-se na Figura 13, que a incidência de radiação ultravioleta aumentou das 6 horas às 11 horas da manhã, sofrendo decréscimo nos seus valores até às 18 horas. O valor máximo da radiação ultravioleta foi $4,1 \text{ mW/cm}^2$ obtido às 11 horas. Observa-se ainda que durante o monitoramento do perfil de 12 horas a temperatura ambiente variou, sendo constatado como valor mínimo $21,2 \text{ }^\circ\text{C}$, máximo de $32 \text{ }^\circ\text{C}$ e médio de $27 \text{ }^\circ\text{C}$.

Ao analisar a variação temporal, pode-se concluir que os dados obtidos para radiação ultravioleta e temperatura ambiente têm relação entre si e afetam diretamente a atividade fotossintética das algas, bem como a atividade metabólica das bactérias, tendo como consequência a obtenção de melhores resultados quanto ao tratamento do substrato.

Com o objetivo de verificar a influência da temperatura ambiente e a radiação ultravioleta sobre o pH, foi determinado o comportamento do pH na massa líquida da série de lagoas de estabilização (Figura 14). Para o monitoramento do pH, foram coletadas amostras a 20 cm da superfície na massa líquida em cada lagoa do sistema experimental, sendo conduzidas ao laboratório para aferição do pH.

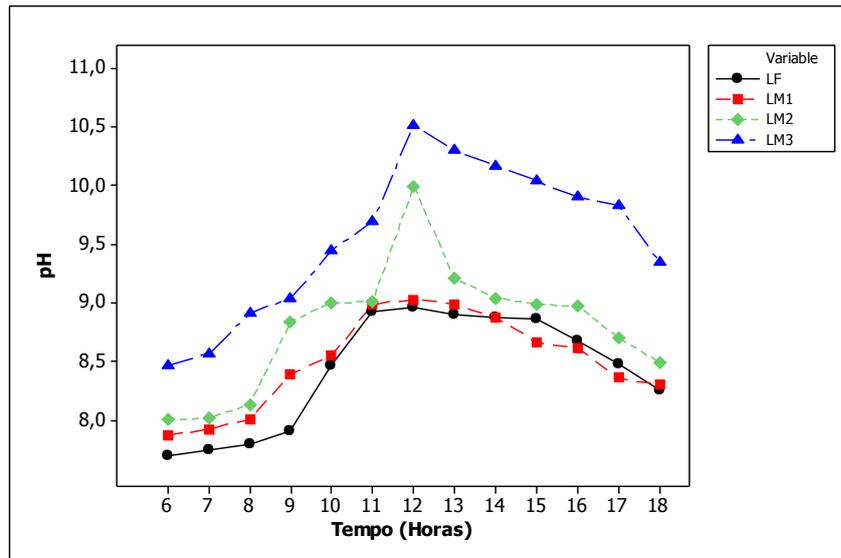


FIGURA 14 - Variação temporal do pH na massa líquida na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 12 horas.

Ao observar a Figura 14, percebe-se que o pH variou temporalmente ao longo da série de lagoas de estabilização. O período em que houve elevação no valor de pH, compreendeu os horários de 8 às 13 horas, após este período, o mesmo decresceu até as 18 horas. O aumento do pH está relacionado com a atividade fotossintética mais intensa, devido o aumento da radiação ultravioleta e consequentemente da temperatura ambiente.

5.6.2 Avaliação do comportamento do pH, OD e temperatura durante a realização do perfil de 24 horas na série de lagoas de estabilização

A realização do segundo perfil, ocorreu através do monitoramento dos indicadores de pH, temperatura (20 cm da superfície) e OD (20 e 50 cm da superfície) na massa líquida das lagoas de estabilização, bem como do monitoramento da temperatura ambiente ao longo das 24 horas.

O perfil teve início às 6 horas da manhã e término às 5 horas da manhã do dia seguinte. Os indicadores foram determinados na massa líquida da série de lagoas

de estabilização em intervalos de uma hora, totalizando 24 dados para cada variável monitorada.

O comportamento do OD na massa líquida na série de lagoas de estabilização a 20 cm da superfície é apresentado na Figura 15.

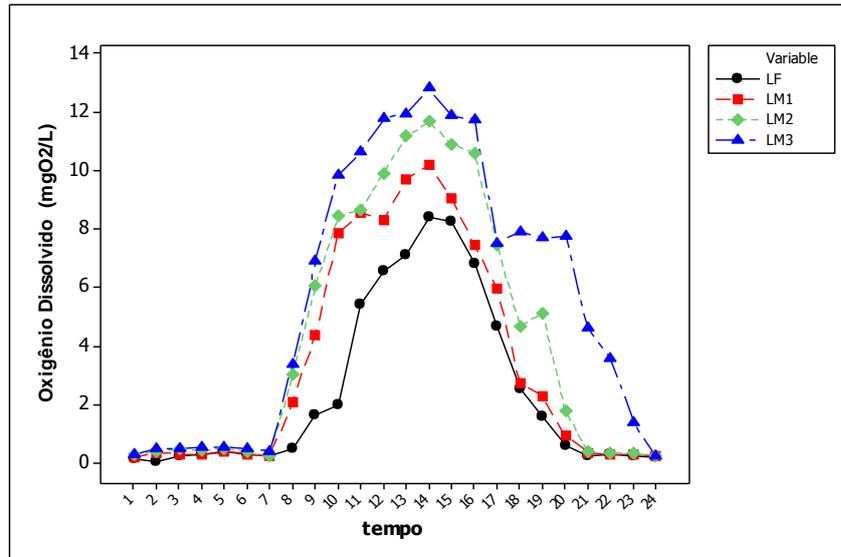


FIGURA 15 – Variação temporal de oxigênio dissolvido, a 20 cm da superfície, na massa líquida na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.

Analisando a Figura 15, observou-se o comportamento crescente do OD entre 9 e 16 horas, a produção máxima, deu-se às 14 horas, chegando a valores de 8,4 mg.L⁻¹ (LF), 10,2 mg.L⁻¹ (LM1), 11,7 mg.L⁻¹ (LM2), 12,8 mg.L⁻¹ (LM3). Pode-se concluir que, neste horário, possivelmente ocorreu maior atividade fotossintética das algas, aumentando o OD e consumindo CO₂.

A Figura 16 apresenta o comportamento do OD a 50 cm da superfície nas quatro lagoas de estabilização.

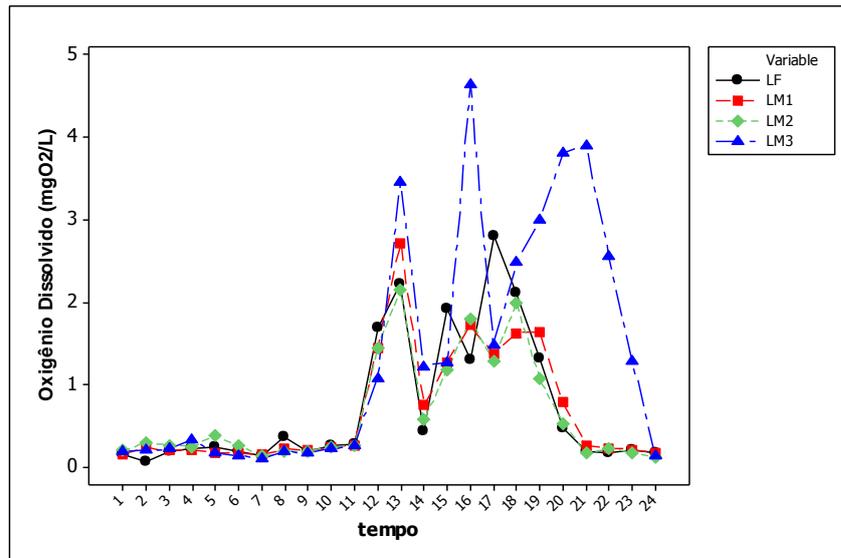


FIGURA 16 – Variação temporal do oxigênio dissolvido a 50 cm da superfície na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.

A tendência do comportamento de OD a 50 cm da superfície da massa líquida das lagoas de estabilização (Figura 16), foi crescente das 12 às 18 horas, tendo sua concentração reduzida a partir das 19 horas, com exceção da LM3 no qual o OD começou a decrescer a partir das 21 horas.

Pode-se concluir que durante o dia, devido às algas promoverem a fotossíntese, a produção de OD foi maior que o consumo, elevando a concentração de OD presente nas lagoas. Durante a noite, o consumo do OD é maior que sua produção, reduzindo sua concentração nesse horário.

A variação de temperatura ambiente durante o perfil de 24 horas é apresentada na Figura 17.

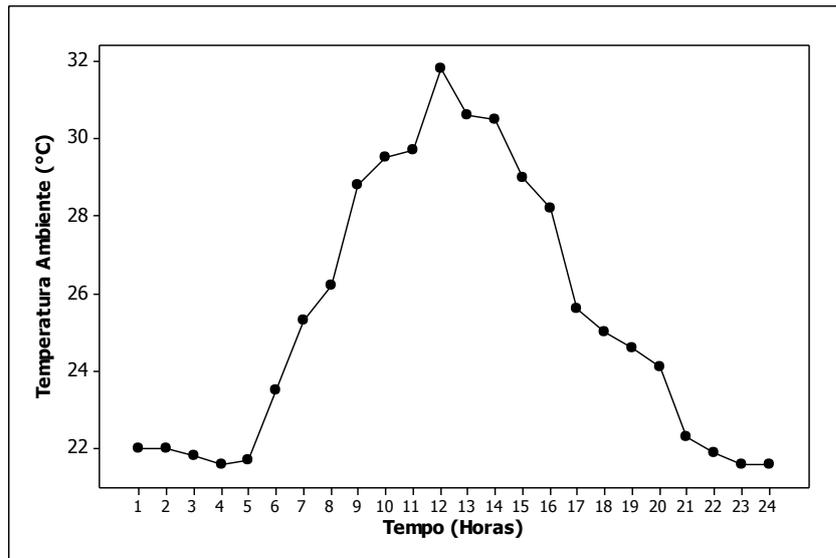


FIGURA 17 – Variação da temperatura ambiente durante o perfil de 24 horas.

Analisando-se a Figura 17, observa-se que a temperatura ambiente apresentou valor médio de 25,4 °C, com valor mínimo de 21,6 °C, entre 23 e 5 horas, e valor máximo de 31,8 °C às 12 horas.

O comportamento da temperatura na massa líquida da série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 18.

Na Figura 18, foi observado que a temperatura da massa líquida a 20 cm da superfície na série de lagoas de estabilização, apresentou comportamento crescente das 7 às 16 horas, sofrendo decréscimo a partir das 17 horas. Esse comportamento ocorre devido às mudanças na temperatura ambiente ao longo do dia. Os valores máximos de temperatura nas quatro lagoas foram obtidos entre as 14 e 15 horas, podendo ser explicados devido à transferência de calor do ambiente para as lagoas que ocorre de forma lenta.

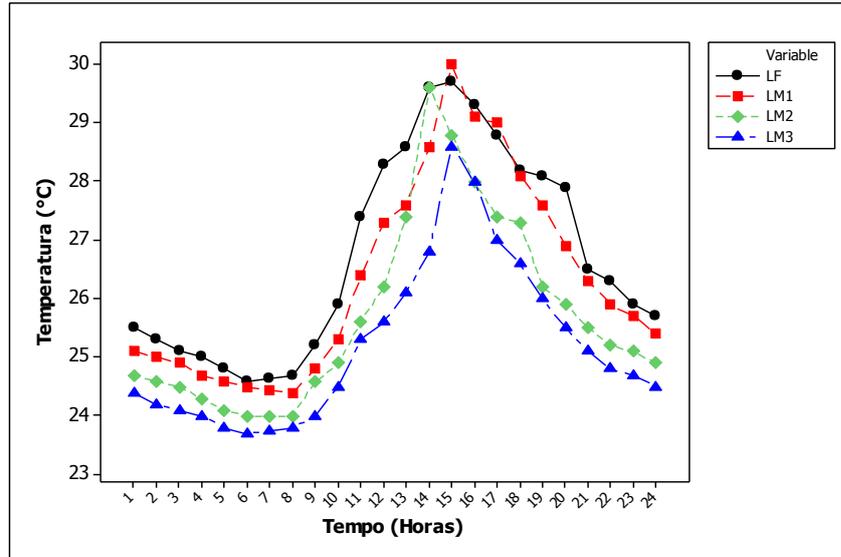


FIGURA 18 - Perfil da temperatura na massa líquida da série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.

A Figura 19, apresenta a variação do pH nas quatro lagoas no período de 24 horas de realização do perfil.

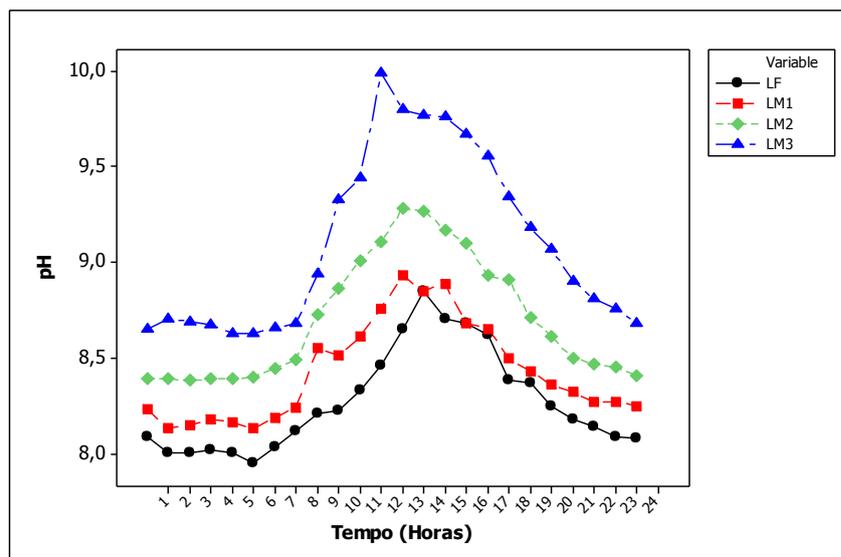


FIGURA 19 - Perfil do temporal do pH massa líquida na série de lagoas de estabilização durante o perfil de 24 horas.

Observa-se na Figura 19, que o pH sofreu variação ao longo das 24 horas de monitoramento nas quatro lagoas, os maiores valores do pH ocorreram entre os horários de 8 e 17 horas, mantendo-se praticamente constante ao longo da noite, demonstrando, assim, a influência existente entre a atividade fotossintética e a variação do pH em cada lagoa. Os valores de pH tenderam a aumentar ao longo das lagoas, tendo seus valores máximos obtidos nos horários entre 11 e 13 horas, sendo eles 8,85 (LF), 8,93 (LM1), 9,28 (LM2), 9,99 (LM3).

6 CONCLUSÕES

Levando em consideração o monitoramento realizado no sistema de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização, pode-se concluir que:

- O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais esgoto sanitário em lagoas de estabilização, constitui-se de alternativa viável e eficiente para o tratamento do lixiviado, favorecendo o seu tratamento por processo biológico.
- A partir dos resultados obtidos com o monitoramento do sistema experimental, pode-se destacar a eficiência do tratamento, com base nos indicadores analisados, obtendo remoções de DQO_{Total} de 49 %, DQO_{Filtrada} de 48 %, DBO₅ de 68%, N-NH₄⁺ de 86%.
- Os valores de OD e pH tiveram o comportamento crescente ao longo da série de lagoas de estabilização, atingindo variação para a LM3 de OD de 5 mg.L⁻¹ e pH de 8,9.
- Com relação aos indicadores, os valores médios de DBO₅, N-NH₄⁺ e pH, encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pelo CONAMA 430/2011, para descarte de efluente de sistema de tratamento de esgoto sanitário em corpos aquáticos.
- A partir da realização do perfil de 12 horas na massa líquida da série de lagoas de estabilização, observou-se que a temperatura ambiente e radiação ultravioleta, apresentaram influência no comportamento do sistema experimental ao longo do dia, refletindo na elevação do pH da massa líquida.
- A partir da realização do perfil de 24 horas na massa líquida da série de lagoas de estabilização, pode-se constatar que os valores indicadores OD, pH e

- temperatura, apresentaram comportamento crescente durante o dia e decrescente durante a noite, devido à influência da temperatura ambiente no sistema experimental.

REFERÊNCIAS

ABBAS, A. A.; GUO, J. S.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S.; **Review on Landfill Leachate Treatments**, American Journal of Applied Sciences v. 6, n. 4, 2009, p. 672-684.

AHMED, N. F., LAN, C. Q.; **Treatment of Landfill Leachate Using Membrane Bioreactors: A Review**, Desalination, v. 287, 2012, p. 41–54.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR - 9648. **Projeto de Redes Coletoras de Esgoto Sanitário**, Rio de Janeiro, ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR – 10.004. **Resíduos Sólidos – classificação**. Rio de Janeiro, ABNT, 2004.

BACELAR, H. A. M.; **Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por Meio de Evaporação Forçada**. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2010, 76 p.

BARROS, H. L.; **Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por Meio de Lisímetros de Grandes Dimensões**, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2004, 112 p.

BOCCHIGLIERI, M.M.; **O Lixiviado dos Aterros Sanitários em Estação de Tratamento dos Sistemas Públicos de Esgotos**. Tese de Doutorado - Pós-graduação de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2010, 230 p.

BOER, E., JEDRCZAK, A., KOWALSKI, Z., KULCZYCKA, J., SZPADT, R.; **A Review of Municipal Solid Waste Composition and Quantities in Poland**, Waste Management, v. 30, 2010, p. 369–377.

BOYLE, W. C.; HAM .R. K.; **Biological Treatment of Landfill Leachate**. Journal of Water Pollution Control Federation, v. 46, n. 5, 1974, p. 860-873.

CASTILHOS, A. B.; FERNANDES, F.; LANGE, L. C.; LOPES, D. D.; COSTA, R. H. R.; SILVA, S. M.; MARTINS, C. L.; FERREIRA, C. F. A.; MORAVIA, W. G.; **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas**. In: GOMES. L. P., (Coord.). PROSAB 5, vol 3.- Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 140 – 171.

CONTRERA, R. C.; **Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários em Sistemas de Reatores Anaeróbios e Aeróbios Operados em Batelada Sequencial**. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2008, 789 p.

FRANCO, R. S. O; **Avaliação da Eficiência do Tratamento Combinado de Lixiviado com Esgoto Doméstico em Estação de Tratamento de Esgoto**. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009, 109 p.

FERREIRA, C. F. A.; CANTANHEDE, A. L. G.; LEITE, V. D.; BILA. D. M.; CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEREIDO, I. C.; MANNARINO, C.M.; SANTOS, A. N.; FRANCO, R. S. O.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário**. In: GOMES. L. P., (Coord.). PROSAB 5, vol 3. - Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 243 – 293.

GHAZY M. M. E.; EL-SENOUSY, W. M.; ABDEL-AATTY, A. M.; KAMEL, M.; **Performance Evaluation of a Waste Stabilization Pond in a Rural Area in Egypt**. American Journal of Environmental Sciences, v. 4, n. 4, 2008, p. 316-326.

GONÇALVES, H. R. R.; SILVEIRA, D. A.; MONTEGGIA, L. O.; BASSEGGIO, G.; MIRANDA, L A.; **Análise do Desempenho de Sistema Integrado, Enfatizando Lagoa de Polimento, Tratando Efluentes Domésticos em Condições de Variações de Temperatura**, 8th IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS. 2nd Latin-American Conference on Waste Stabilization Ponds, Belo Horizonte - MG, Brazil, 2009.

GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIUA, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P.; **Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Stripping, Fenton, SBR, and Coagulation Process**, Journal of Hazardous Materials, vol. 178, n. 1-3, 2010, p 699–705.

HASAR, H., UNSAL, S. A., IPEK, U., KARATAS, S., CINAR, O., YAMAN, C., KINACI, C.; **Stripping/Foccculation/Membrane Bioreactor/Reverse Osmosis Treatment of Municipal Landfill Leachate**, Journal of Hazardous Materials, V. 171, 2009, p. 309–317.

HENRY, J. G.; **New Development in Landfill Leachate Treatment**. In: KELLY, H. G.; **Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site**. Journal of water pollution control federation, v.59, n. 5, 1987, p. 254-261.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010 a), **Censo 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico** (2008), Rio de Janeiro, ISBN 978-85-240-4135-8, 2010 b.

IFEANYICHUKWU, M. J.; **New Leachate Treatment Methods**. Master Thesis - Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008, 77 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; **Tratamento de esgotos domésticos**, 4° ed., SEGRAC, Rio de Janeiro - RJ, 2005, 932 p.

KELLNER, Erich e PIRES, Eduardo Cleto. **Lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998. 244p.

LACONI, C., ROSSETTI, S., LOPES, A., RIED, A.; **Effective Treatment of Stabilized Municipal Landfill Leachates**, Chemical Engineering Journal, v. 168, 2011, p. 1085–1092.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (Coord), PROSAB 5, vol 3. – Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 27 – 56.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PEARSON, H. W.; LUNA, M. L. D.; **Estudo do Processo de Stripping de Amônia em Líquidos Lixiviados**. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife – PE, 2009.

LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; FENG, P.; LI, J.; **Advanced Treatment of Landfill Leachate by a New Combination Process in a Full-Scale Plant**; Journal of Hazardous Materials, vol. 172, n. 1, 2009, p. 408–415.

LIMA, D.F. **Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas**. Dissertação de Mestrado - Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB. 2010, 95 p.

LINS, E. A. M., **A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca**. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco. Recife – PE, 2003, 142 p.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., MOREIRA, J. C.; **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico como Alternativa para a Solução de um Grave Problema Ambiental e de Saúde Pública – Revisão Bibliográfica**, Caderno de Saúde Coletiva, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, 2011, p. 11-9.

MARA, D.; **Domestic Wastewater treatment in developing countries**, First ed., London - UK, Earthscan, 2004, 310 p.

METCALF & EDDY; **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4^a ed, New York – USA, McGraw-Hill, 2003, 1821 p.

MORAVIA W. G., **Avaliação do Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Processo Oxidativo Avançado Conjugado com Sistema de Separação por Membranas**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte–MG, 2010, 262 p.

MOZAHEB, S. A., GHANEIAN, M. T., GHANIZADEH, G. H., FALLAHZADEH, M.; **Evaluation of the Stabilization Ponds Performance for Municipal Wastewater Treatment in Yazd – Iran**, Middle-East Journal of Scientific Research, v.6, n. 1, 2010, p. 76-82.

NUNES, M. A. S.; **Tratamento Combinado de Drenagem Ácida de Minas e Esgoto Doméstico**, Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Porto Alegre– RS, 2010, 63p.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M.; **Assessment of Classical Surface Organic Loading Design Equations Based on the Actual Performance of Primary and Secondary Facultative Ponds**. 8th IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS. 2nd Latin-American Conference on Waste Stabilization Ponds, Belo Horizonte - MG, Brazil, 2009.

OLUKANNI, D. O.; DUCOSTE, J. J.; **Optimization of waste stabilization pond design for developing nations using computational fluid dynamics**. Ecological Engineering, 37, 1878–1888, 2011.

PASQUALINI, L. N.; **Estudo da Oxidação da Matéria Orgânica de Lixiviado de Aterro Sanitário por Meio de Tratamento com Ozônio, Peróxido de Hidrogênio e Radiação Ultravioleta**. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2010, 144 p.

PEARSON, H., **Microbial Interactions in facultative and maturation ponds**. In: MARA, D.; HORAN, N. J. The Hand Book of Water and Wastewater Microbiology. Academic Press, London - UK., 2005, p. 449-458.

PI, K. W., LI, Z., WAN, D. J., GAO, L. X.; **Pretreatment of Municipal Landfill Leachate by a Combined Process**, Process Safety and Environmental Protection, v. 8, n. 7, 2009, p. 191–196.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P.; **Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity**, Journal of Hazardous Materials, vol. 150, n. 3, 2008, p. 468–493.

ROCCA, A. C. C. **Drenagem Sub-Superficial em Aterros Sanitários**. Revista de Limpeza Pública. São Paulo, v.8, n.19, 1981, p.16-27.

SANTOS, A. S. P.; **Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização**. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2010, 212 p.

SHANTHALA, M.; SHANKAR, P. H.; BASALING B. H.; **Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India**. Environ Monit Assess, vol. 15, 2009, p. 437-44.

TELLES, C. A. S.; **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2010, 130 p.

TORQUATO, S. C. **Pós-Tratamento Conjugado de Águas Residuárias Doméstico e Lixiviado em Lagoas de Estabilização**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal De Campina Grande, Campina Grande-PB, 2010, 117p.

VIANA, A. S. P. S.; CANTANHEDE, A.; FIGUEIREDO, I. C.; **Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização**. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife-PE, 2009.

VON SPERLING, M.; DORNELAS, F.L.; ASSUNÇÃO, F.A.L.; PAOLI, A.C.; 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**. 8th IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS. 2nd Latin-American Conference on Waste Stabilization Ponds, Belo Horizonte - MG, Brazil, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte - MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005, 452 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 3. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte - MG: DESA-UFMG, 2002, 196 p.

VON SPERLING; OLIVEIRA, S. C., M.; **Avaliação da Influência do Tempo de Detenção Hidráulica e da Taxa de Aplicação Superficial na Composição da Comunidade Fitoplanctônica Presente em Lagoas de Polimento e a Influência dessa Comunidade nas Condições Ambientais (ph, OD e amônia) das Lagoas**, Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica. Vol. 3, No. 1, 2010, p. 11-21.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W.; **Combined Treatment of Domestic Wastewater with Landfill Leachate by Using A²/O Process**. Journal of Hazardous Materials, vol. 178, n. 1-3, 2010, p. 81–88.

ZHANG, T., DING, L., REN, H., XIONG, X.; **Ammonium Nitrogen Removal from coking Wastewater by Chemical Precipitation Recycle Technology**, *Water Research*, v. 43, 2009, p. 5209–5215.