

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Natália Brugnago

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS (*Landoltia punctata*)
PARA O POLIMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E FIXAÇÃO
DE GÁS CARBÔNICO**

Florianópolis - SC
2014

Natália Brugnago

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS (*Landoltia punctata*)
PARA O POLIMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E FIXAÇÃO
DE GÁS CARBÔNICO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho
Coorientador: Dr. Rodrigo A. Mohedano

Florianópolis - SC
2014

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Brugnago, Natalia Brugnago
AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS (*Landoltia punctata*) PARA
O POLIMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO E FIXAÇÃO DE GÁS CARBÔNICO
/ Natalia Brugnago Brugnago ; orientador, Paulo Belli
Filho ; coorientador, Rodrigo de Almeida Mohedano. -
Florianópolis, SC, 2014.
134 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Engenharia Ambiental. 3.
Tratamento de Efluente. 4. Fixação de Gás Carbônico. 5.
Remoção de Nutrientes. I. Belli Filho, Paulo . II.
Mohedano, Rodrigo de Almeida. III. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental. IV. Título.

“Avaliação de Lagos de Lemnas (*Landoltia punctata*) Para o Polimento de Esgoto Sanitário e Fixação de Gás Carbônico”

NATÁLIA BRUGNAGO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
(Orientador)



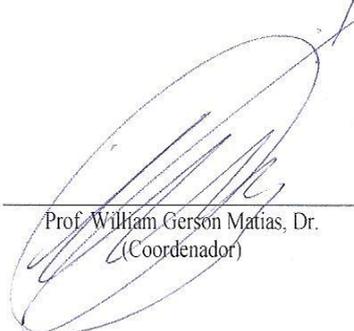
Prof. Rejane Helena Ribeiro, Dr.^a



Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.



Prof. Tsunao Matsumoto, Dr.



Prof. William Gerson Matias, Dr.
(Coordenador)

Aos meus
pais e ao meu irmão

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos que estiveram presentes nessa etapa da minha vida e contribuíram, direta ou indiretamente, para o desenvolvimento e conclusão desta pesquisa. Em especial:

Ao meu orientador, Prof. Paulo Belli Filho, pela oportunidade, pela confiança depositada, pelas ferramentas, encaminhamentos e pelo apoio e incentivo à pesquisa.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), pela oportunidade e infraestrutura disponibilizadas. Ao ENS e PPGEA, pela estrutura e assistência durante a execução do projeto.

À CAPES, pela bolsa concedida durante a realização do mestrado; ao CNPq e TSGA, pelo auxílio financeiro.

Ao meu coorientador, Rodrigo A. Mohedano, pelo apoio ao desenvolvimento da pesquisa, pela atenção disponibilizada e pela ajuda fundamental na realização dos experimentos e na etapa dos resultados, contribuindo com interpretações, ideias e soluções.

Ao GESAD, pelo empréstimo de material.

Aos membros da banca, avaliadores deste trabalho, pela disponibilidade e pelas contribuições a este estudo.

À toda equipe do LABEFLU, pelas contribuições indiretas à minha pesquisa, permitindo um ambiente de trabalho com troca de informações, aprendizados e experiências. Agradeço principalmente ao Wanderli e à Bruna, pela ajuda no LIMA e por me ensinarem muitos dos procedimentos analíticos que utilizei neste trabalho, e ao Jorge, por todo apoio, amizade e palavras de incentivo.

Aos amigos que fiz ao longo dessa etapa, que fizeram eu me sentir “em casa”, mostrando-me quão bom é esse lugar. Meus companheiros dos momentos de descontração Blankita, Gabriel, Luiz Solon, Daniella, Diana, Ronny, Victória e Victor. À grande amiga que esse mestrado me trouxe, Nathália Battistella, por ser essa amiga tão querida, companheira, prestativa e uma pessoa maravilhosa. Obrigada, meus queridos amigos, pela diversão, descontração, apoio e companheirismo, tanto em assuntos acadêmicos como pessoais, sem vocês o tempo que passei aqui não teria sido tão especial.

Agradeço ao meu irmão Eduardo, por todo carinho, amor incondicional e motivação. Te amo muito, irmãozinho.

Aos meus pais, que dedicaram boa parte de suas vidas à minha educação, e mais uma vez, me proporcionando esta oportunidade; por

estarem sempre presentes, mesmo estando longe; por sempre me incentivarem e por todo o carinho e amor que me dedicam.

Um dos segredos da vida é fazer degraus com as
pedras em que tropeçamos.
(Jack Penn)

RESUMO

A fim de mitigar o problema da poluição das águas, as lagoas de lemnas têm sido consideradas como uma tecnologia eficiente e de baixo custo, sendo então aplicadas para o tratamento de esgoto sanitário e agroindustrial. A elevada eficiência na remoção de nutrientes (N e P) é uma das principais vantagens dessa tecnologia. Além disso, a biomassa produzida durante o tratamento pode apresentar um alto valor nutricional, agregando valor ao processo. Desse modo, o presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial de um sistema de lagoas de lemnas (*Landoltia punctata*) no tratamento de esgoto doméstico e fixação de gás carbônico. Com esse intuito, foi realizado um experimento, em escala piloto, constituído por uma lagoa anaeróbia seguida por duas lagoas de lemnas, operando em fluxo contínuo. O sistema recebeu cargas de esgoto doméstico condominial a uma vazão de 200L/d. A avaliação da eficiência do sistema se deu através de análises de amostras do efluente, coletadas em cada etapa do tratamento. Também foram realizadas avaliações qualitativas (teores de proteína e amido) e quantitativas (cargas de crescimento) sobre a biomassa produzida. A fixação de gás carbônico foi avaliada através da medição da concentração, por meio de uma câmara de fluxo, para avaliar o potencial do sistema como redutor de gases do efeito estufa (GEE). No período experimental, o sistema apresentou excelentes resultados na remoção dos parâmetros avaliados, alcançando as seguintes eficiências: DQO= 92%, DBO= 97%, PT= 80%, PO_4^{3-} = 70%, NTK=85,4%, $N-NH_3$ = 87%, Turbidez= 97%, *E. coli*= 3 log10. Quanto à biomassa de lemnas, foi constatada uma produtividade de até 7,48 g/m²/d, ou 27,3 t/ha/ano, com um teor de proteína médio de 35% e de amido de 4,7%. Foram removidos 9,29kg de CO₂, ou 17,4 t CO₂/ha/ano, sendo encontrada uma carga de fixação de CO₂ de 10,95 g/m²/d. Desse modo, conclui-se que o sistema de tratamento por lagoas de lemnas apresentado no presente estudo possui grande potencial no polimento do esgoto doméstico, além de produzir uma biomassa com valor agregado, passível de valorização. Devido ao seu potencial de fixação de gás carbônico, as lemnas podem neutralizar as emissões de GEE na ETE, enquadrando-se como um mecanismo de desenvolvimento limpo.

Palavras Chave: Lemnas; tratamento de efluentes; remoção de nutrientes; fixação de carbono; gases do efeito estufa.

ABSTRACT

In order to mitigate the problem of water pollution, the duckweed ponds have been considered as an efficient and low cost technology being applied to the treatment of domestic sewage and agricultural waste. The high removal efficiency of nutrients (N and P) is one of the main advantages of this technology. Also, the biomass produced during treatment can have a high nutritional value by adding value to the process. Thus, the present study aimed to evaluate the potential of duckweed ponds system (*Landoltia punctata*) in wastewater treatment and carbon dioxide fixation. With this aim, an experiment was conducted on a pilot scale, consisting of an anaerobic pond followed by two duckweed ponds, operating in continuous flow. The system received loads of condominium domestic sewage at a rate of 200 L/d. The evaluation of the efficiency of the system was made through analyzes of effluent samples collected at each stage of treatment. Qualitative assessments (protein and starch content) and quantitative (growth rates) on biomass production were also performed. The fixation of carbon dioxide was evaluated by measuring the concentration, through a flow chamber, to assess the potential of the system as a reduction of Greenhouse Gases. In the trial period, the system showed excellent results in the removal of the evaluated parameters, achieving the following efficiencies: COD = 92%, BOD = 97%, TP = 80%, PO_4^{3-} = 70%, TKN = 85,4%, $\text{NH}_3\text{-N}$ = 87%, Turbidity = 97%, *E. coli* = 3 log₁₀. As for the duckweed biomass, we observed a productivity of up to 7.48 g/m²/d, or 27.3 ton/ha/year, with a medium protein content of 35% and 4.7% of starch. Were removed 9.29kg of CO₂, or 17.4 tonCO₂/ha/year, the rate of CO₂ fixation of 10.95 g/m²/day was found. Thus, it is concluded that this treatment systems consisting of duckweed ponds have great potential in polishing of wastewater, and produce a biomass value, subject to valuation. Due to its potential for fixation of carbon dioxide, the duckweed can neutralize greenhouse gas emissions on ETE positioning themselves as a clean development mechanism.

Key-words: Duckweed, Effluent treatment, Nutrient removal, Carbon fixation, Greenhouse Gases.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Imagens de <i>Landoltia punctata</i> : 1-fronde; 2-raízes; 3-vista inferior da fronde; 4-fronde filha. (Fonte: Mohedano, 2010).....	39
Figura 2. Colheitadeira flutuante em lagoas de tratamento com lemnas (acima). Abaixo: Lagoas de para tratamento terciário de esgoto doméstico, na Carolina do Norte – USA (LemnaTec®). (Fonte: Iqbal, 1999 e Lemna Technologies 2005).....	41
Figura 3. Diagrama do comportamento do nitrogênio em lagoas de lemnas. Fonte: Adaptado de Caicedo (2005).	44
Figura 4. Ciclo do carbono. Adaptada: Webeduc.	53
Figura 5. Esquema do sistema de tratamento utilizado no presente estudo.....	57
Figura 6. Imagem do sistema na fase I, com cobertura de vinil transparente.	58
Figura 7. População de <i>Landoltia punctata</i> dispostas na lagoa (a), <i>Landoltia punctata</i> (b).	61
Figura 8. Localização dos pontos de coleta do efluente para análises químicas e físicas. Sendo P1, P2, P3 e P4 os pontos de coleta utilizados no estudo.	62
Figura 9. Método utilizado para medição da densidade de lemnas nos reatores.....	63
Figura 10. Coleta da biomassa; 2-Secagem da biomassa; 3- Biomassa seca; 4-Pesagem da biomassa seca.....	65
Figura 11. Câmara de fluxo utilizada para monitoramento da fase gasosa	68
Figura 12. Esquema sobre liberação e fixação de CO ₂ em lagoas de lemnas.	69
Figura 13. Kit utilizado para determinação de CO ₂ dissolvido.	69
Figura 14. Variação do pH nas lagoas de tratamento, ao longo da fase I. Sendo: LL1- lagoa de lemnas 1 e LL2 - lagoas de lemnas 2.....	73
Figura 15. Variação da temperatura nas lagoas de lemnas 1 e 2, medida próximo à superfície das lagoas, ao longo da fase I.	73
Figura 16. Remoção de fosfato obtida na fase I do sistema de tratamento. Na qual LL1= Lagoa de Lemna 1 e LL2= Lagoa de Lemna 2.	75
Figura 17. Remoção de nitrato obtida na fase I do sistema de tratamento. Na qual LL1= Lagoa de lemna 1 e LL2= Lagoa de Lemna 2.	75

Figura 18. Variação nictemeral da concentração do CO ₂ e da temperatura na superfície da lagoa.	77
Figura 19. Comportamento do pH ao decorrer da fase com esgoto sanitário.	81
Figura 20. Comportamento da temperatura ao decorrer da fase com esgoto sanitário.	82
Figura 21. Representação da concentração média de DQO no sistema, desvio padrão, máximo e mínimo.	84
Figura 22. Tabela referente aos valores de DQO total no sistema. Sendo (a) referente ao PBCA (b) ao PACA.	84
Figura 23. Tabela referente aos valores de DBO total no sistema.	86
Figura 24. Diferença de coloração do efluente ao decorrer do sistema de tratamento, sendo: 1-Esgoto bruto; 2- Efluente da Lagoa anaeróbia; 3- Efluente LL1 e 4- Efluente LL2.	87
Figura 25. Gráfico expressando a turbidez em PBCA e PACA nas saídas das lagoas.	88
Figura 26. Gráficos das concentrações da alcalinidade ao longo do sistema durante o PBCA e o PACA.	89
Figura 27. Variações na concentração de fósforo total ao longo do período experimental.	91
Figura 28. Concentração de PT no sistema. Sendo (BR) – Entrada da lagoa anaeróbia, (LA) – Saída da LA, (LL1) – Saída da LL1 e (LL2) – Saída de LL2.	93
Figura 29. Concentrações médias de fosfato no sistema.	93
Figura 30. Comportamento da concentração de amônia ao longo do sistema.	94
Figura 31. Comportamento de NTK ao longo do sistema.	95
Figura 32. Concentrações de nitrito e nitrato detectados nas lagoas de lemnas.	97
Figura 33. Redução de coliformes totais e <i>E. coli</i> nas lagoas de lemnas avaliadas.	102
Figura 34. (1) Biofilme aderido nas raízes das lemnas; (2) População de rotíferos aderida na raiz da lemna (100x); (3) Microcrustáceo <i>Cyclops</i> sp; (4) Biofilme aderido a superfície da lemna (400x).	104
Figura 35. Raízes das lemnas com uma espessa camada de biofilme. À esquerda, imagem das lemnas sem aumento; à direita, imagem ampliada da raiz com biofilme aderido (100x).	105
Figura 36. (1) Rompimento do biofilme; (2) Diatomácea; (3) Biofilme com presença de microalgas aderido à fronde; (4) Biofilme aderido à fronde com grande presença de Diatomáceas.	106

Figura 37. Variação nictemeral da concentração do CO ₂ na superfície da lagoa.....	107
Figura 38. Variação nictemeral da concentração do CO ₂ na superfície da lagoa.....	108
Figura 39. Variação nictemeral da concentração do CO ₂ na superfície da lagoa.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Tempo de detenção hidráulica e profundidade de sistemas de tratamento com lagoas de lemnáceas encontradas em diferentes estudos.	49
Tabela 2. Teores de nutrientes contidos na biomassa das lemnas. (FONTE: Landolt e Kandeler (1987) e Stambolie e Leng (1994))	54
Tabela 3. Dimensões das lagoas utilizadas no sistema.	56
Tabela 4. Relação de macronutrientes utilizados na composição do esgoto sintético.....	59
Tabela 5. Métodos analíticos utilizados	66
Tabela 6. Métodos analíticos utilizados	66
Tabela 7. Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados na fase II.	79
Tabela 8. Relação das cargas de DQO e DBO aplicadas nas lagoas de lemnas em período de baixa ePACA.	85
Tabela 9. Cargas de aplicação de fósforo total no PBCA.	90
Tabela 10. Carga de aplicação de fósforo total no PACA.....	91
Tabela 11. Cargas de aplicação e remoção superficial de NTK e nitrogênio amoniacal em LL1 e LL2 no período de 08/07 à 16/09.....	95
Tabela 12. Velocidade de crescimento específico e Velocidade de crescimento superficial obtidas no estudo.....	98
Tabela 13. Teor de proteína em biomassa de lemnas reportado por diversos autores em diferentes regiões geográficas	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

CO₂D - Gás carbônico dissolvido

GEE - gases do efeito estufa

IPCC - Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática

LL1- Lagoa de lemna 1

LL2- Lagoa de lemna 2

VCE – Velocidade de crescimento específico

VCS – Velocidade de crescimento superficial

UASB - *Upflow anaerobic sludge blanket*

MO – Matéria orgânica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	28
2 OBJETIVOS.....	32
2.1 OBJETIVO GERAL	32
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	32
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	34
3.1 PROBLEMÁTICA.....	34
3.1.1 Poluição das águas e impactos do esgoto sanitário.....	34
3.1.2 Emissão de CO₂ e mudanças climáticas	35
3.1.3 Emissão de gases em sistemas de tratamento de esgoto.....	36
3.2 LEMNAS	37
3.2.1 Aspectos gerais	37
3.2.2 Descrição da espécie utilizada <i>Landoltia punctata</i>	38
3.3 LAGOAS DE LEMNAS COMO TECNOLOGIA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES	40
3.3.1 Princípios de funcionamento.....	41
3.3.1.1 Remoção de DQO e DBO	41
3.3.1.2 Remoção de sólidos suspensos.....	42
3.3.1.3 Remoção de nitrogênio	43
3.3.1.4 Remoção de fósforo	46
3.3.2 Aspectos de engenharia.....	47
3.3.2.1 Tempo de detenção hidráulica e carga de alimentação	47
3.3.2.2 Dimensões das lagoas	49
3.3.2.3 Produtividade e manejo da biomassa	50
3.4 FIXAÇÃO DE GÁS CARBONO (CO ₂).....	52
3.5 POSSÍVEIS USOS DA BIOMASSA	53
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	56
4.1 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES PILOTO.....	56
4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	58
4.2.1 Período de adaptação e fase I.....	58
4.2.2 Partida e operação do sistema na fase II.....	60
4.2.3 Descrição da espécie biológica utilizada	60
4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	61
4.3.1 Avaliação da biomassa.....	62
4.3.1.1 Análise quantitativa.....	63
4.3.1.2 Análise qualitativa.....	64
4.3.1.3 Análise de biofilme	65
4.4 METODOS ANALÍTICOS	65
4.4.1 Análises físico-químicas	65
4.4.2 Eficiências de remoção de variáveis (E).....	67

4.4.3 Avaliação do CO₂	67
4.4.4 Análise de dados	70
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
5.1 RESULTADOS DA FASE I	72
5.1.1 Avaliação das condições físicas.....	72
5.1.2 Remoção de fósforo e nitrogênio	74
5.1.3 Produção de biomassa.....	76
5.1.4 Fixação de carbono.....	76
5.2 RESULTADOS DA FASE II.....	78
5.2.1 Caracterização do dejetto bruto (DB).....	78
5.2.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos	80
5.2.3 Remoção de matéria orgânica	83
5.2.4 Remoção turbidez e alcalinidade	87
5.2.5 Remoção de nutrientes	90
5.2.5.1 Fósforo Total (PT).....	90
5.2.5.2 Avaliação do nitrogênio	94
5.2.6 Avaliação da biomassa	97
5.2.7 Análise microbiológica.....	101
5.2.8 Fixação de gás carbônico	106
6. CONCLUSÕES	114
7. RECOMENDAÇÕES	115
REFERÊNCIAS	116
APÊNDICE A	129
APÊNDICE B	131
APÊNDICE C	132
APÊNDICE D	134

1. INTRODUÇÃO

Dentre as principais questões ambientais da atualidade destacam-se a disponibilidade e qualidade das águas e as mudanças climáticas. Tais questões têm tomado grandes proporções nas discussões em conferências e políticas internacionais como UNCED (United Nations Conference on Environment and Development), IWRM (*Integrated Water Resources Management*) e IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), realizadas pela Organização das Nações Unidas (ONU).

A partir da Revolução Industrial, houve um grande aumento na demanda de energia para produção e transporte, sendo que a principal via de obtenção de energia no início do processo industrial se deu pela queima de carvão mineral e petróleo. Tais fontes de energia liberam gases como óxido nitroso (N₂O) e gás carbônico (CO₂). Esses gases fazem parte dos gases do efeito estufa (GEE), colaborando para a retenção de calor na atmosfera e formação do chamado efeito estufa. Com o surgimento dessa problemática e a preocupação global que ela gerou, foi realizada a primeira conferência sobre o aquecimento global e mudanças climáticas, a *Toronto Conference on the Changing Atmosphere*, que ocorreu em Toronto, no Canadá, em outubro de 1988, seguida mais tarde pelo IPCC em agosto de 1990, na Suécia. Essas conferências culminaram na realização da ECO-92, no Rio de Janeiro (Brasil), em 1992. Nesta última reunião, abordando a problemática de mudanças climáticas, surgiu a ideia da criação de um protocolo com um tratado internacional contendo compromissos para a redução da emissão dos gases que agravam o efeito estufa, o chamado *Protocolo de Quioto*, criado então em 1997 no Japão.

Quanto as questões ambientais sobre a disponibilidade e qualidade das águas, está a contaminação das mesmas. Um dos principais problemas relacionados com a contaminação das águas superficiais são os lançamentos de esgotos sanitários sem um tratamento adequado. Além da contaminação por agentes patogênicos, o potencial poluidor dos esgotos está relacionado com a grande quantidade de nutrientes e matéria orgânica lançados nos corpos d'água receptores. Mesmo após passar por sistemas de tratamento consolidados e normatizados, como os tanques sépticos e filtros anaeróbios, os nutrientes como o nitrogênio e o fósforo se fazem presentes nos efluentes domésticos. A presença desses elementos pode causar em corpos d'água superficiais o processo conhecido como eutrofização, no

qual as alterações nos níveis de oxigênio e nas comunidades biológicas podem resultar em desequilíbrios ecológicos irreversíveis.

Além da eutrofização, o nitrogênio, na forma amoniacal, pode ser tóxico aos organismos aquáticos e, na forma de nitrato, pode causar problemas em potencial para a saúde humana.

Devido às preocupações sobre a qualidade das águas no país, foram criadas legislações ambientais para regulamentar esse tipo de poluição. Atualmente, a legislação vigente é a CONAMA 357/05 e 430/2011 em que são especificados padrões de lançamento de efluentes e de qualidade dos corpos hídricos.

Com o passar do tempo, as legislações tendem a se tornar cada vez mais exigentes em termos de padrões de qualidade das águas. Com isso, surge a necessidade de desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento de águas residuárias. Considerando que o maior problema com a falta de tratamento esteja em países em desenvolvimento, essas tecnologias precisam ser economicamente viáveis.

Sistemas de lagoas para o tratamento de efluentes tem sido uma tecnologia amplamente difundida em nível mundial. Entre as diversas variações de lagoas, foi desenvolvida uma lagoa com macrófitas aquáticas, conhecida como lagoa de lemnas, que tem sido utilizada com sucesso na remoção de poluentes de esgoto sanitário em diversos países, como EUA, China, Israel, Índia, Egito e Holanda. As macrófitas aquáticas possuem um elevado potencial na remoção de matéria orgânica oxidável, compostos nitrogenados e fosfatados (IQABAL, 1999). A vantagem que as lemnas possuem sobre outras macrófitas, como o aguapé (*Eichornia spp*), se dá devido ao seu pequeno porte, o que facilita a manutenção e manejo das lagoas, além de produzir biomassa com alto valor nutricional.

Nesse contexto, as lagoas de lemnas se apresentam como uma tecnologia de baixo custo e com elevada eficiência para a redução de nutrientes e outros parâmetros que caracterizam a poluição. As lemnas são plantas aquáticas flutuantes pertencentes à subfamília *Lemnoideae*, que possuem diversas características favoráveis ao uso em sistemas de tratamento de efluentes. Assim, o tratamento por sistemas compostos com reatores anaeróbios seguidos por lagoas de lemnas para a remoção de matéria orgânica e nutriente é uma tecnologia social de baixo custo, fácil manutenção e grande eficiência.

Essa tecnologia, além de tratar o esgoto sanitário, produz uma biomassa rica em proteína, que pode ser utilizada para produção de ração animal, gerando uma valorização agregada ao tratamento (TAVARES, 2008). Além do uso na alimentação animal, estudos

recentes desenvolvidos na China têm demonstrado grande potencial para a produção de bicompostíveis, como o etanol, a partir de sua biomassa (GE, 2012).

Outros estudos sobre esse sistema afirmam que as lemnas possuem elevada carga de fixação de carbono, podendo remover gás carbônico e, quando expostas a elevadas concentrações de CO₂, podem aumentar sua reprodução, aumentando assim a carga de remoção de nutrientes e a produção de proteína.

Apesar do uso de lagoas de lemnas em escala real para tratar efluentes ser incipiente no Brasil, estudos têm apontado para uma grande potencialidade de uso dessa tecnologia no país, principalmente devido ao clima.

Dessa forma, o Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) da Universidade Federal de Santa Catarina vem desenvolvendo pesquisas sobre a utilização de lagoas de lemnáceas para o tratamento de efluentes (MOHEDANO 2004; TAVARES 2008, MAIA 2008, MOHEDANO 2010, BACH 2013). A fim de ampliar essa área de pesquisa, iniciou-se o desenvolvimento de um estudo com lagoas de lemnas para o tratamento de esgoto sanitário, visto tal tecnologia ter se mostrado eficiente para tratar esse tipo de efluente (ORON, 1994; KORNER et al., 1998; El-SHAFI et al., 2006).

O presente trabalho tem por finalidade avaliar o potencial de lagoas de macrófitas lemnáceas — utilizando a espécie *Landoltia punctata* — no tratamento e valorização de esgoto doméstico e na fixação de gás carbônico, a fim de complementar as pesquisas realizadas pelo LABEFLU/ PPGEA, apresentando uma tecnologia de baixo custo e alta eficiência.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial de lagoas de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) no tratamento e valorização de esgoto doméstico e na fixação de gás carbônico.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo desempenhada por lagoas de lemnas como tratamento de esgoto doméstico.
- Analisar a capacidade das lagoas de lemnas para fixação de carbono através do balanço de massa.
- Estudar a produtividade de biomassa de lemnas em lagoas de tratamento de águas residuárias, visando sua valorização e suas potencialidades de uso.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 PROBLEMÁTICA

3.1.1 Poluição das águas e impactos do esgoto sanitário

A poluição das águas de superfície e subterrânea vem sendo agravada no último século com o grande crescimento populacional e a industrialização, uma vez que os efluentes são lançados, na maioria das vezes, nos corpos hídricos sem um tratamento adequado. As águas residuárias podem conter altas cargas de matéria orgânica e nutrientes, como o nitrogênio e fósforo, que causam eutrofização e, conseqüentemente, um distúrbio na dinâmica de oxigênio nos ecossistemas aquáticos.

A Assembleia Geral das Nações Unidas (ONU) declarou pela Resolução 64/292 que a água limpa e segura e o saneamento são direitos humanos essenciais. Para fazer valer esses direitos, é essencial que os governos invistam em saneamento básico para a melhora da qualidade de vida da população e da qualidade dos corpos hídricos. No entanto, os processos e tecnologias empregados atualmente são, muitas vezes, insatisfatórios para a remoção de nutrientes, além de envolverem etapas com gastos de energia, equipamentos e operação.

A eutrofização é resultado direto do aumento dos níveis de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo. Esses nutrientes tornam o meio propício para o desenvolvimento de produtores primários como algas e macrófitas e, conseqüentemente, do zooplâncton. Esse desequilíbrio nas comunidades aquáticas causa um aumento da matéria orgânica, reduzindo a transparência da água e a concentração do oxigênio dissolvido no meio aquático (VON SPERLING, 2005). Um estudo realizado por Chorus e Bartram (1999) mostrou que 41% dos lagos da América do Sul encontram-se eutrofizados, assim como 53% dos lagos europeus, 48% da América do Norte e 54% do continente asiático. Por meio desses dados pode-se observar o tamanho da problemática referente à poluição das águas.

No Brasil, segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), cerca de 60 milhões de brasileiros não são atendidos pela rede de coleta de esgoto, e do total de esgoto coletado apenas 25% recebe o tratamento correto. Com isso, pode-se perceber a grande necessidade do desenvolvimento de tecnologias de baixo custo que consigam atingir

boa eficiência na remoção de nutrientes para o emprego em sistemas de tratamento de esgoto.

3.1.2 Emissão de CO₂ e mudanças climáticas

Devido à crescente preocupação com o aumento da temperatura global, em 1990 surgiu o IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática) com a intenção de alertar as pessoas sobre o aquecimento global. Em 1992, as discussões foram realizadas no Rio-92, no Rio de Janeiro, no qual líderes de mais de 160 Estados participaram. Nesse encontro foi feito um balanço dos problemas existentes e elaborados documentos importantes para as discussões ambientais, como a Agenda 21, que define metas para melhorar as condições ambientais do planeta.

No final dos anos 90, em Kyoto, no Japão, foi realizado um encontro que deu origem ao Protocolo de Kyoto, que teve por objetivo discutir e implantar medidas de redução de gases através de incentivo a medidas de substituição de produtos oriundos do petróleo por outros de menor impacto. Nesse evento surgiu o “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo” (MDL), que deu origem ao termo *crédito de carbono*. Os créditos de carbono são gerados por empresas/países que reduzem sua poluição com medidas como reflorestamento, uso de energias renováveis, controle da poluição, entre outros mecanismos. Os países que possuem créditos de carbono podem vender seus créditos para países poluidores, obtendo lucro.

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) divulgou que possivelmente entre o período de 1900 a 2100 a temperatura média global pode chegar a um aumento de até 5,8°C. Esse aumento na temperatura pode vir a causar grandes mudanças na ocorrência de eventos naturais como chuvas, tempestades, derretimento de geleiras, enchentes e secas.

O aumento de temperatura ocorrido na América Central e América do Sul no último século foi de 1°C, o que leva a grande modificação na ocorrência dos eventos naturais. No trabalho de Marengo (2008) pode ser observado um aumento de chuvas na região sul do Brasil desde 1950, na bacia do Paraná-Prata, e aumento da intensidade de chuvas na região sudeste de quase 58% desde 1940. Trenberth *et al.* (2007) observaram um aumento de 30% por década na ocorrência de chuva na bacia do Prata. Marengo (2008) ainda fala sobre

uma possível redução na ocorrência de chuvas na região da Amazônia e no Nordeste de até 20% no final do século XXI.

A retenção de calor na superfície da terra vem sofrendo grandes alterações devido ao aumento da emissão de gases que provocam o efeito estufa (GEE) (gás carbônico, metano e o óxido nitroso). O aumento da emissão desses gases teve início no século XVIII com a Revolução Industrial, que utilizou carvão mineral e petróleo como fonte de geração de energia.

Entre os gases do efeito estufa, o CO₂ tem se destacado devido à sua maior emissão, recorrente de atividades antrópicas. Dentre as atividades de maior impacto, pode-se citar o setor industrial e de transporte. De acordo com Rattner (2011), a emissão de CO₂ ocorre devido à queima de combustíveis fósseis como o petróleo e o carvão mineral. A queima dos combustíveis se dá pelo processo de combustão, que envolve a reação exotérmica entre um combustível e um comburente que reagem entre si, liberando calor e subprodutos. Desse processo, o principal subproduto liberado pela queima de combustíveis fósseis é o CO₂.

As queimadas e desmatamentos são atividades que contribuem significativamente para o aumento desses gases na atmosfera, pois as florestas são grandes sumidouros de CO₂.

O CO₂ em excesso, juntamente com outros gases, dificulta que o calor da irradiação solar volte para o espaço, podendo causar um aumento na temperatura terrestre. Segundo Carvalho *et al.* (2002), a emissão de CO₂ representa cerca de 55% da emissão total de gases do efeito estufa, tornando este gás o principal responsável pelo aumento da temperatura no planeta. O autor ainda relata o aumento da concentração de CO₂ nos últimos três séculos, que passou de 280 ppm em 1750 para 368 ppm nos dias atuais.

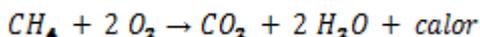
3.1.3 Emissão de gases em sistemas de tratamento de esgoto

A emissão dos GEEs provenientes de resíduos sólidos urbanos e de sistemas de esgoto sanitário foi estimada pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) no ano de 2004 como sendo de 2,8% das emissões de todo o planeta. No Brasil, o Plano Nacional sobre Mudanças Climáticas diz que, no país, a emissão desses gases em 2004 chegou a ser de até 9% decorrente de lixo e esgoto.

Os sistemas convencionais de tratamento de esgoto geralmente produzem gases poluentes oriundos da degradação da matéria orgânica pela ação de microrganismos. Em sistemas anaeróbios ou facultativos,

esses gases são comumente liberados para a atmosfera em forma de biogás, que é composto principalmente por metano e dióxido de carbono, ambos GEE. Desse modo, as ETEs podem contribuir de forma significativa com o aumento da concentração de GEE na atmosfera. Em sistemas de tratamento de esgoto com reatores anaeróbios, a cada 100 mgDBO/L é produzido 3,27t/dia de CH₄ (CAKIL E STENSTROM, 2003), sendo este gás um dos principais contribuintes para o efeito estufa. Contudo, o metano tem um potencial de aquecimento global 23 vezes maior em relação ao CO₂ (SOLOMON *et al.* 2007), sendo vantagem a queima desse gás e transformação em gás carbônico. A reação abaixo mostra como ocorre a liberação de CO₂ pela queima de metano:

Exemplo: reação de combustão do metano.



A contribuição antropogênica estimada para o ciclo do carbono na forma de CO₂ liberado na atmosfera é de aproximadamente 9 gigatoneladas (Gt) por ano, sendo que cerca de 7,6 Gt provêm de combustíveis fósseis e 1,4Gt referem-se a mudanças de uso do solo (MILNE *et al.* 2010). Os autores acrescentam que embora 55% desse total de gás carbônico seja absorvido por processos naturais, a quantia de até 4Gt é depositada na atmosfera a cada ano.

3.2 LEMNAS

3.2.1 Aspectos gerais

As Lemnáceas são plantas aquáticas flutuantes que, segundo a APGII – Angiosperm Phylogeny Group (2003), pertencem a uma subfamília da família Araceae, denominada Lemnoideae. Essas plantas são consideradas as menores angiospermas do planeta e seu grupo é composto por 5 gêneros (*Lemna*, *Landoltia*, *Spirodela*, *Wolffiella* e *Wolffia*) com mais de 40 espécies (SKILLICORN *et al.* 1993).

No Brasil, as Lemnáceas são conhecidas como “lentilha d’água” ou “marrequinha”; porém, em trabalhos científicos na língua inglesa, esse gênero é conhecido como *duckweed*. Esse nome se dá pelo fato dessas plantas servirem de alimento para patos e marrecos selvagens (*duck* = pato e *weed* = erva).

A reprodução das lemnáceas pode ocorrer de forma sexuada ou assexuada, porém a reprodução assexuada ocorre de forma mais efetiva, na qual frondes filhas são produzidas através da fronde mãe, sendo que cada fronde mãe pode chegar a gerar 10 filhas. A reprodução assexuada é uma forma de reprodução rápida, por esta razão as lemnas possuem grande capacidade de absorção de nutrientes, sendo adequadas para o uso como despoluidoras de águas eutrofizadas.

Os ambientes propícios para o desenvolvimento das lemnas são águas com altas concentrações de nutrientes (IQBAL, 1999) e que não possuem correnteza, como: lagoas, pântanos, riachos com baixa vazão e represas.

As lemnáceas formam uma camada na superfície da água, dificultando a entrada de luz. Skillicorn *et al.* (1993) explicam que o sombreamento exercido pelas lemnas impede o crescimento de algas. Como consequência, esses corpos hídricos possuirão baixa turbidez e estabilização nos níveis de oxigênio, como é mostrado por Mohedano (2010). O autor obteve uma saída de 10UNT de turbidez e os níveis de oxigênio chegaram a 3 mg/L.

3.2.2 Descrição da espécie utilizada *Landoltia punctata*

A taxonomia do grupo botânico Aráceas vem sofrendo alterações recorrentes do avanço das técnicas de biologia molecular. Entre as alterações, houve o acréscimo do gênero *Landoltia* à subfamília Lemnoideae, pois Les e Crawford (1999) diferenciam geneticamente a *Landoltia* do gênero *Lemna* e *Spirodela*. Assim, a espécie *Spirodela punctata* passa a ser considerada *Landoltia punctata*. A descrição taxonômica é citada abaixo:

Reino: Plantae

Divisão: Angiospermae

Classe: Monocotyledoneae

Ordem: Arales

Família: Araceae (Lemnaceae)

Sub-família: Lemnoideae

Gênero: *Landoltia*

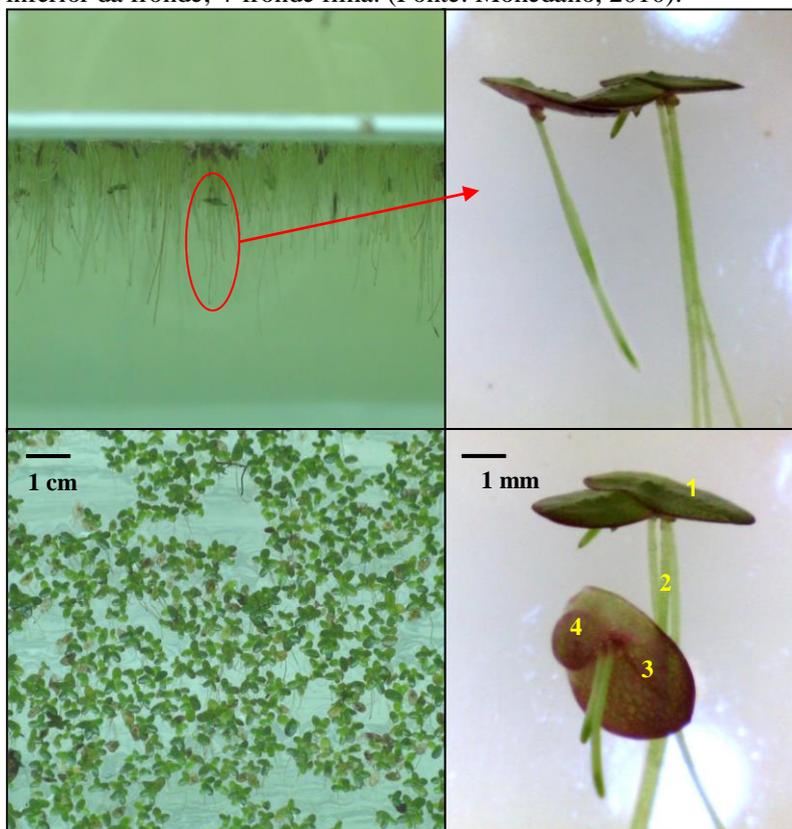
Espécie: *Landoltia punctata*

A espécie *Landoltia punctata* possui corpo achatado, verde escuro na parte superior e vermelho-púrpura na parte inferior e células de pigmento marrom na epiderme. Seu tamanho varia entre 3 e 5 mm, e possui 2 bolsas de brotação (LES E CRAWFORD, 1999). Ela se difere

dos demais gêneros pela coloração avermelhada na parte inferior da fronde.

A espécie *Landoltia punctata* foi escolhida para a presente pesquisa por ser encontrada facilmente na região litorânea de Santa Catarina (MOHEDANO, 2010) e possuir grande eficiência na remoção de nutrientes, como mostra o estudo realizado por Bergman *et al.* (2000), no qual foi feita uma seleção entre 12 espécies diferentes de lemnas utilizando 41 cepas geograficamente isoladas para o tratamento de dejetos suínos e se destacou a *L. punctata* pela boa remoção de nitrogênio e alta produção de proteína.

Figura 1. Imagens de *Landoltia punctata*: 1-fronde; 2-raízes; 3-vista inferior da fronde; 4-fronde filha. (Fonte: Mohedano, 2010).



3.3 Lagoas de lemnas como tecnologia para o tratamento de efluentes

Lemnas são plantas pertencentes a um grupo de macrófitas flutuantes que têm sido muito utilizadas em lagoas de tratamento secundário ou terciário de efluentes devido, principalmente, às suas características de absorção de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo). Essas macrófitas apresentam bom desenvolvimento em ambientes eutrofizados e são tolerantes à presença de sólidos suspensos e amônia, bem como a variações bruscas no pH. Por conta da barreira física que formam na superfície da lagoa, as lemnas reduzem a ação do vento (possibilitando o processo de decantação), impedem a reprodução de insetos e bloqueiam a passagem de luz, evitando assim o crescimento de algas (IQBAL, 1999). Além disso, formam um substrato para a fixação de biofilme, que é um importante mecanismo para a remoção de nutrientes e matéria orgânica. Segundo Mohedano (2010), as lemnáceas são plantas rústicas capazes de suportar elevadas cargas orgânicas, sólidos suspensos, nutrientes e variações bruscas de pH.

A utilização de lemnas como tecnologia para o tratamento de efluentes vem sendo estudada nas últimas décadas, mostrando grande potencial para a remoção de nutrientes das águas residuárias e efluentes de suinocultura, como mostrado pelos trabalhos de Alaerts *et al.* (1996), Korner *et al.* (1998), Iqbal (1999), Krishna e Polprasert (2008), Mohedano *et al.* (2012a), Priya *et al.* (2012). Essa tecnologia, além de remover nutrientes, produz biomassa com alto teor proteico e bons níveis de amido, sendo assim capaz de gerar ganhos econômicos com sua utilização para produção de ração animal (IQBAL, 1999; MOHEDANO *et al.*, 2012) e, mais recentemente, estudos mostram ser viável para produção de bicompostíveis (CHEN *et al.*, 2012; GE *et al.*, 2012).

Empresas norte-americanas têm investido em tecnologias para a utilização de lemnas no tratamento de efluentes, como a *Lemna Tec* e *Lemna Corporation Inc.*, que são exemplos de empresas que investem em pesquisas para melhorar a eficiência do sistema e criar maquinários capazes de facilitar o manejo das lagoas, como por exemplo, colheitadeiras de biomassa (figura 2).

Analisando o grande número de pesquisas e investimentos de indústrias na área, percebe-se a viabilidade da utilização dessa tecnologia para o tratamento de efluentes com alta carga de nutrientes.

Figura 2. Colheitadeira flutuante em lagoas de tratamento com lemnas (acima). Abaixo: Lagoas de para tratamento terciário de esgoto doméstico, na Carolina do Norte – USA (LemnaTec®). (Fonte: Iqbal, 1999 e Lemna Technologies 2005)



3.3.1 Princípios de funcionamento

3.3.1.1 Remoção de DQO e DBO

A remoção de matéria orgânica de águas residuárias ocorre principalmente pela ação de microrganismos que se diferenciam de acordo com as condições físicas e químicas do meio. Em sistemas de tratamento de águas residuárias, os principais microrganismos atuantes na redução de DBO são as bactérias aeróbias e anaeróbias.

Em sistemas de tratamento com lagoas de lemnas, o princípio de remoção de matéria orgânica é o mesmo, na qual Iqbal (1999) e Cross (2006) explicam que o principal mecanismo ocorre pela ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios aderidos na superfície das plantas, suspensos na camada de água e presente nos sedimentos. Ainda Landolt e Kandeler (1987) relataram uma captação direta de hidrocarbonetos pelas lemnas (metabolismo heterotrófico), porém esta captação foi pequena, representando um baixo papel na remoção da DBO total.

Contudo, há grande divergência entre autores sobre as condições predominantes de oxigênio no sistema, logo, sobre as formas

de microrganismos presentes. Alguns autores argumentam que a cobertura superficial das lagoas, gerada pela biomassa de lemna, dificulta a transferência de oxigênio ar-água (CULLEY e EPPS, 1973; ZIRSCHKY e REED, 1988; BRIX e SCHIERUP, 1989). No entanto, Alaerts *et al.* (1996), em seu experimento, mantendo uma carga aplicada de DBO entre 48-60 kg/ha/d em lagoa com profundidade de até 0,9 metros e tempo de retenção hidráulica de 20 dias, relatam que a coluna de água permaneceu aeróbia.

Awuah *et al.* (2001), em um sistema com a espécie *L. punctata*, obtiveram níveis de oxigênio dissolvido de 3 mg/L e Korner *et al.* (1998) alcançaram carga de incorporação de oxigênio de 1 mg/L/h no meio líquido. Contudo, a maior carga de incorporação de oxigênio foi alcançada por Alaerts *et al.* (1996), variando entre 3 e 4 g/m²/d. Iqbal (1999) e Caicedo (2005) explicam que próximo à superfície da lagoa devido à atividade fotossintética a zona predominante é aeróbia, a presença ou ausência de zonas anaeróbias é determinada pela profundidade da lagoa.

As lagoas de lemnas têm mostrado boa efetividade na remoção de matéria orgânica, na qual Awuah *et al.* (2001) em sistema piloto removeram 96% de DBO, com uma concentração inicial de 130mg/L, tendo a final reduzida a 5mg/L. Por outro lado, Benjawan e Koottatep (2007), em experimento desenvolvido na Tailândia, obtiveram uma remoção que variou entre 90mg DQO/L e 270mg DQO/L. Segundo valores reportados na literatura sobre o assunto, a eficiência de remoção de DBO em lagoas de lemnas varia entre 50-90%, de acordo com as condições físicas e químicas em que o tratamento ocorre (KORNER *at al.*, 1998; ZIMMO *et al.*, 2002; DALU e NDAMBA, 2003; EL-SHAFI *et al.*, 2006; KRISHNA e POLPRASERT, 2008).

3.3.1.2 Remoção de sólidos suspensos

As lagoas de lemnáceas aquáticas utilizadas para o tratamento de efluentes removem com eficiência a sua turbidez pela boa remoção de sólidos suspensos presentes no efluente (VAN DER STEEN *et al.*, 1999). Os principais mecanismos de remoção de partículas em suspensão segundo Fao (2012) ocorrem por:

- Sedimentação;
- Biodegradação de compostos orgânicos;
- Inibição de crescimento algal; e
- Absorção pelas raízes.

O primeiro mecanismo de remoção de sólidos é explicado pela cobertura vegetal formada na superfície das lagoas que dificulta a ação dos ventos, logo facilitando a sedimentação de partículas em suspensão (IQBAL,1999; FAO, 2012). A cobertura vegetal, como dito anteriormente, forma um tapete sobre a superfície da água, dificultando a penetração de radiação solar e impedindo o desenvolvimento de algas (SKILLCORN *et al.*, 1993; IQBAL, 1999; ZIMMO *et al.*, 2004; FAO, 2012), que são responsáveis por grande parte da turbidez em sistemas de lagoas.

A eficiência das lagoas de lemnáceas na remoção de sólidos suspensos vem sendo observada na literatura com bons resultados, como no trabalho de Mohedano (2010), em que um sistema de tratamento de dejetos suínos obteve remoção de 92,8% na etapa das lagoas de lemnas em um sistema de lagoas precedidas de um reator UASB. Caicedo (2005) obteve 97% de remoção de sólidos suspensos. No entanto, Mohedano (2004) alcançou 99,7% de remoção de SST tratando efluente de piscicultura. No tratamento de esgoto sanitário, Zimmo *et al.* (2002), em um tempo de retenção de 28 dias, alcançaram 71% de eficiência de remoção, bem como El-Shafai *et al.* (2006), utilizando a espécie *L. gibba*, alcançaram uma eficiência de 91% a partir de 380mg/L de SST.

3.3.1.3 Remoção de Nitrogênio

Um dos principais fatores de influência no crescimento das lemnáceas é a disponibilidade de nutrientes e minerais. Entre os nutrientes de maior limitação para seu desenvolvimento estão o nitrogênio e o fósforo. A fonte de nitrogênio mais facilmente assimilada para esta planta é o íon amônio (NH_4); porém, fatores ambientais como o pH e a temperatura possuem grande interferência na forma em que o nitrogênio é encontrado.

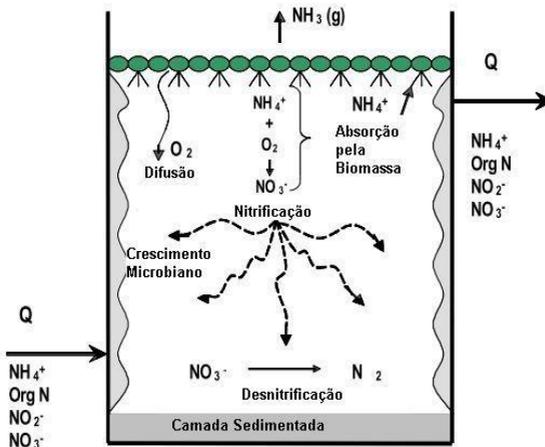
Os mecanismos de remoção de nitrogênio por lemnas segundo Iqbal (1999) são:

- Absorção pela planta;
- Desnitrificação;
- Volatilização da amônia;
- Absorção microbológica; e
- Sedimentação.

Os estudos realizados indicam que a carga de nitrogênio assimilada pela lemna está entre 30-70% do total de nitrogênio disponível; o restante possivelmente é removido por processo de volatilização da amônia, desnitrificação e sedimentação (ALAERTS *et al.* 1996, GIJZEN e KHONDKER 1997, KORNER e VERMAAT 1998, BENJAWAN e KOOTTATEP 2007, MOHEDANO *et al.* 2012a). Essa remoção dependerá da carga e da forma de nitrogênio disponível no efluente (CAICEDO, 2005)(Figura 3).

Sob baixas cargas de nitrogênio, o principal processo de remoção ocorre por absorção pela biomassa, sendo que em cargas elevadas e na qual existam zonas aeróbias e anaeróbias a nitrificação e a desnitrificação serão os principais processos de remoção de nitrogênio. Entre trabalhos que trataram altas cargas de nutrientes como os de dejetos suínos estão Xu e Shen (2011) — que obtiveram a maior remoção de nitrogênio por processo de nitrificação utilizando a espécie *Spirodela oligorrhiza* — e Mohedano *et al.* (2012a) — que, utilizando a espécie *L. punctata* em um sistema de lagoas sequenciais, na qual na primeira lagoa a carga aplicada era maior, a principal remoção ocorreu por nitrificação e desnitrificação, sendo que na segunda lagoa, na qual o efluente possuía menor carga de nitrogênio, o principal mecanismo foi a absorção pela biomassa, pois praticamente todo o nitrogênio existente foi utilizado para seu crescimento.

Figura 3. Diagrama do comportamento do nitrogênio em lagoas de lemnas.
Fonte: Adaptado de Caicedo (2005).



Em lagoas com zonas aeróbias e anaeróbias há um favorecimento da nitrificação e desnitrificação microbiana, em que o NH_4 é oxidado, se transformando em nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3) e, algumas vezes, são reduzidos para nitrogênio atmosférico (IQBAL, 1999). O pH exerce influência sobre a forma de nitrogênio disponível no efluente, sendo que em pH próximo de 7, a forma de nitrogênio que prevalece é o íon de amônia ionizada (NH_4), não tóxica às lemnas. Por outro lado, em pH básico, a forma de amônia encontrada é o NH_3 , que é extremamente tóxico às lemnas (MOHEDANO, 2010).

Diversos estudos têm colocado a amônia como fator limitante para o crescimento das lemnas. Sendo assim, as cargas de aplicação, diferentemente de sistemas convencionais, devem ser calculadas utilizando a concentração de amônia existente no efluente (XU E SHEN, 2011).

Há grande divergência de opiniões entre autores quanto à concentração máxima de amônia que as lemnáceas suportam. Os fatores que possuem maior influência sobre a concentração máxima de amônia que as lemnas suportam são: a espécie de lemna e o pH. Assim, FAO (2012) reporta que concentrações de amônia livre acima de 60 mg/L apresentam efeitos tóxicos sobre as lemnas. Por outro lado, Caicedo (2005), utilizando a espécie *S. polyrrhiza*, recomenda concentração de até 50 mg N- NH_3 /L; porém, deve-se manter uma concentração mínima de nitrogênio na água para que haja boa produção de proteína na biomassa, sendo que Sutton e Ornes (1975) indicam essa concentração sendo entre 20 e 60 mg/L. Entretanto, Cheng *et al.* (2002a) e Mohedano *et al.* (2012a) utilizaram *L. punctata* e relataram o desenvolvimento dessa espécie em concentrações de 240 mg N- NH_4 /L e 182 mg N- NH_4 /L, respectivamente.

Diversos estudos vêm sendo realizados com sucesso, utilizando a tecnologia de lagoas de lemnácea na Holanda, Estados Unidos, Egito, Tailândia e China. Entre as pesquisas de maior destaque em termos de remoção, estão Xu e Shen (2011) que, utilizando a espécie *S. oligorrhiza* para tratar dejetos suínos, conseguiram remover 83% do nitrogênio total e 78,7 -100% da amônia (NH_4) em um período de 15 dias. No entanto, Mohedano *et al.* (2012a), utilizando a espécie *L. punctata*, removeram cerca de 99,8 % de NTK e 99,7% de N- NH_3 . Korner e Vermaat (1998), em um sistema de tratamento de esgoto sanitário com *L. gibba*, conseguiram alcançar uma remoção de até 97% de NTK, em um estudo realizado na cidade do Cairo (Egito). El-Shafai

et al. (2006) alcançaram uma remoção de 85% de NTK e 98% de amônia em um sistema de tratamento integrado com reator UASB. Na Tailândia, Benjawan e Koottatep (2007), tratando esgoto sanitário, obtiveram remoção de 89% de NTK, 92% NH₃-N e 75% de nitrogênio total para uma carga aplicada de 1,3 g N/m²/dia. Na Carolina do Norte (EUA), um estudo com *L. minor* para tratamento de efluente de suinocultura removeu 91,6% de nitrogênio total, na qual a remoção foi de 2,11 g/m²/d (CHENG *et al.*, 2002b). Em análise dos dados expostos pelos estudos acima, pode-se perceber o grande potencial desse sistema para polimento de efluentes como o esgoto sanitário.

3.3.1.4 Remoção de Fósforo

O fósforo é um dos nutrientes essenciais para o bom funcionamento metabólico das lemnáceas, juntamente com o nitrogênio e potássio, sendo assim o uso de lemnas no polimento de efluente sanitário é beneficiado por conter uma quantidade razoável de nutrientes. As principais vias de remoção de fósforo no sistema, segundo Skiliconr *et al.* (1993) e Iqbal (1999) são:

- Absorção pelas lemnas;
- Adsorção por partículas de argila e matéria orgânica;
- Precipitação química com Ca⁺², Fe⁺³ e Al⁺³;
- Assimilação por bactérias.

Com exceção da absorção pelas plantas, esses mecanismos provocam acumulação de fósforo no sistema devido à ausência de componentes voláteis, como N₂ e NH₃. Uma forma de mitigar o acúmulo de fósforo no sistema é através da colheita periódica de biomassa e dragagem do sedimento (IQBAL, 1999).

A forma com que o fósforo é disponibilizado no sistema é um dos fatores que determina o sucesso da sua remoção, sendo a forma ortofosfato (PO₄³⁻) a mais facilmente assimilada pelo metabolismo das lemnas. Devido a isso, deve-se destacar a importância de um adequado pré-tratamento do esgoto bruto para que ocorra a liberação de ortofosfato.

A temperatura influencia indiretamente na remoção de fósforo, pois, segundo Iqbal (1999) e Zimmo *et al.* (2004), na estação mais quente, a velocidade de crescimento é mais elevada; consequentemente, a remoção de fósforo é maior pelo aumento do consumo para seu crescimento. A colheita é outro fator de grande influência para um bom

desempenho do sistema, sendo que com uma colheita periódica se retira o excesso de biomassa, proporcionando menor competição por espaço e evitando a morte das lemnas e retorno dos nutrientes removidos por absorção, devido à degradação no sistema.

O uso de lagoas de lemnas para a remoção de fósforo tem mostrado grande potencial no tratamento de efluentes domésticos e pecuários, como mostrado no trabalho de Alaerts *et al.* (1996), que conseguiram remover 77% de fósforo total de uma estação de tratamento de esgoto sanitário de pequeno porte. Korner *et al.* (1998) alcançaram uma remoção entre 63-99% utilizando *L. gibba*. No entanto, Cheng *et al.* (2002b), com a espécie *L. minor*, alcançaram 85,1 % de remoção com carga de remoção de 0,59 g P/m²/d em um sistema piloto na Carolina do Norte (EUA). Mohedano *et al.* (2012b), com a espécie *L. punctata*, e Xu e Shen (2011), com a espécie *S. oligorrhiza*, alcançaram os maiores níveis de remoção reportados na literatura, de 98,8% e 89,4% , respectivamente.

A remoção de PO₄³⁻ encontrada por Alaerts *et al.* (1996) e Dalu e Ndamba (2003) foram de 95% e 65%, respectivamente, corroborando com Korner e Vermaat (1998) que, utilizando a espécie. *L. gibba*, relatam remoção de 68 a 99% de PO₄³⁻. El-Shafai *et al.* (2006), trabalhando em um sistema composto por um reator UASB seguido de lagoas de lemnas, obtiveram uma carga de remoção 95 mg P/m²/d.

3.3.2 Aspectos de engenharia

3.3.2.1 Tempo de detenção hidráulica e carga de alimentação

O tempo de detenção do efluente no sistema dependerá principalmente da carga de matéria orgânica e nutrientes e da carga hidráulica (METCALF e EDDY, 1991), além da eficiência de remoção que deseja alcançar. Para a maioria dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário, o dimensionamento de carga aplicada é feito com base na matéria orgânica. Contudo, alguns autores verificaram que, em lagoas de lemnaças, o TDH preferencialmente deve ser calculado com base na concentração de amônia, por ser um fator limitante para o crescimento da biomassa e, conseqüentemente, para o bom funcionamento do sistema (ORON *et al.* 1986, CHENG *et al.* 2002a, CAICEDO 2005, MOHEDANO 2010), além de que, na maioria dos sistemas de tratamento, as lagoas de macrófitas são utilizadas como lagoas de polimento em que a carga orgânica é baixa.

A carga orgânica aplicada em sistemas sem aeração não deve ultrapassar 100 a 160 kg/ha/dia, a fim de obter um efluente com concentração de até 30 mg DBO/L (METCALF e EDDY 1991, GIJZEN e KHONDKER 1997). Quanto ao dimensionamento de cargas tendo como base a amônia, Cheng *et al.* (2002b) e Mohedano (2010) utilizaram concentrações de 240 mg/L e 100 mg/L, respectivamente, sendo que Korner e Vermaat (1998) em seu estudo indicam uma aplicação de até 590 mgN-NH₃/ha/dia. Para o cálculo do TDH, Mara *et al.* (1992) indicam o uso da equação (1). Para cálculo da carga aplicada, é indicada a utilização da equação (2):

$$TDH = \frac{AxH}{Q} \quad (1)$$

Sendo:

TDH= tempo de detenção hidráulica (dia)

A= área da meia profundidade (m²)

Q= vazão afluente (m³/dia)

H= profundidade da lagoa (m)

$$\lambda_s = \frac{10 * Q * C_o}{A} \quad (2)$$

Sendo:

λ_s = Carga superficial aplicada (kg/ha/dia)

C_o = Concentração total afluente (mg/L)

Q = Vazão (m³/dia)

A = Área (m²)

10 = Fator de correção para as unidades

Os tempos de detenção hidráulica de efluentes em lagoas de lemnas encontrados na literatura têm grande diversidade (Tabela 1), sendo o mais baixo encontrado o de 3 dias (KORNER e VERMAAT, 1998), e o maior, de 70 dias (ZIRSCHKY e REED, 1988). Contudo, a

maioria dos estudos sugere TDH de 15 a 25 dias (IQBAL 1993; EL-SHAFI *et al.* 2006).

Tabela 1. Tempo de detenção hidráulica e profundidade de sistemas de tratamento com lagoas de lemnáceas encontradas em diferentes estudos.

Autor	TDH (d)	Profundidade (cm)
Zirschky e Reed (1988a)	7	40
Zirschky e Reed (1988b)	70	150
Mandi (1994)	7	14
Oron <i>et al.</i> (1986)	10-20	20
Oron <i>et al.</i> (1987);	5-20	20
Alaerts <i>et al.</i> (1996)	20	40-90
Korner e Vermaat (1998)	3	33
Ranet <i>al.</i> (2004)	4,23	93
Caicedo (2005)	12-21	40-70
El- Shafai <i>et al.</i> (2006)	15	48
Tavares <i>et al.</i> (2008)	21	15

3.3.2.2 Dimensões das lagoas

Entre os fatores de dimensionamento das lagoas, a profundidade é de extrema importância devido ao contato das raízes das lemnáceas com o efluente e por afetar diretamente na mistura vertical, afetando também na remoção de nutrientes pelas lemnas (IQBAL 1999, MOHEDANO 2010) e remoção de DBO pela população microbiana anexada na biomassa. As condições de oxigênio é outro fator dependente da profundidade, pois em lagoas muito fundas prevalecem condições anaeróbias, não sendo adequadas para lagoas de polimento (pode-se observar a relação entre profundidade e TDH na Tabela 1). A mistura vertical no tanque que permite a homogeneidade do efluente na lagoa ocorre com a altura e velocidades adequadas que, segundo Edwards (1992), é de 0,1 m/s. As profundidades utilizadas em trabalhos encontrados na literatura estão entre 20 e 150 cm (ZIRSCHKY e REED 1988, ORON *et al.* 1986, ORON *et al.* 1987, ALAERTS *et al.* 1996, KORNER e VERMAAT 1998, RAN *et al.* 2004, CAICEDO 2005, EL-

SHAFAI *et al.* 2006, TAVARES *et al.* 2008, MOHEDANO *et al.* 2012a).

A relação comprimento para largura varia de acordo com os autores. Zirschky e Reed (1988) e Hammer (1990) recomendam uma relação maior que 1:10 para manter fluxo de pistão com uma boa mistura; Alaerts *et al.* (1996) obtiveram 99% de remoção de DBO com proporções de 1:38.

3.3.2.3 Produtividade e manejo da biomassa

A colheita periódica da biomassa em excesso nas lagoas é uma das principais responsáveis pela remoção de nitrogênio do efluente em tratamento (VERMAAT e HANIF 1998, IQBAL 1999, ZIMMO 2004), juntamente com processo de nitrificação/desnitrificação e absorção direta pela biomassa. Os tempos de duplicação das lemnas, segundo Korner *et al.* (2003), variam em torno de 2 a 3,5 dias, sendo importante fazer a coleta parcial para remoção do excesso de biomassa no final deste período. A quantidade e frequência de colheita mantêm o valor nutricional das plantas e garante a remoção de toxinas que possam existir no meio, sendo importante para manter a cultura saudável e produtiva (IQBAL, 1999). Isso impede a morte de lemnas por competição de espaço para ter acesso à luz, nutrientes e CO₂ (CROSS 2006; SKILICORN *et al.* 1993) e não permite que a biomassa morta sedimente, ocorrendo a decomposição e retorno dos nutrientes ao sistema, além de causar um aumento na DBO.

No entanto, é preciso controlar a biomassa retirada. A lagoa deve ser mantida coberta com uma fina camada de lemnas para evitar a penetração de luz solar na coluna de água, pois isso torna o meio propício para o desenvolvimento de algas (GURTEKIN e SEKERDAG, 2008), além de prejudicar a sedimentação de sólidos (KRISHNA e POLPRASERT 2008, ZIMMO *et al.* 2002), pois ambos os fatores aumentam significativamente a turbidez do efluente. A presença de algas pode vir a afetar drasticamente a qualidade da água, causando elevação do pH, o que, conseqüentemente, torna a amônia do meio tóxica (CAICEDO, 2005). Devido a esses problemas, é importante o controle da densidade, mantendo a biomassa sempre em uma quantidade ótima. Para que isso ocorra, modelos matemáticos baseados na temperatura e concentração de nutrientes foram desenvolvidos para estimar a velocidade de crescimento das lemnas em lagoas de tratamento. Um dos modelos existentes foi desenvolvido por Landesman *et al.* (2005), utilizando o software MERV (GREGORY e FEDLER,

1986) para avaliar os coeficientes e encontrar o valor de R² e nível de significância. O modelo é descrito a seguir:

$$Y = [(1 - e^{-A_1 X})X(A_2 - A_3 X) + A_4]X \left(1 - \left|1 - \frac{T_{obs}}{T_{opt}}\right|\right)X \left(1 - \left|1 - \frac{SR_{obs}}{SR_{opt}}\right|\right)$$

Sendo:

Y = Velocidade de crescimento (g /dia – matéria úmida);

X = concentração de nitrogênio total (mg /L);

A1 = variação na velocidade de crescimento (A1= 0.308);

A2, A3 = coeficientes do modelo (A2 = 7.18, A3 = 0.201);

A4 = aumento de peso úmido da biomassa na concentração zero (A4 = 7.01);

T obs = temperatura observada (°C);

T opt = temperatura ótima para crescimento de lemnas (26°C);

SR obs = radiação solar observada (W/m²);

SR opt = radiação solar ideal para o crescimento das lemnas (138 W/m²).

Contudo, há grande variação de crescimento da biomassa em função da região em que se encontram os sistemas de lagoas e a estação do ano, sendo que os modelos existentes não abrangem todas as variáveis. De acordo com Leng *et al.* (1995), as lemnas podem ter sua biomassa duplicada entre 16 e 48 horas sob disponibilidade ideal de nutrientes, luz do sol e temperatura da água.

Percebe-se grande discordância quanto à forma de se analisar o crescimento das lemnas, sendo necessário um monitoramento constante e observação para determinar o tempo ideal de realização da colheita no sistema implantado.

3.4 Fixação de gás Carbono (CO₂)

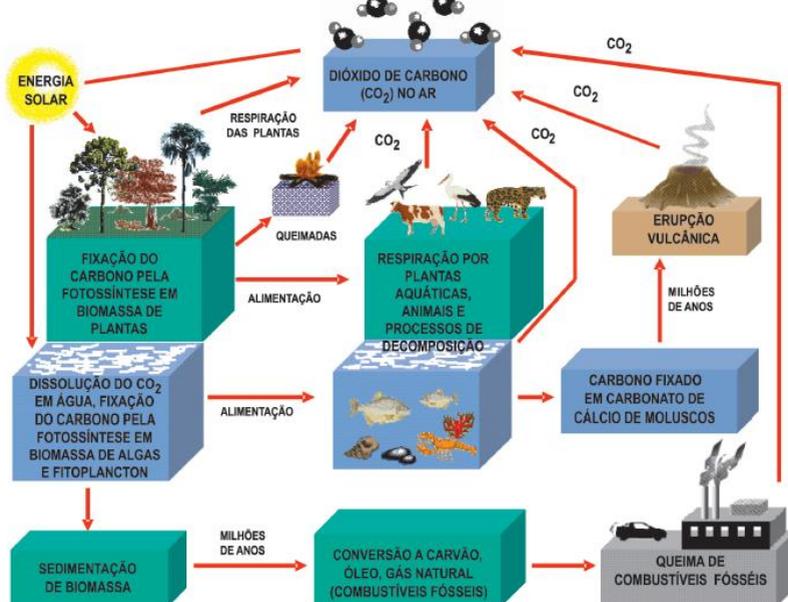
A preocupação com a elevada emissão de gás carbônico e, conseqüentemente, um aumento no efeito estufa surgiu no final do século XX, ganhando grande destaque na Conferencia de Kyoto, em 1997, na qual o termo “sequestro de carbono” consagrou-se. Esse termo é usado para referenciar ações de mitigação de baixo custo para reverter o acúmulo excessivo de CO₂ na atmosfera.

O gás carbônico atmosférico pode ser removido através de mecanismos naturais ou pela ação antrópica. Dentre os mecanismos naturais, há o sequestro de carbono por processos biológicos, tal sequestro de carbono ocorre através da ação da fotossíntese, em que vegetais na presença de luz fixam o gás carbônico em sua biomassa (YU 2004, RENNER 2004). Sob condições de ausência de luz (período noturno), ocorre o processo metabólico de fotorrespiração, em que há a liberação de parte do CO₂ fixado no período luminoso, em que um em cada quatro átomos de carbono fixado é liberado novamente para a atmosfera (MOHEDANO, 2010), mantendo assim um equilíbrio sobre a concentração deste gás. É necessário existir uma concentração mínima de CO₂ para regular a temperatura terrestre, uma vez que, na falta deste gás, haveria uma queda na temperatura da Terra (RENNER, 2004), prejudicando toda a vida terrestre. O ciclo do carbono pode ser observado na Figura 4.

A relação entre a concentração de CO₂ e a fotossíntese é explicada por Taiz e Zeiger (2006), sendo que, quando ocorre um aumento nas concentrações de CO₂, a fotorrespiração é reduzida e, conseqüentemente, há um aumento na fixação do carbono, pois ambos os processos são realizados por uma enzima denominada ribulose bifosfato carboxilase/oxigenase (RUBISCO).

A principal fonte de carbono das lemnas é o CO₂. Esse carbono é fixado e transformado em carboidratos que, conseqüentemente, passam a compor as demais estruturas orgânicas necessárias para o desenvolvimento das plantas (MOHEDANO, 2010). Sendo assim, a tecnologia de lagoas de lemnas tem se mostrado eficiente para a fixação de carbono, podendo ser inserida em projetos de MDL para obter créditos de carbono e gerar renda ao tratamento de esgoto e outros efluentes ricos em nutrientes.

Figura 4. Ciclo do carbono. Adaptada: Webeduc.



3.5 Possíveis usos da biomassa

Quando produzida em ambiente adequado, a biomassa de lemnas possui elevado valor nutricional, tornando-se apropriada para alimentação de animais domésticos, peixes, aves e outros animais (GAIGHER *et al.* 1984, LENG *et al.* 1995, IQBAL 1999, MOHEDANO *et al.* 2012a), além de fornecer uma rica fonte de vitaminas A e B (LENG *et al.*, 1995). O ambiente adequado para produção de biomassa com alto teor nutricional é um ambiente rico em nutrientes (CULLEY e EPPES 1973, LENG *et al.* 1995, SKILICORN *et al.* 1993, IQBAL 1999), como as lagoas de tratamento de águas residuárias. A tabela 2, baseada nos trabalhos de Landolt e Kandeler (1987) e Stambolie e Leng (1994), mostra a diferença entre a composição de proteína e fibra produzida em diferentes ambientes, levando em consideração o fato de a concentração de nutrientes em lagoas naturais ser baixa quando comparada às lagoas de tratamento de efluentes. Outro fator que afeta na concentração de proteína na biomassa das lemnas é a densidade populacional das lemnas nas lagoas, pois quando esta é elevada

(ocorrência de “*crowding*”), afeta negativamente o valor nutricional da biomassa (SKILICORN *et al.* 1993, MOHEDANO 2010).

Tabela 2. Teores de nutrientes contidos na biomassa das lemnas. (FONTE: Landolt e Kandeler (1987) e Stambolie e Leng (1994))

	Proteína (%)	Gordura (%)	Fibra (%)	Cinza(%)
Lagoa natural	15-35	4,4	8-25	15,0
Cultivada em esgoto	40-43	5,4	5,0	13,0
Geral	6,8-45,0	1,8-9,2	5,7-16,2	12-27,6

A produção de proteína a partir da biomassa de lemna pode chegar a ser dez vezes maior que a produção de proteína da soja, segundo Said *et al.* (1979). As proteínas presentes na biomassa das lemnas são ricas em aminoácidos essenciais (HILLMAN e CULLEY e MYERS 1978, ISLAM 2002), se assemelhando à proteína animal.

A produtividade média de lemnas em regiões tropicais e subtropicais, segundo Iqbal (1999), é estimada entre 10-30t (peso seco)/ha/ano, sendo que o teor de proteína em seu peso seco pode variar entre 16 e 53% (EDWARDS 1992, LENG *et al.* 1995, AL-NOZAILY *et al.* 2000) em lagoas de tratamento, podendo ser considerada uma quantidade comercialmente atraente (IQBAL 1999, AL-NOZAILY *et al.* 2000), além de gerar renda para a estação de tratamento e competir com outras fontes de proteína para a produção de ração. Tavares (2008) estudou a utilização da biomassa seca de lemnas como fonte de proteína para alimentação de tilápias, obtendo uma produção de 22,5 t/ha/ciclo com lemnas peletizadas, com a possibilidade da realização de dois ciclos ao ano, sendo estes resultados similares a sistemas convencionais de produção.

Pesquisas recentes indicam o uso dessa biomassa para a produção de biocombustíveis, uma vez que sua biomassa deficiente em lignina e hemicelulose é menos recalcitrante à sacarificação, sendo que a fração de amido e celulose presente em sua biomassa pode ser facilmente digerida por enzimas de glicose sem que haja um pré-tratamento térmico

e químico (GE et al., 2012). Em seu experimento, Xu *et al.*(2011), utilizando efluente diluído de dejetos suínos, conseguiram aumentar 64,9% o teor de amido da biomassa, que após a hidrólise enzimática e a fermentação conseguiu alcançar uma conversão de 94,7% deste amido. Estes autores ainda compararam o uso da biomassa de lemna com o milho para a produção de etanol, na qual a lemna se apresentou 50% mais eficiente, mostrando-se competitiva na produção de combustível. Utilizando a espécie *L. punctata*, Chen *et al.* (2012) alcançaram uma eficiência de fermentação de 90% com uma carga de produtividade 2,20g/L/h de etanol.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para o cumprimento dos objetivos propostos, o presente estudo se deu através da operação de um sistema em escala piloto utilizado para tratamento do esgoto doméstico. O sistema foi operado no período compreendido entre 04/2013 e 12/2013, com cargas variáveis devido à variação na composição do esgoto real.

4.1 Descrição das Unidades Piloto

O sistema de tratamento utilizado para a realização deste estudo foi instalado no setor experimental do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasoso (LABEFLU) e Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), nas dependências do campus universitário da Universidade Federal de Santa Catarina, na cidade de Florianópolis (SC).

O sistema foi concebido para atuar com etapas de tratamento secundário e terciário através de uma lagoa anaeróbia seguida por duas lagoas com macrófitas lemnáceas. As três lagoas piloto foram dispostas no solo, após escavação, permanecendo semienterradas.

O sistema de lagoas utilizado era constituído por três unidades em série e escala piloto, construídas em fibra de vidro, interligadas entre si por meio de canalizações de PVC (50mm), contando ainda com registros para controle do fluxo e para permitir a manutenção das mesmas sem que houvesse qualquer interferência entre elas. A lagoa anaeróbia (LA) possuía formato cilíndrico com um volume de 5m³. As outras duas lagoas (LL1 e LL2) possuíam formato retangular com dimensões idênticas (tabela 3).

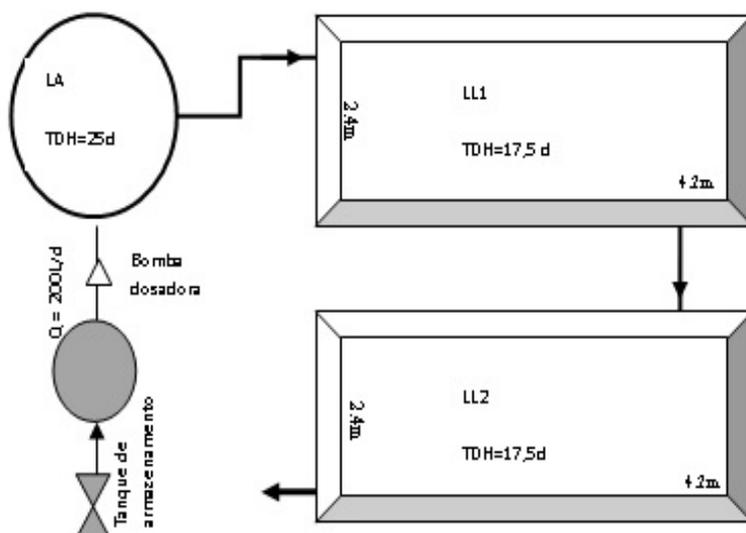
Tabela 3. Dimensões das lagoas utilizadas no sistema.

Dimensões	LA	LL1	LL2
Comprimento (m)	-	4,2	4,2
Largura (m)	-	2,4	2,4
Profundidade (m)	2,0	1,0	1,0
Diâmetro (m)	2,0	-	-
Área (m ²)	3,14	10,0	10,0
Área útil (m ²)	2,5	8,0	8,0
TDH teórico (dias)	25,0	17,5	17,5

Essas lagoas foram denominadas Lagoa de Lemnas 1 (LL1) e Lagoa de Lemnas 2 (LL2). A vazão de esgoto doméstico aplicada no sistema era de 200 L/d.

A altura média da coluna d'água nas lagoas de lemnas foi de 42 cm, totalizando um volume útil de aproximadamente 3500L. O esquema pode ser visualizado na figura 5.

Figura 5. Esquema do sistema de tratamento utilizado no presente estudo



O estudo foi dividido em: período adaptativo, fase I e fase II. O período adaptativo refere-se à adaptação das lemnas às lagoas. A fase I foi proposta para treinamento da equipe e adequação das lemnas às condições de esgoto sanitário. Na fase II foi estudado o potencial do sistema para tratar esgoto doméstico, fixar gás carbônico (CO_2) e sua capacidade para valoração de biomassa. Na fase I foi utilizada uma cobertura de vinil transparente fixado em uma estrutura metálica que atuou como estufa em LL1 e LL2 (figura 6). Na fase II essa estrutura foi retirada para simular condições de uma lagoa em escala real.

Figura 6. Imagem do sistema na fase I, com cobertura de vinil transparente.



4.2 Operação do sistema de tratamento

4.2.1 Período de adaptação e fase I.

A fase de adaptação foi iniciada após a instalação das estruturas, na qual as lagoas de lemnas foram preenchidas com água da rede de abastecimento municipal de Florianópolis e acrescidas de nutrientes sintéticos, formando o meio de cultura. Com o intuito de fornecer condições ideais para o desenvolvimento das macrófitas lemnáceas, as concentrações dos sais nutrientes foram baseadas na norma ISODIS 20079 (ISO/DIS, 2003), que padroniza as condições de cultivo de lemnas em testes toxicológicos.

Após a preparação do meio, as macrófitas da espécie *Landoltia punctata*, coletadas em lagoas de tratamento de dejetos suínos no município de Braço do Norte (SC), foram introduzidas de modo a cobrir a superfície das lagoas. Durante um período de aproximadamente 30 dias, a população de lemnas foi observada, visando monitorar sua adaptação ao novo meio. Portanto, foram realizadas observações de coloração, comprimento das raízes e carga de crescimento, além de correções de pH.

Após a adaptação das lemnas ao sistema, foi efetuada uma alteração na composição do meio para simular as condições do esgoto, com base nos macronutrientes. Essa nova composição foi chamada de esgoto sintético e a avaliação dessa etapa foi denominada fase I. Nessa fase, somente as lagoas de lemnas (LL1 e LL2) foram estudadas. As lagoas foram operadas durante 30 dias com batelada única. Essa fase

serviu de base à operação do experimento, com o treinamento da equipe em relação ao manejo e conhecimento do comportamento das lemnas nas condições impostas. A Tabela 4 apresenta a relação completa de macronutrientes que compõem a solução do esgoto sintético. Vale ressaltar que o cálculo foi feito com base na massa dos elementos (N, P, K, Mg e Ca), considerando a estequiometria dos sais. Por exemplo, para o Cloreto de amônio (NH_4Cl), o nitrogênio representa apenas 23% da massa total do sal.

Durante a operação com esgoto sintético (fase I), foi realizada a remoção da biomassa de lemnas (duas vezes por semana) para manter uma densidade adequada da população. Por meio de quatro campanhas (uma por semana) para coletas e análises laboratoriais, foi conduzido o monitoramento de alguns parâmetros de qualidade da água, com foco na concentração de nutrientes. Os parâmetros avaliados nessa etapa foram NTK, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- e PO_4^- , além de DQO, pH e temperatura. As amostras para análises foram coletadas em posição central das lagoas. As cargas aplicadas em LL1 e LL2 foram de 31,4 $\text{kgNH}_4/\text{ha}/\text{dia}$ e 44 $\text{kg NH}_4/\text{ha}/\text{dia}$, respectivamente. Os detalhes referentes à metodologia de manejo da biomassa e análises laboratoriais estão descritos nos itens 4.3.1 e 4.4.

Tabela 4. Relação de macronutrientes utilizados na composição do esgoto sintético.

Composto		Concentração (mg/L)
Fosfato Monopotássico (MPK)	$\text{P}_2\text{O}_5.\text{K}_2\text{O}$	34
Nitrato de magnésio	$\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$	185,6
Nitrato de cálcio	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	21
Uréia	$(\text{NH}_2)_2\text{CO}$	12
Cloreto de amônio	NH_4Cl	148,6

Durante a fase I houve um período de monitoramento de gás carbônico nas lagoas de lemnas. Esse período do estudo consistiu no monitoramento de consumo e liberação de gás carbônico nas lagoas com esgoto sintético. Foram realizados três ensaios com duração de 24 horas cada.

4.2.2 Partida e operação do sistema na fase II

Na fase II, o sistema atuou com as três lagoas (LA, LL1 e LL2), tendo início a aplicação de esgoto oriundo de condomínios residenciais. O esgoto foi coletado após o tratamento preliminar (gradeamento e caixa de gordura) e transportado em caminhões limpa fossa a cada quinze dias. No local do experimento, o esgoto ficou armazenado em reservatório com capacidade para 5000L. O esgoto era aplicado diariamente ao sistema de tratamento piloto através de bomba peristáltica, a uma vazão de 200L/d.

Durante a fase II houve um período de monitoramento de gás carbônico nas lagoas de lemnas. Esse período do estudo consistiu no monitoramento de consumo e liberação de gás carbônico nas lagoas de lemnas com esgoto sanitário. Foram realizados três ensaios com duração de 24 horas, nos meses de novembro e dezembro de 2013. O procedimento experimental é descrito no item 4.4.4.

Para manter o bom funcionamento do sistema, foi necessário controlar a biomassa produzida através da retirada do excesso. A retirada foi realizada para evitar o retorno de nutrientes no caso da decomposição das frondes mortas (KORNER *et al.*, 1998). Assim, a retirada do excesso de biomassa produzido foi realizada duas vezes por semana. Esse procedimento será descrito no tópico 4.3.1.

4.2.3 Descrição da Espécie Biológica Utilizada

A seleção da espécie utilizada no experimento de tratamento de esgoto sanitário foi feita com base nas seguintes características:

- Eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo;
- Alta produtividade de biomassa;
- Elevado teor de proteína;
- Elevado teor de amido;
- Ser nativa da região sul do Brasil.

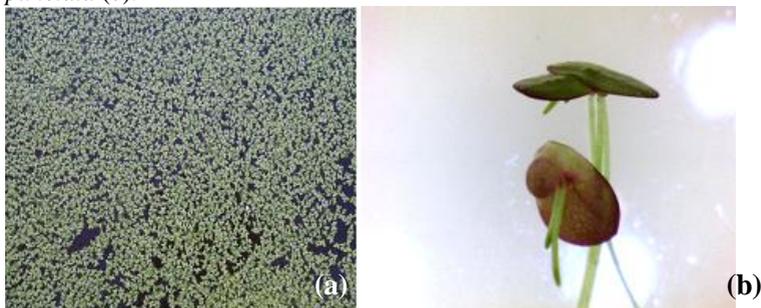
O principal trabalho utilizado para a consulta sobre as espécies foi a pesquisa de Bergman *et al.* (2000), desenvolvida na Carolina do Norte (EUA), na qual foi realizada uma seleção de 12 espécies distintas entre 41 cepas isoladas geograficamente. Entre as espécies selecionadas, a que obteve maior destaque na remoção de nutrientes e produção de

proteína foi a *Landoltia punctata* (figura 7). A classificação taxonômica da espécie pode ser observada abaixo:

Reino: Plantae
 Divisão: Angiospermae
 Classe: Monocotyledoneae
 Ordem: Arales
 Família: Araceae (Lemnaceae)
 Sub-família: Lemnoideae
 Gênero: *Landoltia*
 Espécie: *Landoltia punctata*

Essa espécie apresenta ocorrência na região litorânea de Santa Catarina, além de ser utilizada em lagoas de tratamento de dejetos suínos nesse mesmo estado (MOHEDANO *et al.*, 2012), sendo assim selecionada para a aplicação nas lagoas de lemnáceas para polimento de esgoto do presente estudo.

Figura 7. População de *Landoltia punctata* dispostas na lagoa (a), *Landoltia punctata* (b).



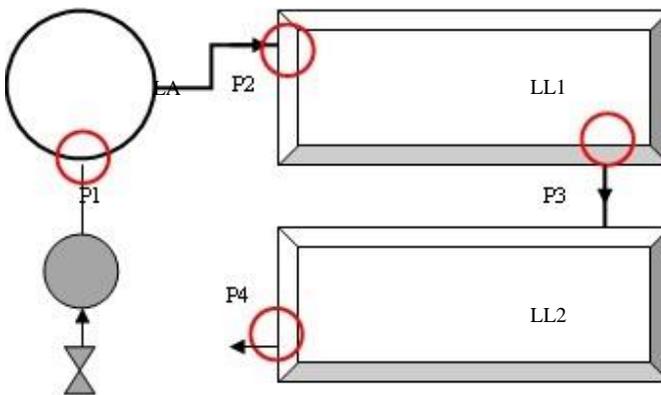
4.3 Procedimento experimental

A entrada e saída de cada lagoa foram definidas como ponto de coleta do experimento, totalizando quatro pontos de amostragem (Figura 8). Entrada da LA (P1), entrada e saída da LL1(P2 e P3) e, por último, a saída da LL2 (P4).

Para estimar a carga superficial aplicada (λ_s), foi considerada a concentração de amônia (CAICEDO, 2005), sendo a concentração média de NH_4^+ no afluente de 48 (± 24)mg/L. Assim:

$$\lambda_s = \frac{10 * Q * C_0}{A} = \frac{10 * 0,2 * 48}{8} = 12 \text{ kg} \frac{\text{NH}_4}{\text{ha} \cdot \text{d}} \quad (3)$$

Figura 8. Localização dos pontos de coleta do efluente para análises químicas e físicas. Sendo P1, P2, P3 e P4 os pontos de coleta utilizados no estudo.



As cargas médias de DBO e DQO aplicadas durante a fase II nas lagoas de lemnas foram de 22 kg DBO/ha/d e 60 kg DQO/ha/d. Durante essa mesma fase (fase II), o sistema operou por um período de 138 dias.

Devido às alterações nas características do esgoto bruto durante a fase II do experimento, surgiu a necessidade de separar os dados em dois períodos distintos, a fim de amenizar a distância entre os picos e a média. Portanto, dividiu-se a fase II em período de baixa concentração afluente (PBCA) e período de alta concentração afluente (PACA). O período de baixa concentração (PBCA) diz respeito aos primeiros 76 dias de experimento, e o de alta concentração (PACA), os 62 dias restantes.

4.3.1 Avaliação da biomassa

A avaliação da biomassa foi realizada por meio da determinação quantitativa e qualitativa da biomassa de lemna produzida ao longo do

período experimental. A avaliação quantitativa foi realizada pelo cálculo do peso seco da biomassa de lemna. Para avaliação qualitativa, determinou-se o teor de proteína bruta e amido contido na biomassa.

4.3.1.1 Análise quantitativa

A avaliação de produtividade da biomassa durante o experimento foi realizada segundo Landesman *et al.* (2005), com base na velocidade de crescimento específico (VCE - g/g/dia) e na velocidade de crescimento superficial (VCS - g/m²/d). Para determinar a VCS foi necessário encontrar a densidade de biomassa produzida. Para tal determinação, utilizou-se o método desenvolvido por Mohedano (2010), consistindo no uso de um quadrado flutuante confeccionado de PVC (32mm) com uma área interna de 0,25 m² (Figura 9).

Nesse método, o quadrado é lançado aleatoriamente em diferentes pontos da lagoa e o conteúdo de biomassa que fica no interior do quadrado é recolhido com o auxílio de uma peneira, sendo posteriormente seco e pesado. Assim, pode ser obtida a densidade de lemnas por metro quadrado, estimando a sua carga de crescimento.

Figura 9. Método utilizado para medição da densidade de lemnas nos reatores.



As velocidades de Crescimento Específico e Superficial podem ser calculadas pelas seguintes equações:

$$VCE = \frac{B_t}{N \cdot D \cdot A} \quad (4)$$

Sendo:

VCE= Velocidade de crescimento específico (kg/kg/dia)

Bt = Biomassa total removida no período (kg)

N= Número de dias do período

D= Densidade média (kg/m²)

A= (Área) Superfície de lâmina d'água avaliada (m²).

$$VCS = \frac{B_t}{N \cdot A} \quad (5)$$

Sendo:

VCS=Velocidade de crescimento superficial (kg/m²/dia)

Bt = Biomassa total removida no período (kg)

N= Número de dias do período

A= (Área) Superfície de lâmina d'água avaliada (m²).

4.3.1.2 Análise qualitativa

Para mensurar a valorização da biomassa de lemnas é preciso conhecer seu teor em proteína e amido produzidos. Para a realização dessas análises foram coletadas amostras de biomassa em LL1 e LL2. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacolas plásticas previamente identificadas e transportadas ao laboratório de análises de alimento (LABCAL) para secagem em estufa a 55°C, por um período de 48 horas.

Após a secagem, as amostras de biomassa foram identificadas e pesadas (Figura 10). Posteriormente, foram congeladas em freezer a uma temperatura de aproximadamente -18°C até o momento de serem encaminhadas às análises. As análises de verificação de proteína bruta e amido foram realizadas no Laboratório de Análises de Alimentos – LABCAL (habilitado pela ANVISA), no Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSC. A metodologia utilizada para teor de proteína bruta baseia-se na determinação do nitrogênio total multiplicado pela constante 6,25 (Método AOAC, n° 991.20), referenciada pela *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 2005). Para determinação do teor de amido foi utilizado o Método AOAC de número 996.11 (AOAC, 2005).

Figura 10. Coleta da biomassa; 2-Secagem da biomassa; 3- Biomassa seca; 4- Pesagem da biomassa seca.



A determinação da umidade foi realizada pela diferença entre o peso fresco e o peso seco (equação 6). O peso seco é determinado após a secagem da biomassa fresca em estufa a 55°C por 48 horas.

$$\text{Umidade} = P_f - P_s \quad (6)$$

Sendo:

P_f = peso úmido ou fresco (g/m^2)

P_s = peso seco (g/m^2)

4.3.1.3 Análise de biofilme

O rizoma (conjunto de raízes) das lemnas, bem como suas frondes, cria um ambiente propício para a fixação de microrganismos, aumentando assim a fixação de biofilme (IQBAL, 1999). A fim de verificar a composição do biofilme aderido nas raízes das lemnas, foram coletadas duas amostras da biomassa (uma no PBCA e outra no PACA).

Para análise do biofilme aderido nas raízes e frondes das lemnas foi utilizado um microscópio óptico da marca e modelo Olympus BX-40 com ampliações de 100x e 400x. Esse método permitiu analisar e identificar os microrganismos presentes na superfície das lagoas de lemnas.

4.4 METODOS ANALÍTICOS

4.4.1 Análises Físico-Químicas

A fim de conhecer a dinâmica das variáveis indicadoras da qualidade do efluente, foi realizado o monitoramento do sistema por meio da amostragem de efluente em pontos predeterminados das lagoas. As variáveis analisadas, bem como a metodologia empregada, são apresentados nas tabelas 5 e 6.

Tabela 5. Métodos analíticos utilizados

Análise	Método
Temperatura e OD	Oxímetro portátil Alfakit
pH	pHmetro
Turbidez (UT)	Nefelométrico Turbidímetro HACH 2100N - (SM 2130B)
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	Método do substrato cromogênico (Colilert-INDEXX [®]), que confere cor amarelada para CT positivos e fluorescência para <i>E. coli</i> (APHA, 2005).
CO ₂ (Fase líquida)	Titulação com carbonato de sódio (Unikit - Alfakit)
CO ₂ (Fase gasosa)	Instrultem modelo C-02

Tabela 6. Métodos analíticos utilizados

Alcalinidade	Titulométrico (SM 2320B)
Amônia	Destilação Kjeldahl/Destilador Semiautomático UDK 132,VELP Científica
Nitrito; Nitrato e Fosfato	Cromatografia líquida de troca iônica (DIONEX [®]), modelo DX 120 – auto-sample. SM 4110 C
Nitrogênio (NTK)	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N. SM 4500-N _{org} B.
Fósforo Total	Método Vanadato-Molibdato e leitura colorimétrica (SM 4500C)
DBO	Manométrico com digestão de 5 dias em base agitadora – HACH [®] - modelo DR-4000 SM 5220 D
DQO	Método colorimétrico de refluxo fechado (SM 5220D)

SM = número de referência do método segundo o Standard Methods (APHA, 2005).

As variáveis analisadas foram pH, temperatura, OD, turbidez, N-NH₃, NTK, NO₂⁻, NO₃⁻, PT, PO₄³⁻, alcalinidade, coliformes totais, *E.coli* e CO₂ dissolvido. As amostras coletadas foram encaminhadas ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) e Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, sendo realizadas as análises físico-químicas, segundo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

4.4.2 Eficiências de Remoção de Variáveis (E)

A eficiência na remoção de DQO, turbidez, DBO, N-NH₃, PT, NT e NTK foram verificadas com base nas concentrações dessas variáveis na entrada e saída do sistema. Para cálculo da eficiência, foi utilizada a equação (7):

$$E = \frac{(S_0 - S_s)}{S_0} * 100 \quad (7)$$

Sendo:

E = eficiência de remoção (%);

S₀ = concentração do substrato no afluente (mg/L);

S_s = concentração do substrato no efluente (mg/L).

4.4.3 Avaliação do CO₂

Para conhecer os efeitos da fixação de dióxido de carbono (CO₂) por lagoas de lentas, foi adotada uma metodologia baseada em experimento de escala piloto, reproduzindo condições reais, uma vez que se tenta envolver todas as variáveis de uma lagoa em escala real.

Para o monitoramento do CO₂ na atmosfera foi utilizado uma câmara de fluxo estática, que consiste no isolamento de uma parte da superfície da lagoa para monitorar a emissão e captura desta forma de carbono. O monitoramento ocorreu por um período total de 72 horas. O período indicado foi dividido em três campanhas com duração de 24 horas cada.

A câmara de fluxo foi confeccionada seguindo a norma do Método OM-8 da USEPA (USEPA, 1986), possuindo 40 cm de diâmetro e abrangendo uma área de 0,126 m² (figura 11).

Uma parte da borda da câmara permaneceu submersa na lagoa, cerca de 5 cm, para evitar escape dos gases (considerando o intervalo de 1,3 a 7,6cm de profundidade de submersão, indicado na norma).

Para a determinação da concentração do CO₂ gasoso na câmara de fluxo foi utilizado um analisador portátil de dióxido de carbono Instrutherm C-02, com uma escala de medição de até 6000ppm, com resolução de 1ppm e precisão de ±3% ou ±50ppm. O esquema do funcionamento e leitura do CO₂ nas lagoas pode ser observado na Figura 12.

Para determinar a concentração de carbono (CO₂D) em meio líquido utilizou-se o método de titulação com carbonato de cálcio através do kit UNIKIT CO₂ da Alfakit (Figura 13). O kit foi desenvolvido especialmente para o cálculo do CO₂ dissolvido. A medição do CO₂D foi realizada no início e final do período de análise com a câmara de fluxo.

A concentração do CO₂ no meio líquido foi calculada pela equação (8):

$$CO_2D = V_g * 20 \quad (8)$$

Sendo:

CO₂D: Concentração de CO₂ dissolvido no meio líquido (mg/L),

V_g: Volume de Na₂CO₃ gasto para titular a amostra (ml).

20 = Valor de correção indicado pela Alfakit.

Figura 11. Câmara de fluxo utilizada para monitoramento da fase gasosa

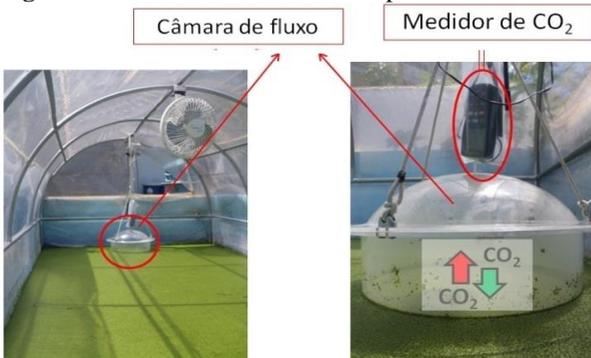


Figura 12. Esquema sobre liberação e fixação de CO_2 em lagoas de lemnas.

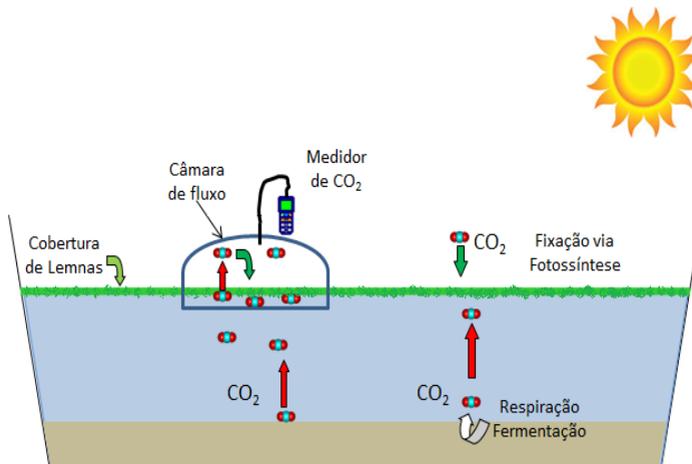


Figura 13. Kit utilizado para determinação de CO_2 dissolvido.



Para a determinação do carbono fixado é imprescindível o monitoramento do gás carbônico em todas as fases do reator. Assim, o cálculo foi realizado com base na avaliação da produtividade de biomassa das lagoas e do carbono orgânico total (COT) presente nessa

biomassa. O cálculo para a determinação do carbono orgânico fixado é mostrado na equação (9):

$$CF = TCS * COT \quad (9)$$

Na qual:

CF: Carga de carbono fixado ($\text{g/m}^2/\text{d}$),

VCS: Velocidade de crescimento superficial de biomassa ($\text{g/m}^2/\text{d}$),

COT: Teor de carbono orgânico total na biomassa (%).

Para estimar o teor de COT na biomassa utilizaram-se como base os trabalhos de Landolt e Kandeler (1987) e Iqbal (1999). Os trabalhos apontam para uma variação de 30% a 50% no teor de carbono orgânico total na biomassa de lemnas coletadas em ambientes naturais. Com base nesses dados, foi adotado um COT de 40%. Logo, obtém-se a equação (10):

$$CF = TCS * 0,4 \quad (10)$$

Para estimar a emissão de dióxido de carbono nas lagoas foi utilizado o modelo proposto por Cakil e Stenstrom (2005) para reatores anaeróbios. Esse modelo baseia-se na concentração de matéria orgânica biodegradável, sendo o cálculo realizado através da equação 11.

$$\text{CO}_2 \text{ prod} = 0,687 \times \frac{\text{kgCO}_2}{\text{kgDBO}} \quad (11)$$

4.4.4 Análise de dados

Os dados coletados durante todo o período do experimento referentes ao efluente (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^- , PT, OD, CO_2D , N-NH_3 , NTK, pH, DBO, DQO, alcalinidade e turbidez) foram armazenados em uma planilha eletrônica. Esses dados foram analisados e gráficos de dispersão foram produzidos para visualização do comportamento no sistema. O programa utilizado para processamento dos dados foi o Microsoft Excel 2007. Os dados referentes à biomassa foram, também, armazenados em planilhas eletrônicas e então comparados com os demais.

Para a avaliação da fase gasosa, os dados coletados pelo analisador de gás carbônico foram introduzidos no computador e processados através de software próprio, disponibilizado pela própria sonda de CO₂. Foram elaboradas planilhas eletrônicas e plotados gráficos para observação da variação na concentração de CO₂ durante o experimento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção serão apresentados os resultados encontrados na fase I (período de adaptação das lemnas), bem como os resultados obtidos na fase II, que se refere à utilização das lagoas para tratamento de esgoto sanitário em PBCA e PACA e na fixação de carbono, respectivamente.

5.1 Resultados da fase I

Antes do início do estudo, para tratar esgoto sanitário com lagoas de lemnas foram realizadas análises preliminares com esgoto sintético por um período de 30 dias. Esse período adaptativo teve por finalidade verificar o comportamento das lemnas sob as condições ambientais do local do estudo e seu potencial na remoção de nutrientes.

5.1.1 Avaliação das condições físicas

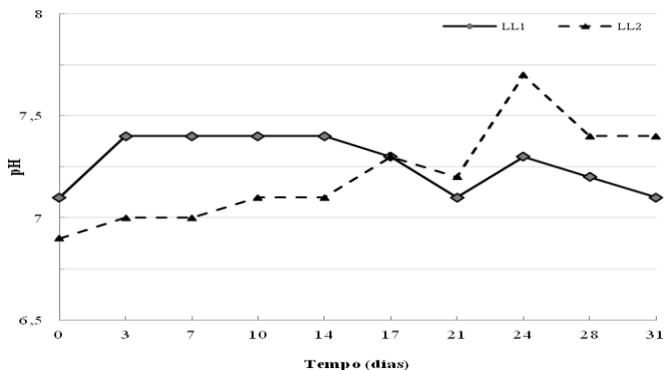
O monitoramento periódico do pH e da temperatura foi realizado para assegurar o bom funcionamento do sistema. Quanto ao comportamento do pH, não houve grande variação, permanecendo próximo à neutralidade. Os valores médios encontrados em LL1 foram de 7,3 ($\pm 0,13$) e de 7,25 ($\pm 0,24$) em LL2 (o comportamento do pH pode ser observado na figura 14).

Esses valores são ideais para manter o bom funcionamento do sistema, pois impedem a formação de amônia não ionizada (NH_3). A amônia nesse formato é lipossolúvel, prejudicando o metabolismo das plantas devido à sua toxicidade e fácil absorção pelas células das plantas (CAICEDO *et al.*, 2000). A forma $\text{NH}_3\text{-N}$ é dominante em pH alcalino.

Wang (1991) estudou a toxicidade da amônia em sua forma não ionizada (NH_3) e observou, a partir de pH 8,5, os efeitos de inibição no sistema das lemnas. Caicedo *et al.* (2000), em seu estudo, consideraram pH entre 5 e 8, pois esta faixa corresponde a valores limites para o bom funcionamento metabólico das lemnas. Portanto, os resultados de pH obtidos no presente estudo se enquadram no ideal para que o sistema obtenha um bom funcionamento.

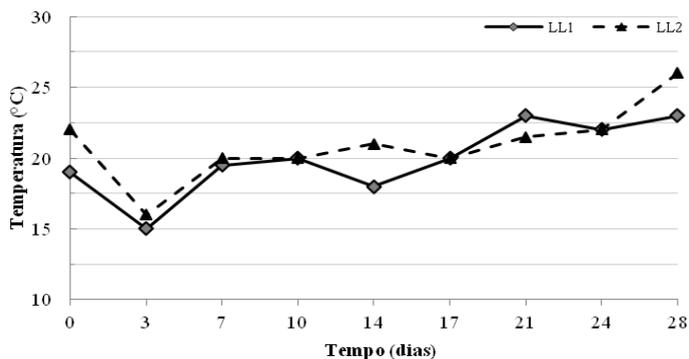
Em relação à temperatura do efluente, houve pouca variação, permanecendo na faixa de 20°C, mesmo com a grande variação na temperatura atmosférica durante o período estudado ($\pm 20^\circ\text{C}$).

Figura 14. Variação do pH nas lagoas de tratamento, ao longo da fase I. Sendo: LL1- lagoa de lemnas 1 e LL2 - lagoas de lemnas 2.



Na lagoa de lemnas 1, a temperatura média obtida foi de $19,9^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,9$) e, na lagoa de lemnas 2, ficou em $20,9^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,6$). Observa-se seu comportamento na figura 15. A sua baixa variação no efluente ocorre devido à proteção gerada pela camada de lemnas na superfície da lagoa, pois tal camada atuou como uma manta térmica. Por outro lado, a temperatura atmosférica sofreu grande alteração durante o período diurno e noturno, chegando a 45°C durante o dia. Isso ocorreu devido à cobertura plástica na lagoa, que atuou como uma estufa, elevando a temperatura do ar *indoor*.

Figura 15. Variação da temperatura nas lagoas de lemnas 1 e 2, medida próximo à superfície das lagoas, ao longo da fase I.



5.1.2 Remoção de fósforo e nitrogênio

Em relação ao polimento do efluente, o sistema apresentou um bom desempenho, sendo a eficiência na remoção de fósforo, sob a forma de PO_4^{3-} , de 82% e 93% em LL1 e LL2, respectivamente, a partir de uma concentração de 49 mg/L e 44 mg/L.

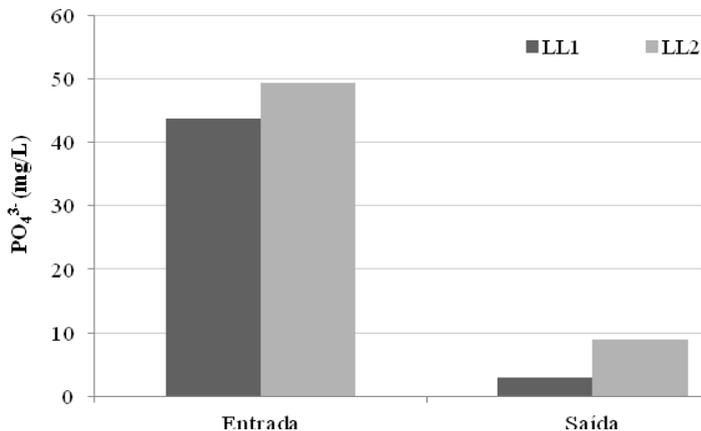
Entre as vias de remoção de fósforo em lagoas de lemnas, acredita-se que a absorção direta pela biomassa tenha sido a principal devido às condições de temperatura e pH que impedem que o fósforo sedimente.

Os valores de remoção de fósforo obtidos no presente trabalho se assemelham aos valores encontrados por Priya *et al.* (2012), que foram de 79,39% utilizando *Lemna minor*. El-shafai *et al.* (2006), utilizando um sistema de lagoas de lemnas como pós-tratamento de um reator UASB, obtiveram remoção de 78%, valor próximo ao obtido por Alaerts *et al.* (1996), que alcançaram remoção de 77% em um sistema de lagoas de lemnas para uma pequena população. Porém, a maior remoção foi encontrada por Korner e Vermaat (1998), que obtiveram remoção máxima de fósforo de 99% utilizando *lemna gibba*. A remoção de nutrientes varia de acordo com as características químicas do efluente e as condições de operação. Para sistemas com coleta periódica da biomassa e pH próximo à neutralidade, a eficiência no tratamento se mostra maior. Iqbal (1999) esclarece que, quanto maior a velocidade de crescimento das lemnas, maior será a remoção de fósforo por mecanismos de absorção do PO_4^{3-} pelas lemnas, e ressalta a importância da colheita periódica para maximização da eficiência de remoção.

A remoção de nitrogênio obtida no sistema em forma de NTK foi de 92% em LL1 e de 84% em LL2. Quanto à remoção de nitrato (NO_3^-), foi alcançada uma remoção de 81% em ambas as lagoas, sendo que a concentração inicial desse composto foi de 179 mg/L em LL1 e de 252 mg/L em LL2 (Figura 17). A alta concentração inicial de nitrato no sistema ocorre devido aos compostos utilizados para a fabricação do esgoto sintético.

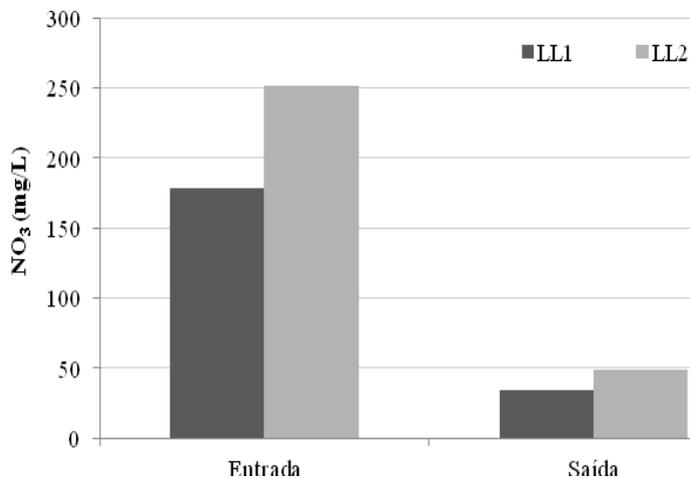
A eficiência na remoção de nitrogênio nessa etapa assemelha-se às encontradas nos trabalhos de El-Shafai *et al.* (2006), utilizando *L. gibba*, que obtiveram uma remoção de NTK de 85%, e de Benjawan e Koottatep (2007), que obtiveram 89% na remoção de NTK em experimento de escala piloto, tratando esgoto sanitário com uma mistura de *L. minor* e *Wolfia arriza* na Tailândia.

Figura 16. Remoção de fosfato obtida na fase I do sistema de tratamento. Na qual LL1= Lagoa de Lemna 1 e LL2= Lagoa de Lemna 2.



Alaerts *et al.* (1996) explicam que a rápida hidrólise do nitrogênio orgânico na água facilita sua absorção pelas plantas e, conseqüentemente, a produção de biomassa, aumentando ainda mais a remoção de nutrientes.

Figura 17. Remoção de nitrato obtida na fase I do sistema de tratamento. Na qual LL1= Lagoa de Lemna 1 e LL2= Lagoa de Lemna 2.



5.1.3 Produção de biomassa

A velocidade de crescimento específico média (VCE) obtida nesta etapa foi de 0,23g/g/d para LL1 e de 0,3g/g/d para LL2, se assemelhando com os trabalhos de Mohedano (2010) e Bergman *et al.* (2000), que obtiveram 0,24g/g/d e 0,3g/g/d utilizando a mesma espécie de lemnácea (*Landoltia punctata*). O rendimento médio estimado em LL1 foi de 4,34g/m²/d (úmido) e 2,25g/m²/d (seco), e em LL2 de 3,33g/m²/d (seco) e 6,4g/m²/d (92% de umidade). O rendimento é baixo quando comparado com o obtido por El-Shafai *et al.* (2006), que foi de 13,8g/m²/d e por Mohedano *et al.* (2012a), tratando dejetos suínos, que obteve 8,3g/m²/d (seco). Porém, as variações entre sistemas são esperados, devido à diferença de espécies de lemnas e à composição do efluente.

Observou-se que com o manejo adequado das lagoas, retirando periodicamente a biomassa, houve uma melhora na qualidade do tratamento, pois evita a morte das lemnas e retomada dos nutrientes absorvidos no sistema. Com os resultados obtidos e comparação com a literatura, verifica-se que o crescimento de biomassa está quantitativamente ligado com os nutrientes. Assim, quanto maior a velocidade de crescimento de biomassa, maior será a remoção de nutrientes.

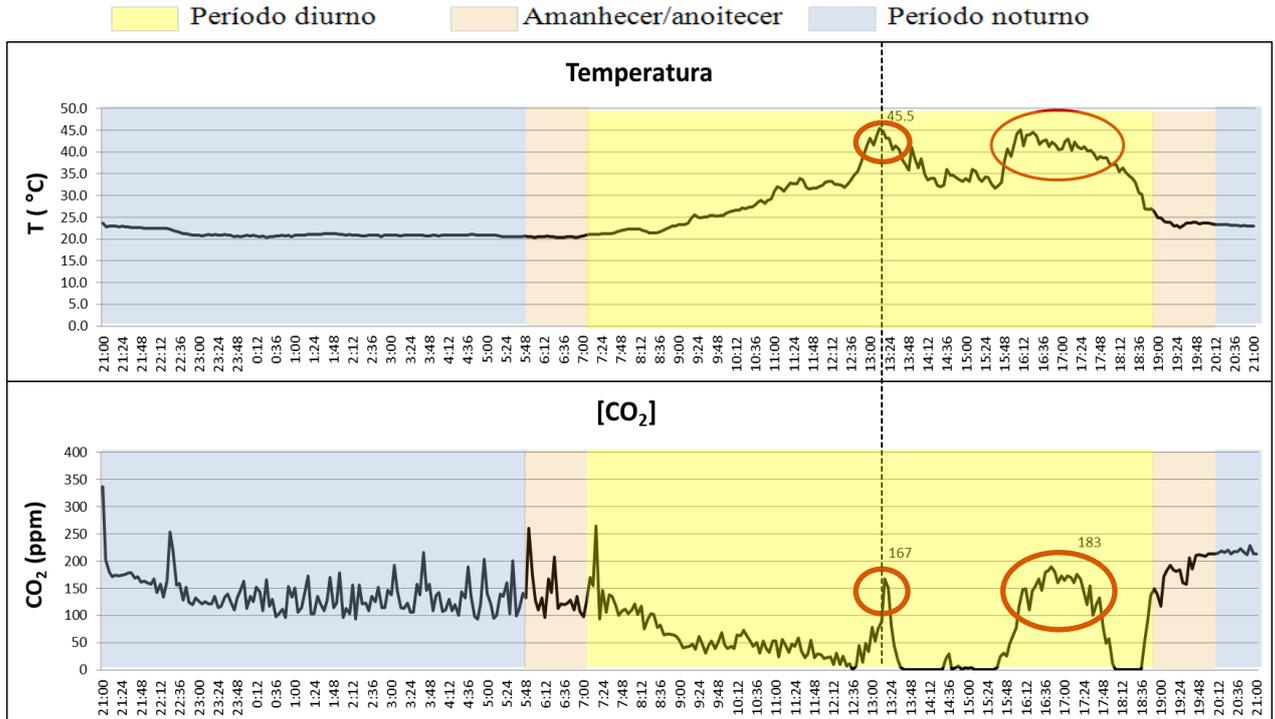
5.1.4 Fixação de carbono

Nesta etapa, foi monitorada a fixação de gás carbônico em LL2, com esgoto sintético, através da câmara de fluxo. O monitoramento foi realizado em três campanhas com 24 horas de duração cada, cujas variações de temperatura e CO₂ foram observadas para investigar a relação entre esses dois parâmetros sob o comportamento das lemnas. A Figura 18 mostra o comportamento do sistema de um dos três ciclos.

Durante o período observado, a lagoa apresentou um bom comportamento, não ultrapassando a concentração atmosférica de 350ppm de CO₂. Nos dias de realização do experimento, durante o período diurno, houve uma queda significativa na concentração de CO₂, chegando próximo de zero em alguns momentos. Essa queda na concentração de gás carbônico ocorreu pela ação da fotossíntese, mostrando um grande potencial dessa espécie para fixar carbono.

Durante o período noturno, a concentração de CO₂ se manteve estável. A concentração de CO₂ ficou entre 100 e 350ppm, devido à ausência de atividade fotossintética pelas lemnas.

Figura 18. Variação nictemeral da concentração do CO₂ e da temperatura na superfície da lagoa.



O valor registrado da concentração de CO₂ durante a noite foi o normal para a concentração atmosférica desse gás.

Em relação à temperatura no período noturno, durante os 3 dias avaliados ela se manteve entre 20 e 25°C nos dias 1 e 3. No segundo dia a temperatura foi mais elevada, permanecendo entre 25 e 30°C. Nesse dia, a concentração de CO₂ apresentou os maiores valores.

Durante o período diurno, a temperatura oscilou entre 23 e 50 °C. Isso ocorreu devido à cobertura plástica na lagoa que atuou como uma estufa. Quando a temperatura do ar supera a faixa de 40°C, a concentração de CO₂ começa a aumentar. Esse fenômeno ocorre possivelmente pela inibição metabólica da planta em temperaturas acima de 40°C, elemento que prejudicou a fixação biológica de carbono. A inibição metabólica das lemnas, devido à exposição a altas temperaturas, levou a mortalidade de 50% da população em um período de aproximadamente 7 dias.

Nessa etapa do estudo foi possível observar a correlação entre temperatura e atividade metabólica das lemnas, sendo necessário um controle da temperatura para o bom funcionamento do sistema. A temperatura máxima permitida para sistemas com *Landoltia punctata* é de 40°C, sob as condições propostas no estudo. Portanto, para a fase III, foi retirada a cobertura plástica das lagoas, a fim de minimizar a variação na temperatura.

5.2 Resultados da fase II

5.2.1 Caracterização do dejetto bruto (DB)

Ao longo do período experimental foi observada uma significativa variação nas características químicas do efluente bruto, principalmente em relação à matéria orgânica. Vallela e Foresti (1998), em seu estudo, também observaram variações nas características do esgoto bruto, indicando que a variação das características do esgoto é de comum ocorrência. Provavelmente a mudança nas características do efluente ocorra devido à diferença de consumo de água nas residências nos períodos do estudo, bem como por variações na pluviosidade local. Essas variações podem ser observadas na Tabela 7 pelos altos valores do desvio padrão.

O esgoto doméstico do estudo apresentou valor de DBO médio de 237mg/L. Esse valor se aproxima da concentração média encontrada nesse tipo de efluente que, segundo Von Sperling (2005), é de 300mg/L.

Tabela 7. Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados na fase II.

	BR	LA	(%)	LL1	(%)	LL2	(%)	Eficiência final (%)
pH	--	--	--	7±0,6	--	7±0,8	--	--
T (°C)	--	--	--	19±2,9	--	20±3,9	--	--
OD (mg/L)	ND	ND	--	ND	--	0,35±3	--	--
Turbidez(UT)	104±92	115±67	--	19±27	84	4±1,4	79	96
DQO (mg/L)	381±210	239±139	38	74±48	70	33±19	56	92
DBO (mg/L)	237±229	86±73	63	19±16	78	7±7	63	97
PT (mg/L)	19±13	14±5,3	26	7±4,9	50	4±3	43	80
PO₄³⁻	8,3±5,1	10±6,1	--	4,3±3,0	57	3,18±1,78	26	61
NTK(mg/L)	61±32	58±20	4,9	27±18	54	9±7,7	67	86
NH₃⁻ (mg/L)	48±24	49±8,6	--	21±15	57	6±6,5	71	88
Alcalinidade (mg/L)	310±122,6	358±126	--	171±121	53	111±71	35	89
Coliformes totais (NMP/100ml)	1,76 x 10 ⁶	7,82E+05	55	3,13 x 10 ⁴	96	5,81 x 10 ³	81	99,6
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	4,57 x 10 ⁵	9,85 x 10 ⁴	78	1,00 x 10 ³	99	6,50 x 10 ²	35	96,3

(ND: Não detectado pela sonda)

Com uma concentração de DQO média de 381mg/L, a relação entre a demanda química de oxigênio e a demanda biológica (DQO/DBO) foi de 1,6. A relação encontrada é baixa, indicando um esgoto bruto com elevada fração biodegradável (VALENTE *et al.* 1997, VON SPERLING 2005), sendo indicado para o tratamento biológico. A relação N-NH₃/NTK foi de 0,78. O baixo valor indica que a possibilidade de redução de NH₃ em outra forma de nitrogênio é reduzida (LEITE *et al.*, 2009).

A concentração média de amônia encontrada no efluente foi de 48 mg/L, atingindo máxima de 76 mg/L e mínima de 16mg/L. Para NTK, o valor médio encontrado foi de 61 mg/L. Em relação ao fósforo total, a concentração média foi de 19 mg/L, atingindo picos máximo e mínimo de 46 mg/L e 1,4 mg/L, respectivamente. As concentrações médias de nutrientes encontradas no efluente são relativamente altas quando comparado aos valores médios referentes ao esgoto sanitário indicado por Von Sperling (2005).

Quanto aos parâmetros físicos, não foi detectado presença de oxigênio dissolvido no esgoto bruto, caracterizando um efluente anaeróbio. Em relação à turbidez nota-se, pelo alto valor do desvio padrão, grande variação ao longo do período experimental. A turbidez média foi de 104 UT, com picos máximo e mínimo de 328 UT e 18 UT, respectivamente

A alcalinidade também se apresentou com valores elevados, ficando sua concentração média em torno de 310mgCaCO₃/L. Quanto às análises bacteriológicas, como era esperado, os valores de *E. coli* foram altos, chegando à máxima de $1,08 \times 10^6$, com um valor médio de $4,75 \times 10^5$, como pode ser observado na Tabela 7.

5.2.2 Avaliação dos parâmetros físico-químicos

Em lagoas de lemnas é importante o controle do pH, pois em meio com valores elevados (pH >8) a amônia encontra-se em sua forma não ionizada, sendo altamente tóxica para as lemnas, como mostra o estudo realizado por Wang (1991). Caicedo (2005) indica que ambas as formas de amônia (NH₃ e NH₄⁺) podem vir a ser tóxicas, dependendo do valor do pH.

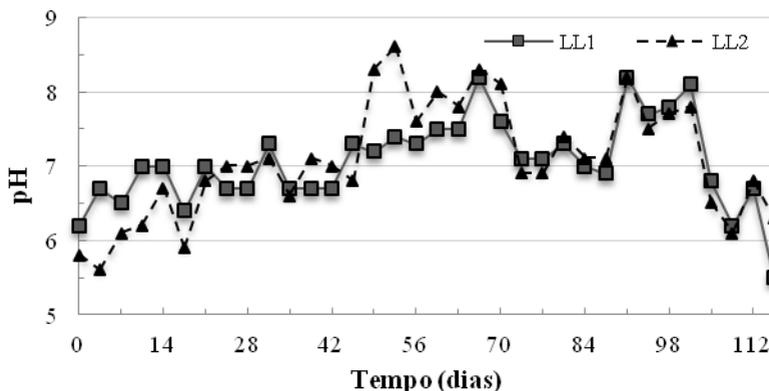
No presente estudo, o pH se apresentou próximo à neutralidade, com valores médios de 7,0 em ambas as lagoas e desvio padrão de 0,6 e 0,8 em LL1 e LL2, respectivamente.

Em determinados períodos, o pH nas lagoas LL1 e LL2 chegou a valores superiores a 8,0, como pode ser observado na Figura 19. Nos períodos em que os valores de pH estiveram elevados, foi verificada a presença de algas, sendo estas as possíveis responsáveis pelo aumento do pH devido à grande atividade fotossintética realizada por elas (PRIYA *et al.*, 2012). Nesse mesmo período, foi observada uma redução na população de lemnas das lagoas e estas apresentavam uma coloração verde amarelado e raízes compridas, indicando dificuldades para obtenção de nutrientes.

O sistema na maior parte do tempo manteve-se estável em relação ao pH. Quando ocorreu um período de distúrbio, este foi reparado com a aplicação de algicida. Com a eliminação do excesso de algas, o pH voltou a se estabilizar, levando à recuperação das lemnas.

As temperaturas médias em LL1 e LL2 variaram entre 19°C e 20°C, respectivamente, atingindo temperatura máxima de 25,8 °C em LL1 e 26,5 °C em LL2, e temperatura mínima de 14,7 °C e 13,7 °C em LL1 e LL2, respectivamente (Figura 20). Foi observado no estudo que a diferença de temperatura entre as lagoas normalmente não ultrapassava 1°C no mesmo período de medição.

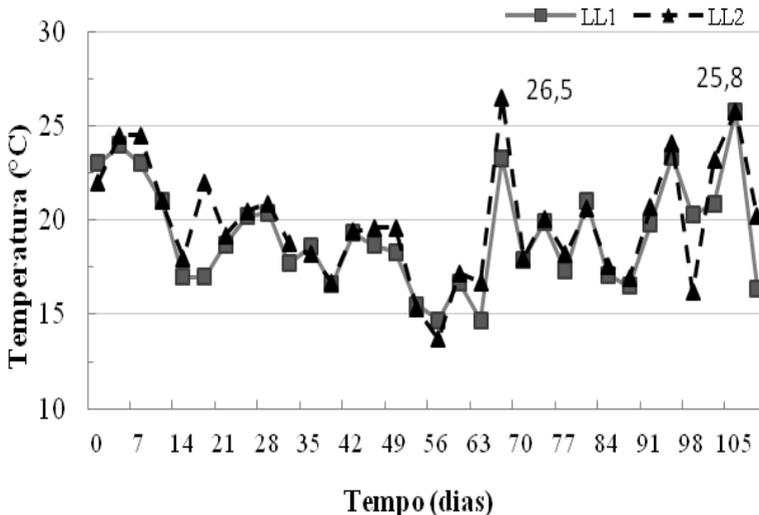
Figura 19. Comportamento do pH ao decorrer da fase com esgoto sanitário.



Durante os três primeiros meses de estudo, o oxigênio dissolvido (OD) em LL2 apresentou valores médios de 5,2mg/L em LL2, mas nos últimos meses não foi detectada a presença de oxigênio dissolvido nesta lagoa. Em LL1, que recebia o efluente direto da lagoa anaeróbia, não foi detectada a presença de oxigênio dissolvido em nenhum momento do experimento. A ausência de OD após o terceiro mês pode ter como

causa a alta carga de esgoto aplicada no sistema durante esse período, aumentando, conseqüentemente, o número de comunidades microbianas e a formação de biofilme nas raízes das lemnas. Logo, o consumo de OD por microrganismos pode ter sido maior que a incorporação de oxigênio pelas lemnas.

Figura 20. Comportamento da temperatura ao decorrer da fase com esgoto sanitário



A presença de OD em sistemas de tratamento por lagoas de lemnas é um assunto divergente entre autores, pois enquanto a cobertura vegetal na superfície da lagoa forma uma barreira que dificulta a difusão de oxigênio com a água, a atividade fotossintética favorece a oxigenação. Os autores Zirschky e Reed (1988) e Priya *et al.* (2012) explicam que a cobertura proporcionada pelas lemnas nas lagoas pode reduzir a difusão de oxigênio. No entanto, Alaerts *et al.* (1996) e Cossu *et al.* (2001) indicam a presença de OD no sistema devido à transferência de oxigênio pelo sistema radicular das plantas, podendo ocorrer uma incorporação de oxigênio entre 3 e 4 g/m²/dia (SRINANTHAKUMAR *et al.* 1983 e IQBAL 1999). Mohedano *et al.* (2012b) notaram que em seu experimento os níveis de OD tiveram variação de 0,0 a 3,0mg/L nas lagoas.

5.2.3 Remoção de matéria orgânica

Em relação à matéria orgânica oxidável, o sistema apresentou excelentes resultados, conseguindo alcançar uma remoção total de DQO de 91% durante o período experimental. Em LL1 foi alcançado 70% de eficiência e 56% em LL2. As lagoas de lemnas (LL1 e LL2), trabalhando em conjunto, apresentaram uma eficiência de 87%. A eficiência do sistema está correlacionada com a carga aplicada, sendo que há uma redução na eficiência da remoção de poluentes com a redução da carga aplicada. A carga total aplicada em LL1 durante o período do estudo foi de 60 kg DQO/ha/d com uma carga de remoção de 51,5 kg DQO/ha/d.

O valor encontrado no estudo corrobora com o valor encontrado por El-Nozaily *et al.* (2000), que em seu sistema tratando esgoto sanitário com a espécie *L. gibba* relatam uma carga de remoção de 69,8 kgDQO/ha/dia. No trabalho de Krishna e Polprasert (2008) foi utilizada uma carga de aplicação superficial de 119–364 kgDQO/ha/d para a espécie *Spirodela polyrrhiza*. Nesse trabalho, a eficiência de remoção de DQO chegou a 85%.

Os sistemas de lagoas de lemnas têm mostrado boa eficiência na remoção de matéria orgânica. No trabalho de Cossu *et al.* (2001), utilizando a espécie *L. minor* foi alcançado 77% de remoção. Em Patel e Kanungo (2010), utilizando a mesma espécie, foi alcançada uma remoção de 84% tratando esgoto sanitário, em que a concentração máxima do efluente foi 223,2 mg/L e, após o tratamento, passou para 35,3 mg/L. No tratamento de dejetos suínos, Mohedano (2010) alcançou 96,7% de remoção de DQO utilizando *L. punctata*, mesma espécie utilizada no presente estudo. Por outro lado, Ran *et al.* (2004) alcançaram uma remoção de DQO de 67,5%, utilizando a espécie *L. gibba* para tratar esgoto sanitário.

A concentração média de DQO do presente estudo, bem como máxima e mínima e desvio padrão, podem ser observados na Figura 21.

Houve uma grande variação na concentração média de DQO durante o período experimental, como é mostrado na figura 22. Devido à essa variação, surgiu a necessidade de separar o período do experimento em duas fases. As fases foram classificadas como de baixa concentração aplicada (PBCA) e de alta concentração aplicada (PACA) para reduzir o valor do desvio padrão (Tabela 8). O PBCA ficou entre os três primeiros meses de estudo, e o PACA, no período restante.

Figura 21. Representação da concentração média de DQO no sistema, desvio padrão, máximo e mínimo.

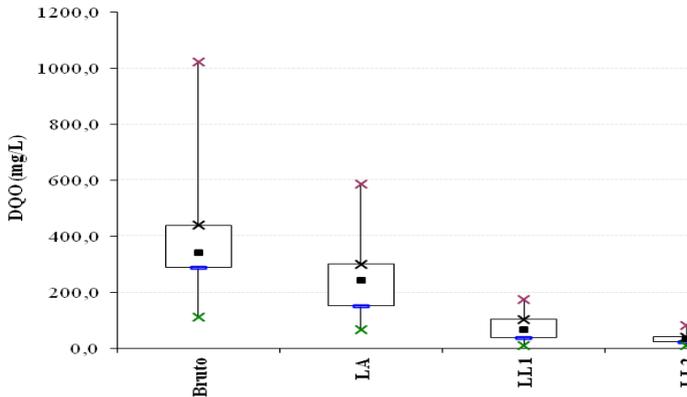
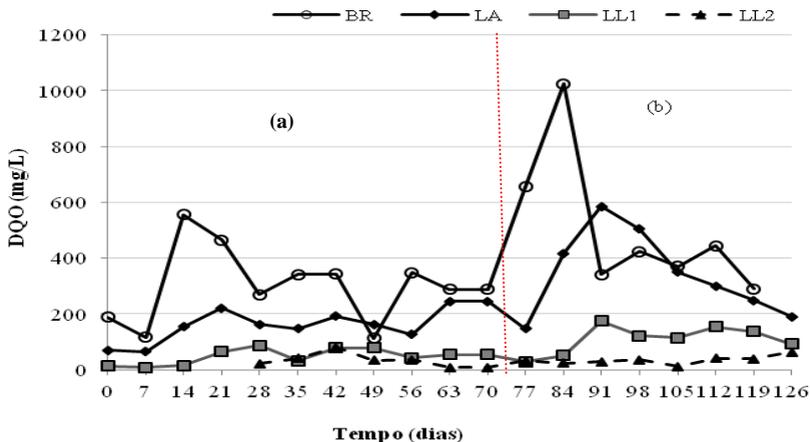


Figura 22. Tabela referente aos valores de DQO total no sistema. Sendo (a) referente ao PBCA (b) ao PACA.



Durante o PBCA, a concentração média de DQO na entrada do sistema (esgoto bruto) foi de $301(\pm 134)$ mg/L. Em 27 de agosto houve um pico em que a concentração chegou a 555 mg/L. Esse pico coincidiu com a chegada de uma nova remessa de esgoto. O valor médio da

concentração afluyente em LL1 nesse período foi de 165(\pm 61,3) mg/L, sendo a carga média de aplicação na entrada do sistema de lagoas de lemnas de 41 kg/ha/d. O sistema alcançou uma eficiência total de 90% na remoção de DQO durante o período de PBCA. Com isso, o efluente tratado saiu do sistema com concentração média de 32(\pm 24) mg/L.

Por outro lado, no PACA, a concentração média do esgoto bruto foi de 507(\pm 256) mg/L e a concentração média do afluyente em LL1 foi de 343(\pm 152,8) mg/L. A eficiência total de remoção no sistema foi de 94%. A carga média aplicada na entrada das lagoas de lemnas foi de 86 kg/ha/d, com saída de 8,5 kg/ha/d. O efluente tratado saiu do sistema com concentração média de 34(\pm 15) mg/L. Durante esse período, houve um aumento na concentração da DQO em LL1, porém a concentração em LL2 não teve um aumento significativo.

Tabela 8. Relação das cargas de DQO e DBO aplicadas nas lagoas de lemnas em período de baixa e PACA.

Período		PBCA		PACA	
		DQO	DBO	DQO	DBO
Carga aplicada (kg/ha/d)	LL1	41,0	12,3	86,0	33,3
	LL2	12,0	2,0	27,2	7,8
Carga removida (kg/ha/d)	LL1	29,0	10,3	58,8	25,5
	LL2	4,0	1,5	19,7	5,3
Eficiência (%)	LL1	71	84	68	77
	LL2	34	75	68	68
Eficiência (%)	Total	80	96	90	93

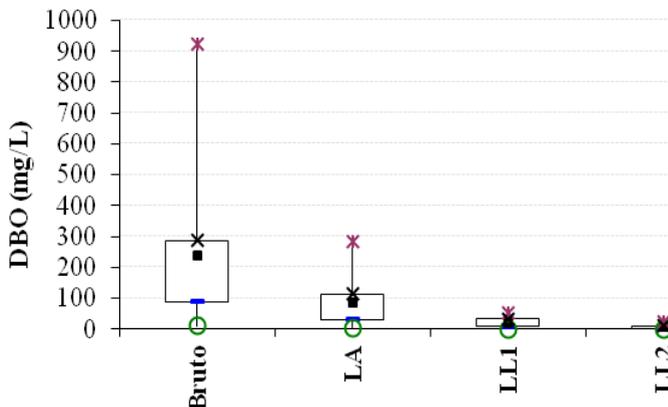
Em relação à DBO, o sistema alcançou 97% de eficiência de remoção, sendo a concentração média de entrada de 237mg/L. A remoção em LL1 foi de 78% e LL2 alcançou remoção de 64% na concentração de DBO afluyente a elas. A carga média de DBO aplicada nas lagoas de lemnas foi 21,5 kgDBO/ha/d com remoção de 19,75 kgDBO/ha/d.

O efluente bruto sofreu grande variação ao longo do tempo, como se pode notar na figura 23 pelo alto desvio padrão. A partir do 70° dia

houve um aumento nas concentrações de matéria orgânica, o que levou à elevação na concentração de DBO no efluente da lagoa anaeróbia. Apesar do aumento da concentração de matéria orgânica na entrada do sistema, não houve mudanças significativas de DBO nas lagoas de lemnas. Sendo assim, o sistema se mostrou com grande potencial na remoção de matéria orgânica, mesmo com o seu foco sendo o polimento do efluente anaeróbio.

Quando analisado separadamente o período de baixa e PACA, percebe-se que a eficiência na redução de matéria orgânica no sistema foi muito similar em ambos os períodos ($\geq 97,5\%$). Porém, quando analisado as lagoas separadamente, nota-se uma queda na eficiência em LL1 e LL2 ao longo do período experimental (tabela 8). Esse aumento na concentração de DBO em LL1 e LL2 pode ser explicado devido à grande presença de biofilme aderido nas lemnas e aumento da população microbiológica na lagoa 1 no PACA. Mesmo com o aumento na concentração média de DBO na saída do sistema, no PACA, passando de $2 (\pm 2,9)\text{mg/L}$ no PBCA para $10 (\pm 7,9)\text{mg/L}$ em PACA, o efluente do sistema está, em concentrações, bem abaixo do exigido pelo padrão de lançamento CONAMA 430/2011, que é de 120mg/L , e da legislação do estado de Santa Catarina (Lei 14.675/2009), que impõe um limite máximo para lançamento de 60 mg/L .

Figura 23. Tabela referente aos valores de DBO total no sistema.



O sistema se mostrou eficaz na remoção de DBO, com uma das maiores eficiências de remoções reportadas na literatura. O presente estudo teve maior remoção que os trabalhos de Oron e Willers (1989),

que alcançaram 92% de redução de DBO com *Lemna gibba*, de Priya *et al.* (2012), que alcançaram uma remoção de DBO de 94,45% com a espécie *L. minor* em um sistema de escala piloto. As remoções de DBO reportadas na literatura, nesse tipo de sistema, variam entre 50% a 95% (ORON *et al.*, 1987, ZIRSCHKY E REED, 1988. BONIARDI *et al.*, 1994; MANDI, 1994; ALAERTS *et al.*, 1996; RAN *et al.*, 2004; KRISHNA E POLPRASERT, 2008).

5.2.4 Remoção Turbidez e Alcalinidade

Turbidez

Quanto à aparência do efluente, o sistema conseguiu remover um total de 97% da turbidez. Na figura 24, pode ser observado o efluente nas diferentes etapas do sistema, estando bem clarificado ao final do tratamento. Ao longo de todo o período experimental, foi obtida uma média de 115(\pm 67) UT na entrada do sistema, com saída média de 4 (\pm 1,4) UT em LL2.

Figura 24. Diferença de coloração do efluente ao decorrer do sistema de tratamento, sendo: 1- Esgoto bruto; 2- Efluente da Lagoa anaeróbia; 3- Efluente LL1 e 4- Efluente LL2.



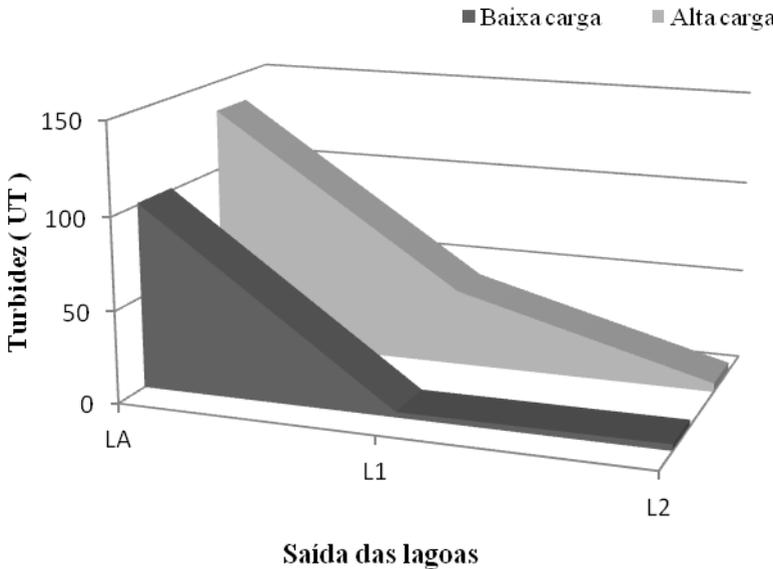
No PBCA, a entrada de LL1 possuía uma turbidez média de 101 UT. Após uma redução de 96,6% na turbidez no sistema, o valor médio da saída em LL2 se encontrava em 3 UT . A maior redução nessa fase ocorreu em LL1, cerca de 95%.

Para o PACA carga, a turbidez média se encontrava em 134 UT. Nessa etapa, a redução foi de 96,4%. Consequentemente, a saída do efluente no sistema possuía um valor de 5 UT. Nessa fase, LL1 se

encontrava com grande atividade microbiana, que aumentou significativamente sua turbidez pela presença de biofilme. No PACA foram reduzidos 69% da turbidez total em LL1, e em LL2 foi alcançado 89% de remoção de turbidez.

O comportamento na redução da turbidez pode ser observado na figura 2. Essa redução possivelmente está associada à sedimentação de sólidos e à hidrólise da matéria orgânica particulada (MOHEDANO, 2010).

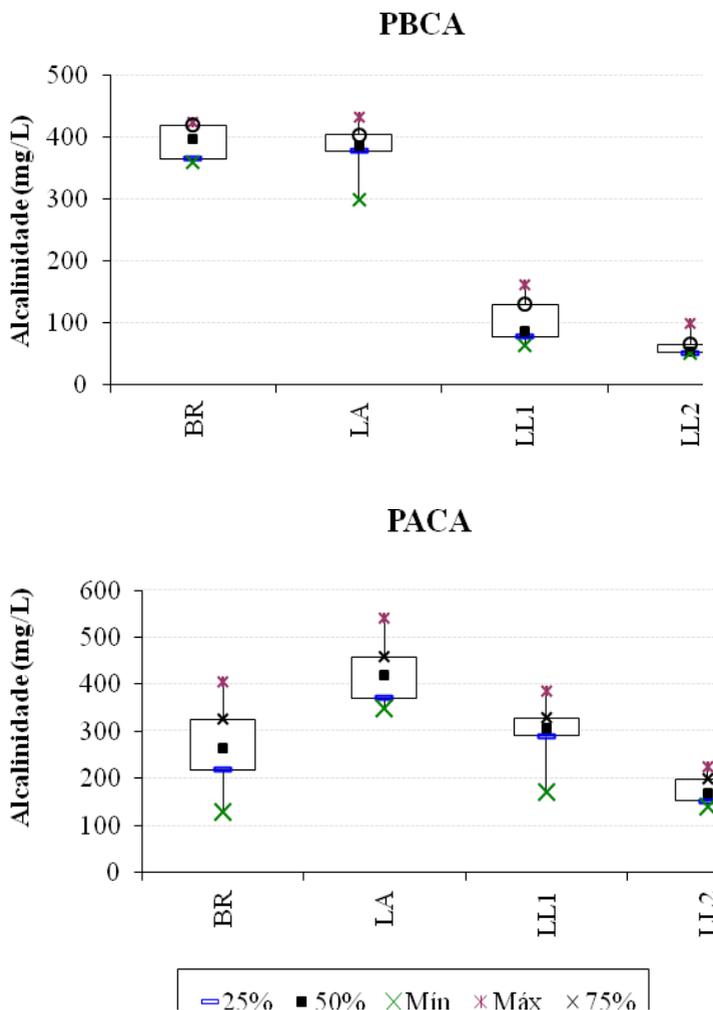
Figura 25. Gráfico expressando a turbidez em PBCA e PACA nas saídas das lagoas.



Alcalinidade

A alcalinidade é a medida da capacidade do líquido de neutralizar ácidos; ela indica a presença de ácidos fracos, bases e sais. No presente estudo, o comportamento da alcalinidade seguiu o esperado, sendo reduzida ao longo do sistema. Quanto ao PBCA, a concentração média da alcalinidade na entrada do sistema foi de $394(\pm 27,6)$ mg/L, com saída em LL2 de $65(\pm 20,5)$ mg/L. Na figura 26 é mostrada a variação na concentração da alcalinidade.

Figura 26. Gráficos das concentrações da alcalinidade ao longo do sistema durante o PBCA e o PACA.



No PACA, a concentração de entrada de LL1 foi de $420(\pm 74,8)$ mg/L, com saída de $179(\pm 33)$ mg/L. Percebe-se uma grande

distinção nas concentrações de saída nos períodos de baixa e PACA. Nesse sistema ocorreu uma grande variação de concentrações, havendo um alto desvio padrão nos dados de alcalinidade. Porém, a concentração da alcalinidade ao longo do sistema seguiu o esperado, reduzindo com o passar das fases do sistema.

5.2.5 Remoção de Nutrientes

As altas concentrações de nutrientes geram um ambiente favorável para o crescimento de macrófitas, fitoplâncton e macroalgas. Esses organismos, principalmente as macrófitas, precisam absorver nitrogênio, fósforo e potássio para o correto funcionamento metabólico. Devido à sua capacidade em absorver nutrientes, será relatado neste tópico o efeito dessa planta no polimento de esgoto sanitário.

5.2.5.1 Fósforo Total (PT)

Período de baixa concentração afluenta (PBCA)

No PBCA, a concentração média de fósforo sofreu uma maior elevação quando comparada ao PACA. A concentração do esgoto bruto no PBCA foi de 23,6(\pm 7,4)mg/L, havendo uma redução de 94,6% durante o tratamento (saída LL2).

Durante o tratamento anaeróbio, houve uma redução de 42% na concentração do fósforo em relação ao esgoto bruto. A possível causa de sua redução na lagoa anaeróbia é a sedimentação de compostos fosfatados inorgânicos, pois esta é favorecida em condições anaeróbias (MOHEDANO, 2010). Porém, em LL1, ocorreu cerca de 71% de remoção, sendo 13,53 mgP/L a concentração média afluenta da LL1. Entre a entrada da série das lagoas de lemnas e a saída do efluente houve uma redução de 90% em sua concentração, ficando o efluente após tratamento com 1,33(\pm 0,9)mg/L de fósforo total. As cargas de aplicação de fósforo no PBCA podem ser observadas na Tabela 9.

Tabela 9. Cargas de aplicação de fósforo total no PBCA.

Lagoas	Carg. Aplic. (kg/ha/d)	Carg. Rem. (kg/ha/dia)	Carg. Resid. (kg/ha/dia)	Eficiência (%)
LL1	3,37	2,37	0,97	71
LL2	0,97	0,64	0,33	66
LL1+LL2	3,34	3,01	0,33	90

Período de alta concentração afluente (PACA)

Nesse período, a concentração de fósforo no sistema foi menor devido a alterações nas características do esgoto bruto, sendo a entrada média na LA de 16 (± 20)mg/L. A eficiência na remoção de fósforo reduziu para 60%, ficando a saída de LL2 com concentração média de 6,4 ($\pm 2,9$)mg/L. A concentração média de fósforo afluente as lagoas de lemnas foi de 15,7mg/L, sendo a carga aplicada na LL1 de 3,92 kg/ha/d (Tabela 10).

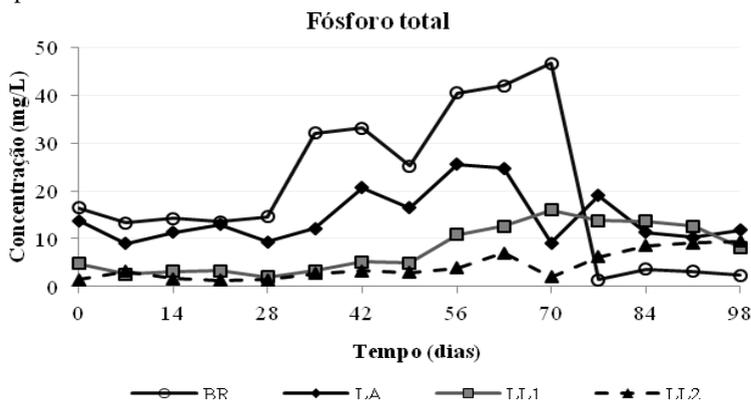
Tabela 10. Carga de aplicação de fósforo total no PACA.

Lagoas	Carg. Aplic. (kg/ha/d)	Carg. Rem. (kg/ha/d)	Carg. Resid. (kg/ha/d)	Eficiência (%)
LL1	3,92	1,08	2,85	28
LL2	2,85	1,25	1,6	44
LL1+LL2	3,92	2,33	1,6	60

Período total do experimento

Analisando a figura 27, percebe-se que ao final do estudo, a partir do 56° dia, houve um aumento na concentração de fósforo em LL2. Esse aumento ocorreu devido ao grande tempo de retenção hidráulica em cada etapa do sistema. Assim, o afluente de LL2 do 57° dia refere-se ao efluente de LA do 35° dia.

Figura 27. Variações na concentração de fósforo total ao longo do período experimental.



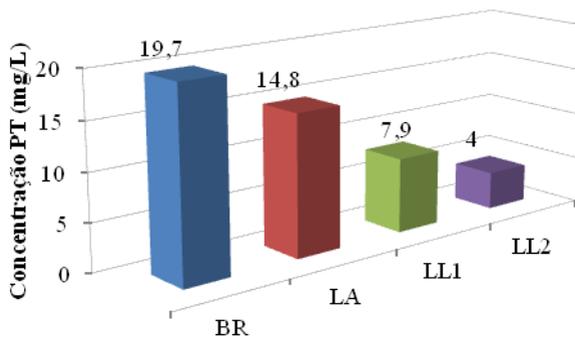
A concentração média de fósforo aplicada durante todo o período experimental foi de 19,7 mg/L. O sistema alcançou 80% de remoção de fósforo. Sendo assim, a concentração na saída do sistema (LL2) ficou em 3,94 mgP/L. A remoção total de fósforo obtida no trabalho foi próxima à obtida por Alaerts *et al.* (1996), de 77%. Porém, ela foi menor à obtida por Mohedano *et al.* (2012b), de 94%, tratando dejetos suíno.

Em relação ao sistema de lagoas de lemnas, foi aplicada uma carga de 3,7 kgPT/ha/dia e, desse total, foram reduzidos 2,7 kg/ha/dia. A concentração média na entrada das lagoas de lemnas durante o período estudado foi de 14,8 mg/L, com concentração de saída de 4 mg/L (figura 28). As cargas de aplicação de fósforo são encontradas na literatura em diferentes escalas, havendo grande variação de acordo com a região de estudo e tipo de efluente tratado. Utilizando a espécie *Lemna minor*, Monette *et al.* (2006) removeram 1,28 kg/ha/d de fósforo em estudo de bancada no Quebec, Canadá, mas Korner e Vermaat (1998), tratando esgoto sanitário, alcançaram uma remoção máxima de 0,79 kg/ha/dia com a espécie *L. gibba* em experimento realizado na Holanda. Utilizando a espécie *L. punctata*, Cheng *et al.* (2002a) alcançaram uma remoção máxima de 0,129 mgPO₄/L-h em estudo realizado na Carolina do Norte, tratando dejetos suínos. Em experimento realizado na Índia, Tripathi *et al.* (2001) alcançaram uma remoção de 0,46mg/L/d de fosfato com *L. minor*. As cargas de remoção são baixas quando comparadas com o presente estudo, porém há distinção na espécie de lemna utilizada e tipo de efluente tratado, bem como o meio em que o experimento foi realizado (estudo de bancada ou de campo). Essa diferença pode ser bastante expressiva, pois em experimento de bancada com meios de cultura esterilizados, a ação da microbiota é desprezível (MOHEDANO, 2010).

A concentração média de fosfato na entrada de LL1 foi de 10 mg/L (figura 29), sendo reduzidos 70% da concentração inicial ao final do tratamento. A maior parte da remoção ocorreu em LL1. Isso pode ser explicado pelo fato de haver uma correlação entre a concentração de entrada e a eficiência de remoção.

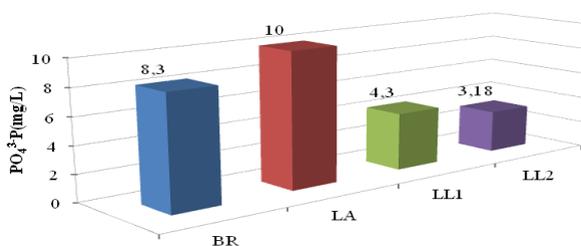
Quanto maior for a concentração de nutrientes, maior será sua eficiência de remoção, como é o caso do trabalho de Mohedano *et al.* (2012a), que obteve 89% de remoção de fósforo total em sua primeira lagoa e apenas 47% na segunda lagoa. Gurtekin e Sekerdag (2008) alcançaram uma remoção de 45% do fosfato em esgoto sanitário utilizando *L. minor*, mas Korner e Vermaat (2008) conseguiram uma remoção máxima de 99% do fosfato.

Figura 28. Concentração de PT no sistema. Sendo (BR) – Entrada da lagoa anaeróbia, (LA) – Saída da LA, (LL1) – Saída da LL1 e (LL2) – Saída de LL2.



A contribuição direta das lemnas para remoção de fósforo varia entre 9% e 61% (ALAERTS *et al.*, 1996; VERMAAT e HANIF, 1998; KORNER e VERMAAT, 1998), sendo que o fósforo em sua forma de fosfato é o mais facilmente removido pelas lemnas (PATEL e KANUNGO, 2010). Além da incorporação direta pela biomassa, o fósforo pode ser removido por precipitação, assimilação microbiana e adsorção em argila e matéria orgânica (AL-NOZALY *et al.* 2000, GURTEKIN e SEKERDAG 2008). Em seu experimento, Korner e Vermaat (1998) citam que aproximadamente 50% do fósforo foi removido pelo biofilme aderido nas raízes.

Figura 29. Concentrações médias de fosfato no sistema.



No presente estudo é provável que a principal via de remoção de fósforo tenha ocorrido por absorção direta das lemnas, sendo que grande parte do fósforo contido no efluente estava na forma de fosfato. Porém, no PACA, houve grande atividade microbiana, podendo ter sido este um contribuinte na redução de fósforo no sistema. Porém é indicada, para estudos posteriores, a análise do teor de fósforo contido na biomassa para o adequado balanço de massa.

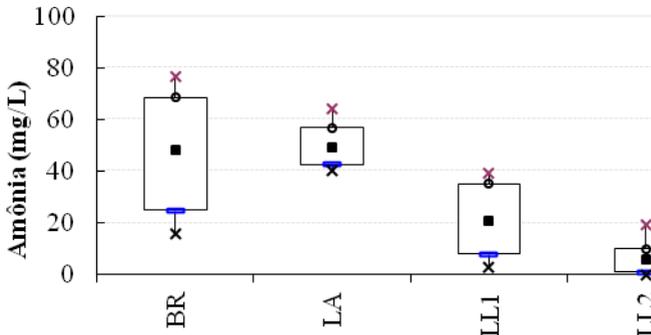
5.2.5.2 Avaliação do nitrogênio

Devido a problemas técnicos, os dados de nitrogênio amoniacal obtidos anteriormente ao dia 8 de julho foram descartados, totalizando apenas 11 semanas de dados.

A remoção de nitrogênio amoniacal no sistema de lagoas de lemnas foi bastante expressiva, sendo de 87,75%, com concentração afluente média de 49 (± 24)mg/L e concentração efluente de 6 (± 6) mg/L (figura 30). A concentração de amônia, ao final do sistema, encontra-se em padrões bem abaixo do máximo de 20mg/L permitidos pela legislação ambiental (CONAMA, 430/2011), mostrando a efetividade do sistema para o polimento do efluente.

Logo, foi possível encontrar a uma carga de aplicação superficial nas lagoas de lemnas de 12,25 kg/ha/d, com uma carga de remoção de 10,75 kg/ha/d (tabela 11).

Figura 30. Comportamento da concentração de amônia ao longo do sistema.



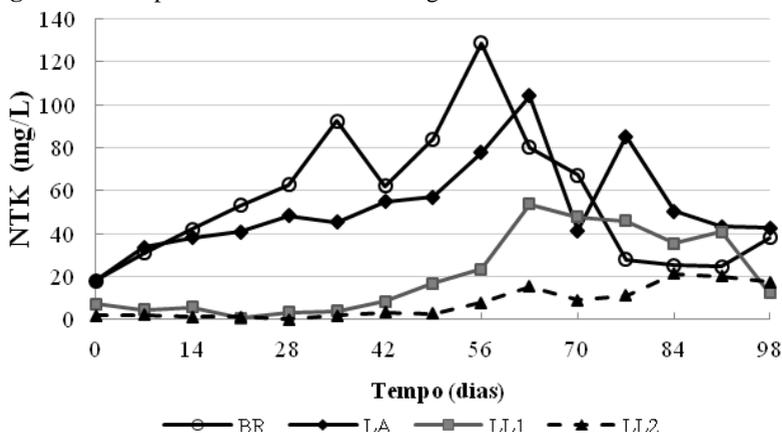
A remoção de nitrogênio no sistema durante todo o período experimental foi de 85,4%, sendo que somente as lagoas de lemnas removeram 83,4%. A remoção foi expressiva, mostrando o potencial das lagoas no tratamento de esgoto sanitário. A concentração média de NTK

na entrada do sistema (entrada LA) foi de 50 mgNTK/L, com saída de 7,3 mgNTK/L (figura 31). A carga superficial de NTK aplicada nas lagoas de lemnas foi de 11 kg/ha/d, com saída de 1,8 kg/ha/d.

Tabela 11. Cargas de aplicação e remoção superficial de NTK e nitrogênio amoniacal em LL1 e LL2 no período de 08/07 à 16/09.

	Parâmetros	LL1	LL2	LL1+LL2
Carga Aplicada (kg/ha/dia)	NTK	11,0	4,2	11,0
	N-NH ₃	12,2	5,2	12,2
Carga Removida (kg/ha/dia)	NTK	6,8	2,4	9,2
	N-NH ₃	7,0	3,7	10,7
Carga Residual (kg/ha/dia)	NTK	4,2	1,8	1,8
	N-NH ₃	5,2	1,5	1,5
Eficiência (%)	NTK	61	57	83,4
	N-NH ₃	57	71,4	87,0

Figura 31. Comportamento de NTK ao longo do sistema



A carga de remoção encontrada no presente estudo é maior que o valor encontrado por Alaerts *et al.* (1996), de 3,2kg/ha/d, em sistema de tratamento de esgoto sanitário. No trabalho apresentada por Monette *et al.* (2006), utilizando a espécie *L. minor*, foram removidos 4,8 kg/ha/dia de NT, valor próximo ao encontrado por El-Shafai *et al.* (2007), de 4,2kg/ha/d, obtendo 80% de remoção em um sistema com reator UASB e lagoa de lemnas. Outros estudos alcançaram cargas de remoção que variam entre 0,98 e 1,38g/m²/d (KORNER e VERMAAT, 1998;

CHENG *et al.*, 2002B; ZIMMO *et al.*, 2004; BENJAWAN e KOOTTATEP, 2007). Porém, a carga encontrada no presente estudo é menos expressiva que a alcançada por Cheng *et al.* (2002a), que em um sistema de tratamento de dejetos suínos obtiveram remoção de 21kg/ha/dia em tanques a céu aberto. No entanto, a distinção nas cargas de remoção de nitrogênio é esperada devido às diferenças na carga inicial de nitrogênio aplicada entre os estudos (ZIMMO *et al.*, 2004).

Em consequência do pré-tratamento anaeróbio, a maior parte do nitrogênio se encontra na forma amoniacal, na qual a relação NTK/NH₄ na entrada das lagoas foi de 1,3. O nitrogênio amoniacal é a forma com maior facilidade de assimilação pelas lemnas (LANDOLT e KANDLER, 1987; CAICEDO, 2005), indicando que a maior parte da remoção de nitrogênio ocorreu por assimilação direta pela biomassa. Porém, é importante ressaltar a importância do pH sobre o processo, uma vez que este fator é determinante sobre a forma em que a amônia irá se apresentar, forma ionizada (NH₄) ou não ionizada (NH₃), sendo a forma não ionizada tóxica. Caicedo *et al.* (2000) reporta os efeitos tóxicos da amônia, sendo que, em valores de pH acima de 8, sua concentração não pode ultrapassar 50 mg/L. Assim, em pH 7, a concentração de amônia pode chegar a 100 mg/L, sem causar danos às lemnas.

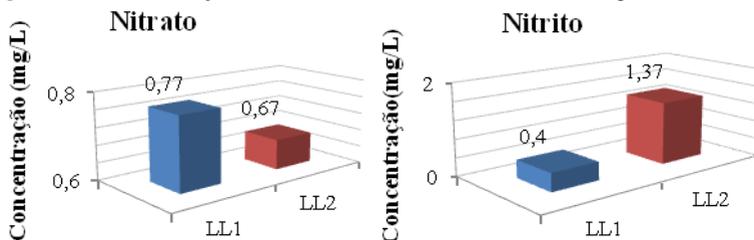
A remoção do nitrogênio pode ocorrer por diversas formas. Segundo Zimmo *et al.* (2004), as principais vias de remoção do nitrogênio em lagoas de lemnas são a absorção direta pela biomassa, acumulação nos sedimentos, volatilização e desnitrificação.

Para a realização do balanço de nitrogênio no sistema foram analisadas as vias de remoção e constatou-se que a volatilização da amônia deve ser considerada nula, pois o valor médio de pH encontrado no sistema não propicia a eliminação por esta via. A faixa média de pH do estudo foi 7 e sob essas condições apenas 0,4% da amônia encontra-se na forma volátil não ionizada (NH₃) (MOHEDANO, 2010). Diversos autores relatam baixos valores de volatilização da amônia em sistemas de tratamento por lagoas de lemnas como Van Der Steen *et al.* (1988); Zimmo *et al.* (2004); Caicedo (2005); El Shafai *et al.* (2006) e Mohedano *et al.* (2012a). No período de estudo não ocorreu formação relevante de lodo nas lagoas, sendo considerando desprezível a remoção por sedimentação.

Em análise realizada na biomassa de lemna seca de ambas as lagoas, foram encontradas 5,23% de seu peso como sendo nitrogênio. O valor se aproxima dos encontrados por Mohedano (2010) de 6,6% e 3,2%, bem como por Ran *et al.* (2004), de 4,3%, com *L. gibba*. Dessa

forma, com a retirada diária de 41,65 g/m² de biomassa seca das lagoas, estima-se que a remoção de nitrogênio direta pela biomassa seja 7,26 kg/ha/dia, representando 57% do total de nitrogênio removido no sistema de tratamento. Outra via de remoção do nitrogênio atuante no sistema pode ter sido a nitrificação/desnitrificação. Isso é constatado pela presença de nitrito e nitrato nas lagoas (figura 32).

Figura 32. Concentrações de nitrito e nitrato detectados nas lagoas de lemnas.



O processo de nitrificação/desnitrificação ocorre pela atuação dos microrganismos presentes fixados na rizosfera e frondes das lemnas. O nitrato produzido é rapidamente absorvido pela biomassa de lemnas, sendo a detecção desse elemento no efluente muito menor que a concentração real produzida. Outra via de remoção de nitrogênio que pode ter ocorrido no presente estudo foi a sua liberação na forma de óxido nítrico (N₂O). Esse composto é formado em estações de tratamento de esgoto (CAKIR e STENSTROM, 2005), principalmente sob baixas concentrações de OD e com elevadas relações C/N, além de acontecer no processo de nitrificação e desnitrificação (MOHEDANO, 2010). O N₂O faz parte da lista dos gases de efeito estufa (GEEs) e possui um alto impacto sobre a atmosfera, sendo 310 vezes mais impactante que o CO₂ (EUROPEAN COMMISSION, 2001). Apesar dessa forma poder ter sido uma das vias de eliminação de nitrogênio, ela não foi quantificada no presente estudo.

5.2.6 Avaliação da biomassa

Análise quantitativa

A fim de obter bons resultados em um sistema de tratamento por lagoas de lemnas, é crucial que a população de lemnas seja mantida em

constante crescimento. Para alcançar esse objetivo, é necessário manter uma concentração ótima de nutrientes para o crescimento das lemnas, portanto a entrada de efluentes no sistema deve ser mantida constante. Outro fator que influencia na eficiência do sistema é a densidade da biomassa. Para buscar a densidade ótima, é preciso que ocorra a remoção periódica da mesma (SKILICORN *et al.*, 1993; IQBAL, 1999; CAICEDO, 2005 e MOHEDANO, 2010).

No presente estudo, o manejo da biomassa era feito duas vezes por semana. Durante todo o período experimental foram removidos 6,86 kg de biomassa seca, com uma média de 54,2 g/d dessa biomassa seca. A estimativa da velocidade de crescimento superficial em LL1 foi de 6,06 g/m²/d de peso seco. Para LL2, foi encontrada uma velocidade de crescimento um pouco maior, de 7,48 g/m²/d (tabela 12). A produtividade máxima foi obtida na lagoa dois, demonstrando uma capacidade de gerar 27,3t/ha/ano de biomassa seca.

Tabela 12. Velocidade de crescimento específico e Velocidade de crescimento superficial obtidas no estudo

Lagoa	VCE (g/g/dia)	VCS (g/m ² /d)
LL1	0,15	6,06
LL2	0,18	7,48

El-Shafai *et al.* (2007) alcançaram um rendimento de 133,7kg/ha/d com *L. gibba* no tratamento de esgoto sanitário após um reator UASB. Em trabalhos realizados por Oron e colaboradores, o rendimento da biomassa variou entre 80 e 150kg/ha/d (ORON *et al.*, 1984; ORON *et al.*, 1987; ORON e WILLERS, 1989). Porém, o maior rendimento foi alcançado por Van der Steen *et al.* (1998) com a espécie *L. gibba*, obtendo um rendimento de 164 kg/ha/d.

A grande distinção na produtividade pode ser percebida nos trabalhos de Cheng *et al.* (2002a) e Mohedano *et al.* (2012a), que alcançaram produtividades de 32g/m²/d e 18g/m²/d, respectivamente, ambos tratando dejetos suínos com a espécie *Landoltia punctata*. Os trabalhos reportados na literatura são encontrados com grandes variações em seus valores de produtividade, podendo variar entre 5,5 g/m²/d e 38 g/m²/d (ORON *et al.*, 1987; ALAERTS *et al.*, 1996; KORNER *et al.*, 1998; CHENG *et al.*, 2002b; LANDSMAN *et al.*, 2005; MOHEDANO *et al.* 2012b).

Ao comparar com os estudos anteriores, a velocidade de crescimento superficial obtida nesta pesquisa se apresentou baixa, porém há grande diferença quanto às condições experimentais como:

estudos de bancada sob condições controladas de temperatura, iluminação e nutrientes que tendem a obter velocidades de crescimento maiores que estudos realizados em escala real ou piloto, que sofrem variações na concentração dos efluentes, condições atmosféricas e iluminação.

Quanto à velocidade de crescimento específico, observou-se um valor médio de 0,15 g/g/d em LL1 e 0,18 g/g/d em LL2. Essa velocidade é baixa quando comparada aos trabalhos de Mohedano *et al.* (2002b), Caicedo (2005) e Bergman *et al.* (2002), que conseguiram um VCE de 0,24, 0,28 e 0,3 g/g/dia, respectivamente. Porém, a baixa produtividade de biomassa não prejudicou na eficiência do sistema em realizar o polimento do efluente.

Análise qualitativa

A espécie utilizada neste estudo, *Landoltia punctata*, é a espécie com melhor produtividade de proteína bruta segundo Bergman *et al.* (2000). Esses autores avaliaram 18 espécies distintas de lemnáceas em diferentes regiões geográficas, obtendo melhores resultados para remoção de nutrientes e produção de proteína a espécie *L. punctata*.

No presente estudo ocorreu pouca variação no teor de proteína bruta, sendo o menor teor de 31,44% e o maior de 37,04% do peso seco da biomassa. A percentagem de proteína bruta obtida nesta pesquisa foi uma das maiores reportadas na literatura, como pode ser observada na Tabela 13.

Ran *et al.* (2004) explicam que o baixo tempo de retenção hidráulica, colheita frequente e alta concentração de nitrogênio e cargas orgânicas ajudam no aumento do teor de proteína na biomassa. Diversos autores relatam que o teor de proteína diminuiu com a redução da carga de nitrogênio aplicada (EL-SHAFAI *et al.*, 2007; MOHEDANO, 2010), sendo que os principais fatores que afetam na produção de proteína da biomassa de lemnas é disponibilidade de nitrogênio, temperatura, luz, espécie utilizada e densidade populacional (LANDOLT e KANDELER, 1987; SKILICORN *et al.*, 1993; BERGMAN *et al.*, 2000; LANDESMAN *et al.*, 2005; MOHEDANO, 2010).

Na tabela 13, podem-se observar os valores de proteína bruta encontrados no presente estudo quando em comparação aos demais, reportados na literatura.

Tabela 13. Teor de proteína em biomassa de lemnas reportado por diversos autores em diferentes regiões geográficas

Autor	Espécie	Local	Teor proteína (%)
PRESENTE ESTUDO	<i>L. punctatata</i>	Brasil	31,44 – 37,04
Ran et al. (2004)	<i>L. gibba</i>	Israel	26,9 - 26,8
Van der Steen et al. (1998)	<i>L. gibba</i>	Israel	20,7 - 24,6
El-Shafai et al. (2007)	<i>L. gibba</i>	Egito	19,8 - 22,3
Culley e Epps (1973)	<i>Lemna spp</i>	Louisiana e Arkansas	14,0 – 25,9
Oron e Willers (1989)	<i>L.gibba</i>	Holanda	30,0
Oron et al. (1984) e (1987)	<i>L. gibba</i>	Holanda	14,0 – 48,0
Alaerts et al. (1996)	<i>Spirodella</i>	Holanda	15,8 – 28,0
Tavares (2004)	<i>L. valdiviana</i>	Brasil	39,5
Mohedano et al. (2012a)	<i>L. punctata</i>	Brasil	28,0 – 35,0

A produção média de proteína bruta, a partir da biomassa seca, no sistema em um ano seria 9,56 t/ha/ano. Se essa proteína for utilizada para produção de ração animal, considerando uma ração para engorda de tilápias com 28% de proteína (MOHEDANO, 2010), poderiam ser produzidas 34,15 t de ração com uma lagoa de um hectare. Com base no trabalho de Tavares (2008), que reporta uma carga de conversão alimentar de 1,6, o sistema sustentaria uma produção de 21,35 toneladas de tilápias.

Recentemente, as lemnas vêm atraindo atenção como potencial matéria-prima na produção de bicompostíveis devido ao seu rápido crescimento e excelente potencial para acumulação de amido (XU *et al.*, 2011; GE *et al.*, 2012; XIAO *et al.*, 2013). No entanto, no presente estudo, o máximo de amido obtido na biomassa chegou a 4,71%. O valor é baixo devido à alta concentração de proteína bruta contida nas lemnas. Esse fato pode ser explicado devido à qualidade do meio de cultivo. Sob condições ricas em nutrientes, as lemnas apresentam um baixo teor de amido, que é o caso do presente estudo (TAO *et al.*, 2013). Para buscar a valorização da biomassa visando produção de bicompostíveis em sistemas similares, é necessário que haja, após o sistema de tratamento, um tanque com baixas concentrações de nutrientes, causando estresse nas lemnas para que ocorra um aumento no teor de amido da biomassa.

5.2.7 Análise microbiológica

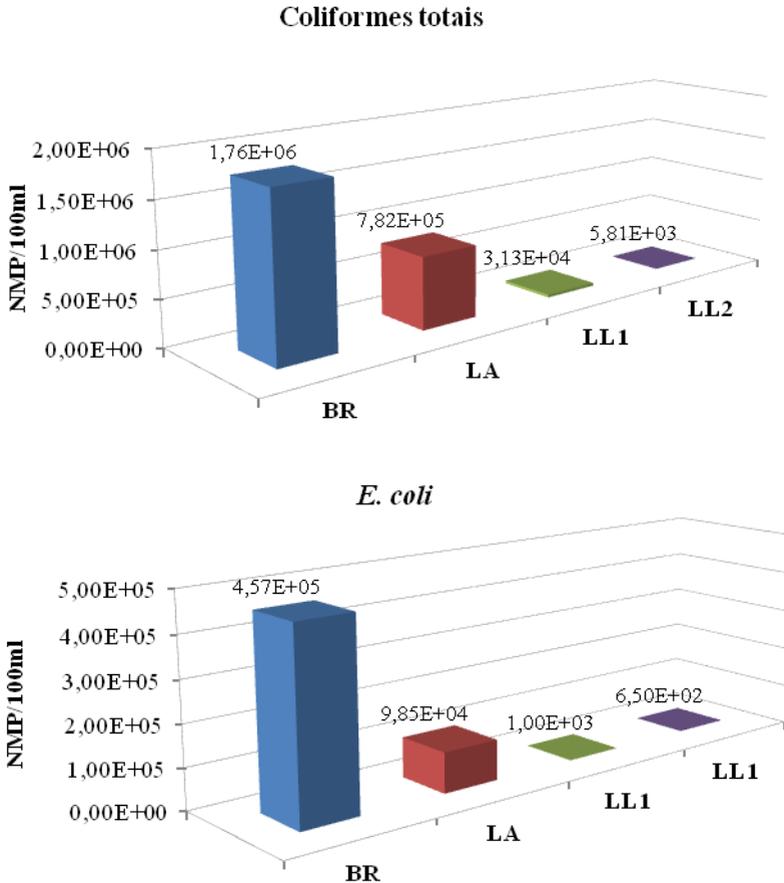
As vias de remoções de patógenos em sistemas de lagoas de lemnáceas ainda são pouco conhecidas, porém é provável que o alto tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema, temperatura e presença de predadores sejam vias de remoção de coliformes (RANGEBY *et al.*, 1996). A remoção por radiação UV, como ocorre em lagoas de estabilização e polimento, é pouco provável, pois em lagoas de lemnas existe a cobertura na superfície formada pela biomassa, que impede a entrada de radiação solar.

No presente estudo foi alcançada uma redução de $1,7 \times 10^6$ NMP/100mL para $5,8 \times 10^3$ NMP/100mL (99,6%) de coliformes totais e de $4,5 \times 10^5$ NMP/100mL para $6,5 \times 10^2$ NMP/100mL (99,85%) de *E. coli*. Ambas as lagoas alcançaram uma redução de três unidades logarítmicas.

A lagoa anaeróbia removeu 55% de CT e 78% de *E. coli*. Por outro lado, o sistema de lagoas de lemnas removeu um valor superior a 99% de ambos os parâmetros. Sendo a primeira lagoa de lemnas (LL1)

responsável pela maior parte da remoção, de 96% para CT e 98,9% para *E. coli*. Em cada etapa do tratamento houve a redução de uma unidade logarítmica em comparação com a anterior (Figura 33).

Figura 33. Redução de coliformes totais e *E. coli* nas lagoas de lemnas avaliadas.



A remoção de coliformes relatada na literatura por diversos autores está sempre acima de 95%, como é o caso de El-Shafai *et al.* (2007), que alcançaram uma remoção de 99,9% durante o verão e de

99,7% durante o inverno. Van der Steen *et al.* (1999) obtiveram uma remoção de 99,9%, tendo uma entrada de $1,3 \times 10^6/100\text{mL}$, com saída no efluente de $5 \times 10^3/100\text{mL}$ em sistema de reator UASB + Lagoas de lemnas. Esses mesmos autores detectaram que a remoção ocorreu em regiões mais profundas e escuras das lagoas de lemnas, atribuindo tal fato à baixa disponibilidade de nutrientes e carbono nessa região. Islam *et al.* (1996) perceberam uma redução nos coliformes fecais de $4,57 \times 10^4$ no efluente, para valores abaixo de 2 log após o tratamento com lagoas de lemnas (redução de 99,78%).

A relação entre as estações do ano e sua interferência na remoção de coliformes do efluente é uma questão controversa entre autores. El-Shafai *et al.* (2006), bem como Mohedano (2010), perceberam uma maior remoção de coliformes em estações mais quentes, porém Van Der Steen *et al.* (1998) não observaram grandes distinções na capacidade de remoção em relação às estações do ano. É importante perceber a diferença climática entre as regiões na qual ocorreram os estudos, sendo Egito, Brasil e Israel, respectivamente.

A remoção alcançada no presente estudo possivelmente está relacionada ao alto TDH, bem como ao constante manejo da biomassa nas lagoas. A remoção da biomassa carrega junto os organismos presentes nas raízes. Isso foi constatado no trabalho de El-Shafai *et al.* (2007). No mesmo estudo foi detectada a presença de microcrustáceos como dafnias e copépodos.

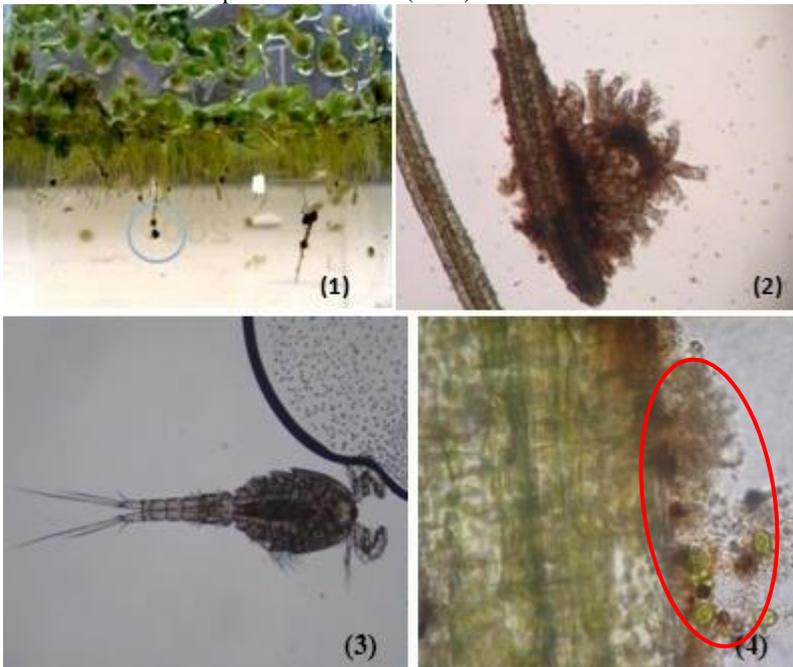
Por meio das análises de microscopia, realizadas nas raízes das lemnas, foi observada a formação de um biofilme complexo contendo rotíferos, protozoários pedunculados, além de colônias bacterianas formadoras de uma matriz de polissacarídeo. Também foram observados organismos livres na rizosfera como microcrustáceos, protozoários ciliados, cianobactérias e microalgas.

Os organismos presentes no biofilme aderido colaboram na remoção de nutrientes e na mineralização de matéria orgânica do efluente. Devido à presença de organismos aeróbios vivendo em intensa atividade, acredita-se que a presença de cloroplastos nas raízes das lemnas pode ter promovido uma oxigenação do meio líquido, beneficiando os organismos aderidos. A presença de rotíferos e microcrustáceos em abundância é evidência de um ambiente aeróbio, como pode ser observado na figura 34.

Korner *et al.* (1998) compararam um sistema de tratamento constituído por lemnas reais com um sistema de lemnas artificiais com aeração (simulando a oxigenação natural das lemnas). Eles concluíram que os sistemas com lemnas reais são mais efetivos na degradação de

matéria orgânica, possuindo uma melhor formação e interação do biofilme aderido às lemnas no tratamento do efluente. Os autores ainda explicam que os sistemas com lemnas reais proporcionam a difusão de oxigênio em um nível microclimático, formando um biofilme de melhor qualidade.

Figura 34. (1) Biofilme aderido nas raízes das lemnas; (2) População de rotíferos aderida na raiz da lemna (100x); (3) Microcrustáceo *Cyclops* sp; (4) Biofilme aderido a superfície da lemna (400x).



Durante o PACA a espessura da camada de biofilme sofreu um aumento significativo, recobrando totalmente a superfície de algumas raízes. Acredita-se que a espessa camada pode ter prejudicado a absorção de nutrientes pelas lemnas, justificando assim a redução na eficiência de remoção de nutrientes nesta etapa do estudo. A dificuldade das lemnas em absorver nutrientes pode ser constatada pelo aumento significativo no comprimento das raízes (figura 35) (MOHEDANO, 2010).

Figura 35. Raízes das lemnas com uma espessa camada de biofilme. À esquerda, imagem das lemnas sem aumento; à direita, imagem ampliada da raiz com biofilme aderido (100x).



Nesse período foi observado um aumento na diversidade de microrganismos, além de recobrimento por biofilme algal nas frondes das lemnas (figura 36).

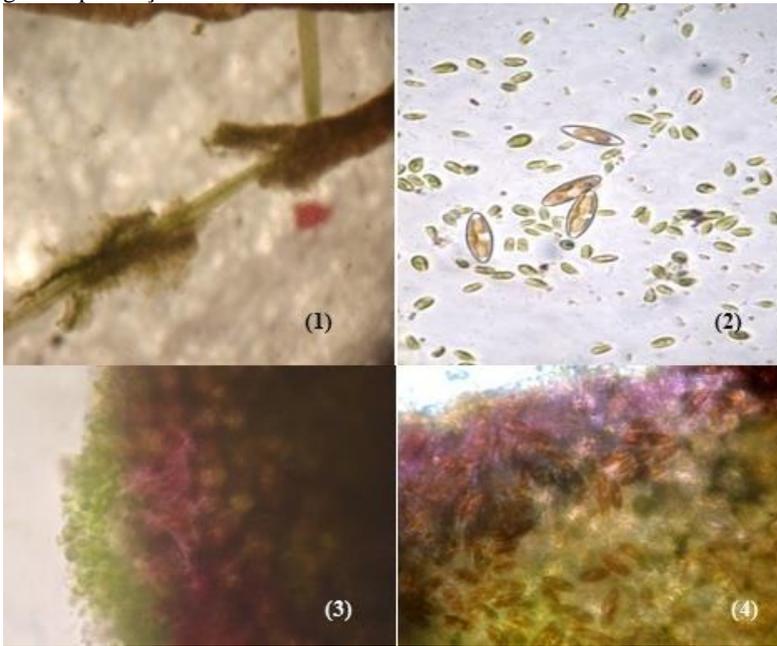
É importante concluir que o biofilme microbiológico é um fator essencial para a degradação e mineralização da matéria orgânica. No entanto, quando este biofilme se torna denso, pode vir a prejudicar as trocas entre a planta e o meio.

Apesar de não ter sido detectada a presença de OD nas lagoas no período de maior ocorrência de biofilme aderido às lemnas, a presença de organismos aeróbios indica que houve a produção de oxigênio. O trabalho demonstrou ainda que o oxigênio presente nas lagoas é suficiente para dar suporte à vida aeróbia. Isso foi constatado pela presença de rotíferos ativos e *Cyclops* sp na camada superficial das lagoas.

A não detecção de OD nas lagoas pode ser explicada pelo fato de que os microrganismos presentes consumiam o oxigênio em uma velocidade maior que a velocidade de reposição. É possível que as principais vias de reposição de oxigênio nas lagoas tenham sido por difusão do O_2 atmosférico e atividade fotossintética das lemnas e microalgas.

Apesar da falta de análises microbiológicas de diferentes pontos piezométricos, acredita-se que, devido à presença de microrganismos aeróbios na superfície das lagoas, o sistema possua uma zona aeróbia em sua superfície, uma zona intermediária anóxica e uma zona de fundo predominantemente anaeróbia.

Figura 36. (1) Rompimento do biofilme; (2) Diatomácea; (3) Biofilme com presença de microalgas aderido à fronde; (4) Biofilme aderido à fronde com grande presença de Diatomáceas.



5.2.8 Fixação de gás carbônico

Nessa etapa do estudo foi observado o comportamento de LL1 em relação à fixação de gás carbônico através da câmara de fluxo. O monitoramento foi realizado em três campanhas com 24 horas de duração cada, cujas variações na concentração de CO_2 na superfície da LL1 podem ser observadas e correlacionadas com a variação dos parâmetros físicos e atividade metabólica das plantas. Nas figuras 37, 38 e 39 é possível observar o comportamento do CO_2 nas campanhas.

Figura 37. Variação nictemeral da concentração do CO₂ na superfície da lagoa.

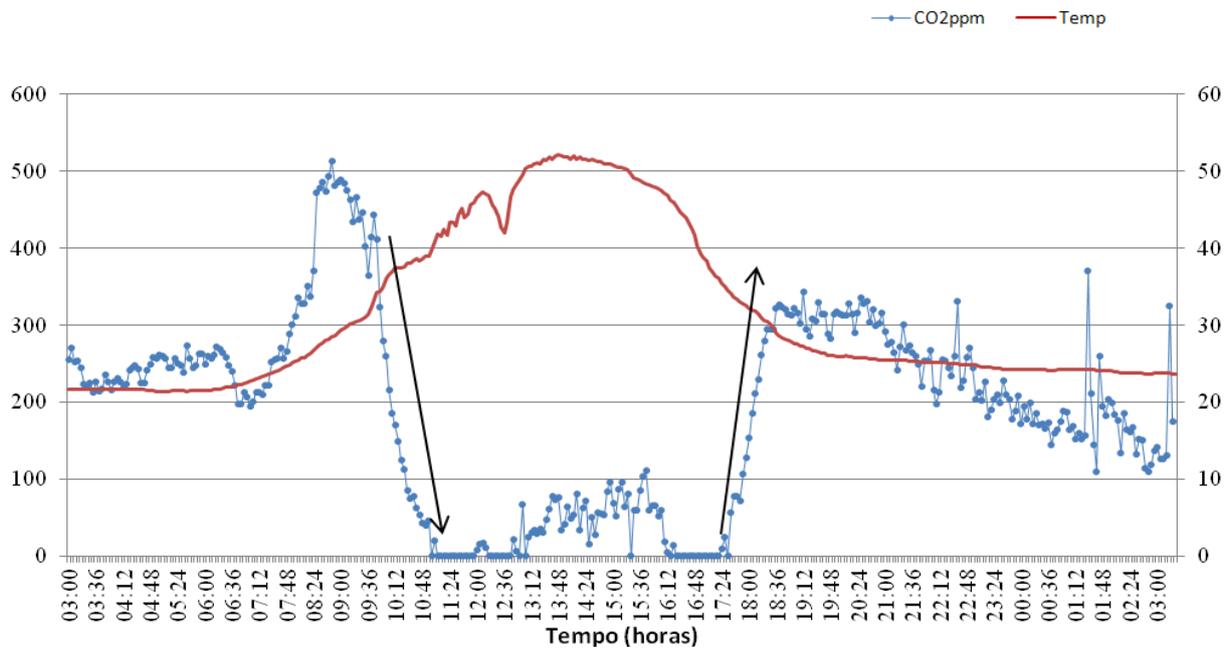


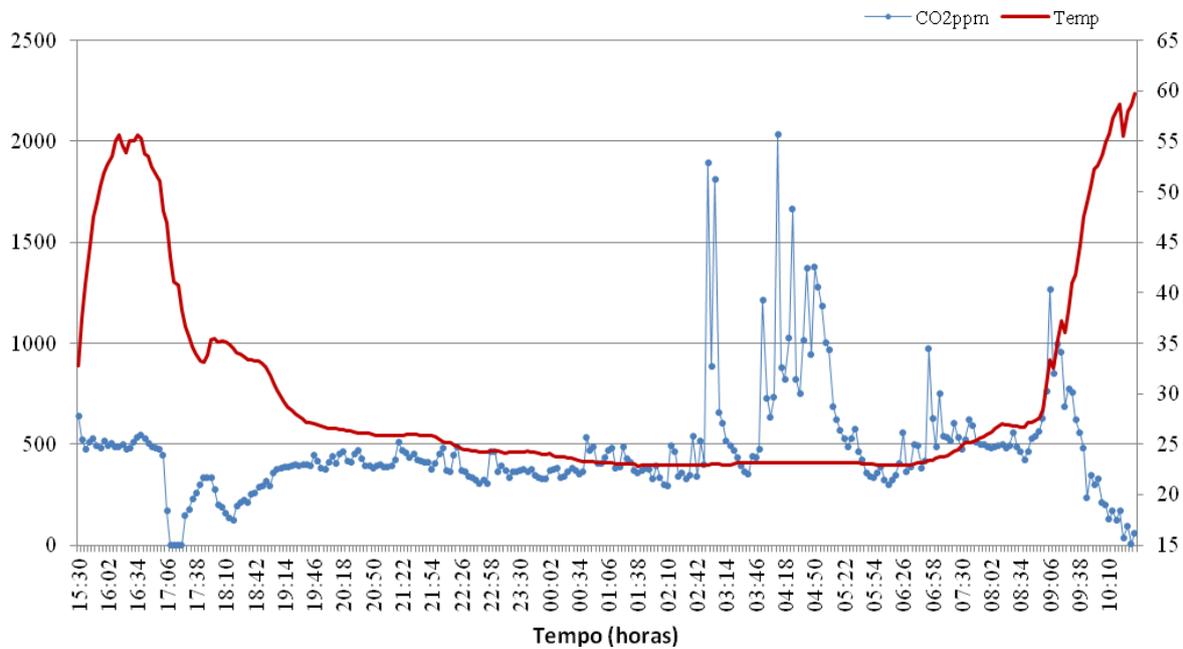
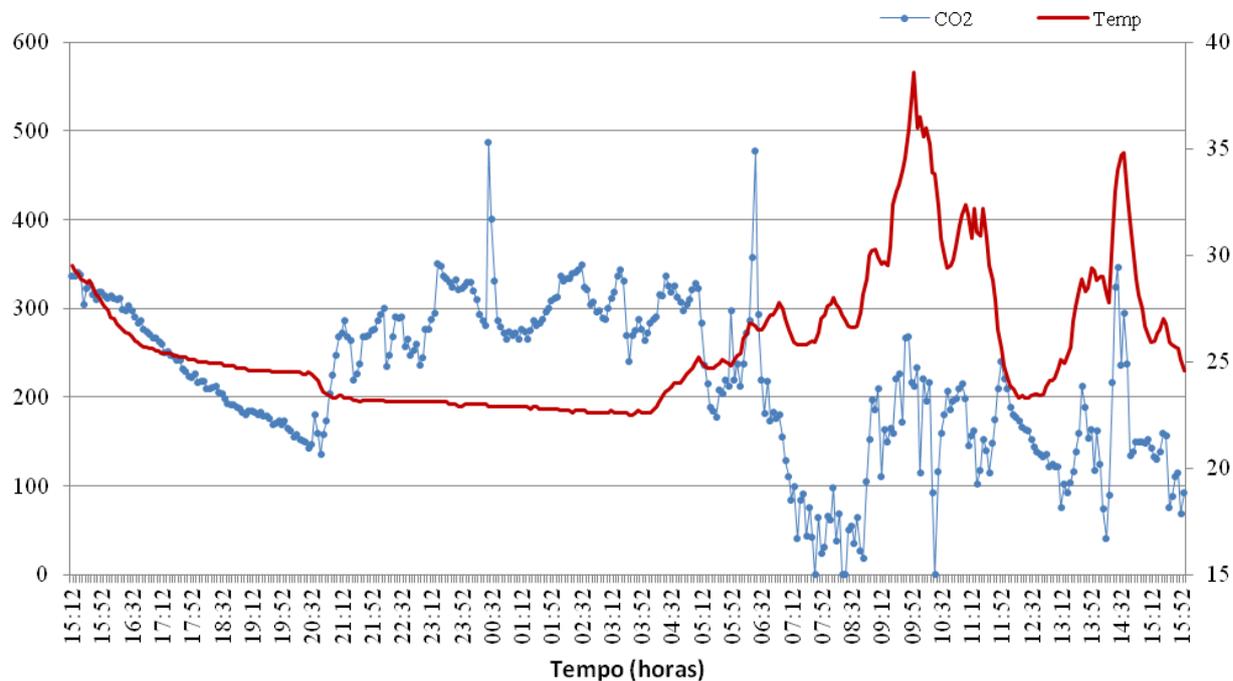
Figura 38. Variação nictemeral da concentração do CO₂ na superfície da lagoa.

Figura 39. Variação nictemeral da concentração do CO₂ na superfície da lagoa.



Durante o tempo de estudo, foi observada a ocorrência de decaimento na concentração do CO₂ no início do período diurno, chegando a valores próximos a zero, como mostra a Figura 37. Entre o nascer e o pôr do sol os valores de CO₂ permaneceram abaixo da concentração atmosférica na maior parte do tempo. Foi constatado que, com o aumento da temperatura em valores acima de 35°, ocorre um aumento na concentração de CO₂ na lagoa, tendo como causa provável a inibição metabólica das lemnas.

Apesar da elevação nos níveis de gás carbônico, este não chegou a ultrapassar 650ppm durante o período diurno em duas das três campanhas, valor que, segundo Andersen *et al.* (1985), é um nível de CO₂ razoável para se evitar aumentos de temperatura atmosférica. A principal fonte de emissão de CO₂ durante o período diurno é a atividade metabólica dos organismos aeróbios e anaeróbios, durante a degradação da matéria orgânica. Desse modo, as variações obtidas na concentração de CO₂ demonstrada nos gráficos é resultado da emissão desse gás subtraída da fixação pelas lemnas.

No período diurno, durante as três campanhas analisadas, foi encontrada uma concentração média de gás carbônico de 248ppm, com desvio padrão de 169ppm. No período noturno, a concentração média de gás carbônico ficou em 335ppm, com desvio padrão de 213ppm.

Ao comparar os resultados dessa fase do estudo com os obtidos na fase utilizando esgoto sintético, percebe-se um grande aumento na concentração de CO₂ durante o período diurno. É provável que esse aumento ocorra devido à presença de matéria orgânica no sistema, além da presença de microrganismos. Esses microrganismos, ao realizar o processo de respiração, liberam CO₂, elevando, conseqüentemente, a concentração desse gás próximo às lagoas. Sims *et al.* (2013) explicam que o CO₂ é produzido pela respiração das lemnas, bem como por bactérias devido à decomposição da matéria orgânica. Porém, o CO₂ também é consumido pela atividade fotossintética nas lagoas.

Estudos têm mostrado o aumento na produção de biomassa em lagoas de lemnas quando submetidas ao enriquecimento de gás carbônico, devido à diminuição da fotorrespiração (perda de carbono), aumentando a atividade de carboxilase da Rubisco (enzima responsável pela fixação do carbono no Ciclo de Calvin) (ANDERSEN *et al.* 1985; GUY *et al.* 1990; MOHEDANO 2010). Os estômatos das lemnas permanecem sempre abertos (pois essas macrófitas habitam o meio aquático), induzindo a fixação contínua de CO₂ quando em condições de luminosidade ideal. Com essas informações, pode-se idealizar um

sistema de tratamento anaeróbio seguido por lagoas de lemnas, no qual o tratamento anaeróbio produza biogás que, após a queima para fins energéticos, produza CO_2 . O CH_4 produzido a partir do tratamento de esgoto constitui cerca de 5% das fontes de metano globais (EL-FADEL e MASSOUD, 2001). Além disso, o CH_4 possui um potencial de aquecimento global 23 vezes maior que o CO_2 (SOLOMON *et al.*, 2007), por isso é importante a eliminação deste gás. Logo, o gás carbônico produzido na queima do gás metano poderia ser aspergido sobre as lagoas de lemnas, que utilizariam o CO_2 concentrado, ajudando no aumento da produção e valorização da biomassa.

A maior velocidade de decaimento de CO_2 foi observada no período aproximado entre 8:00h e 11:00h (figura 37) e entre 6:00h e 7:30h (figura 39). Esse decaimento corresponde ao início da atividade fotossintética no amanhecer.

Gás carbônico dissolvido (CO_2D)

A concentração de CO_2D foi avaliada ao início e término de cada campanha, sendo que não houve variação significativa em sua concentração durante o período noturno. Durante a primeira e terceira campanha, a concentração de CO_2D encontrada foi de 20mg/L. Na segunda campanha, a concentração de CO_2D ficou estabelecida em 24mg/L. No trabalho realizado por Bach (2013) houve variações entre o período diurno e o entardecer, porém não havia fontes de carbono orgânico para o desenvolvimento de biomassa heterotrófica, por se tratar de um efluente sintético.

A produção e consumo de CO_2D se deu de forma constante pela ação dos microrganismos. É provável que, por esse motivo, as variações em sua concentração foram baixas. Apesar disso, Eshel e Beer (1986) explicam que apenas 5% do carbono fixado pelas lemnas provêm do meio aquoso, sendo que o restante do carbono fixado se encontra em meio gasoso (CO_2 atmosférico).

Estimativa da fixação de CO_2 nas lagoas de lemnas

Para estimar a emissão de CO_2 nas lagoas de lemnas (LL1 e LL2), foi utilizado o modelo expresso por Cakil e Stenstrom (2005) para reatores anaeróbios (Equação 12). Para tal estimativa utiliza-se a DBO degradada, considerando que grande parte da emissão de CO_2 é oriunda da oxidação biológica da matéria orgânica.

$$\text{Produção de CO}_2 (Y_{\text{CO}_2}) = 0,6875 \text{kgCO}_2/\text{kgDBO} \quad (12)$$

Seguindo o presente modelo, foi encontrada uma produção de 731,7g de CO₂ em LL1 e de 122,8g de CO₂ em LL2. Ambas as lagoas produziram em conjunto 854,5g de CO₂, logo, foi estimado uma produção de 53,4gCO₂/m² para ambas as lagoas.

De acordo com a metodologia proposta, foi realizada uma estimativa da fixação de carbono para as lagoas avaliadas, levando em consideração o COT estimado para a biomassa. É importante ressaltar que apenas 27,3% da massa da molécula de CO₂ é composta por carbono, que é efetivamente incorporado na biomassa da planta (BACH, 2012). O autor ainda explica que o oxigênio é liberado para a atmosfera após as reações que ocorrem no Ciclo de Calvin.

A fixação de carbono encontrada no estudo foi de 2,42g/m²/d para LL1 e de 2,99g/m²/d para LL2. Após conversão para fixação de gás carbônico, encontrou-se uma fixação de 8,86 gCO₂/m²/d para LL1 e 10,95gCO₂/m²/d para LL2. Em um ano, a fixação em LL1 e LL2 será de 32,25tCO₂/ha/ano e 38,85tCO₂/ha/ano, respectivamente.

Ambas as lagoas removeram em conjunto 10,15kg de CO₂ durante o período de estudo, ou seja, em um sistema de 16m² foram removidos 9,29Kg de CO₂. Em um sistema de lagoa com um hectare será removido uma média de 17,4 toneladas de CO₂ em um ano.

Outros trabalhos foram realizados nessa área, como Andersen *et al.* (1985), que obtiveram uma carga de fixação de CO₂ de 36g/m²/d, trabalhando com a espécie *L. gibba* sob concentrações atmosféricas normais. Bach (2013), utilizando a espécie *L. punctata*, chegou a uma carga de fixação de 17,3t/ha/ano.

Outros estudos reportados na literatura incluem elevadas concentrações de CO₂, a fim de maximizar a produção de biomassa e estudar seu potencial para fixação de carbono, como é o caso de Lindeman (1972), que estudou o comportamento das lemnas em uma concentração de 50.000ppm de CO₂ e obteve uma fixação de 3,6g/m²/hora, equivalente a 315tCO₂/ha/ano. Por outro lado, Mohedano (2010), injetando 100.000ppm, chegou a uma fixação de 6,84g/m²/d ou 25t/ha/ano. Os valores encontrados são superiores à carga de fixação proporcionada por florestas de reflorestamento com eucaliptos, que é de 14t/ha/ano.

Os trabalhos apresentados acima mostram o grande potencial do sistema de tratamento para fixação de CO₂, podendo este ser utilizado

no tratamento de efluentes líquidos e gasosos, minimizando seus impactos. Em sistemas com queima de gases que produzam CO_2 , o produto da queima pode ser redirecionado a lagoas de lemnas para formar estufas de enriquecimento, como explicam Dion *et al.* (2011) em seu trabalho no qual consideram o CO_2 retirado de sistemas de aquecimento com carvão uma fonte “livre” de CO_2 . Devido ao seu alto potencial em tratar diversas formas de poluente, esse sistema pode ser utilizado não só como sistema de tratamento de efluentes, mas também como uma tecnologia para redução de GEEs. Além disso, Mohedano (2010) acrescenta que o aumento na concentração de CO_2 pode incrementar a valorização da biomassa produzida durante o tratamento, pois tanto a velocidade de crescimento como o teor de proteína podem ser elevados.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nas lagoas de lemnas, para as condições operacionais aplicadas, conclui-se que:

- O sistema apresentou resultados bastante satisfatórios na remoção de nutrientes, matéria orgânica e patógenos. A remoção de nitrogênio e fósforo alcançou eficiências médias de 85,4% e 80%, respectivamente.

- Quanto à matéria orgânica, foi obtida uma eficiência de 97% para redução de DBO e de 92% na redução de DQO. De modo geral, as lagoas produziram um efluente clarificado, com uma turbidez média de 3 UT.

- Foi observada uma redução significativa de coliformes totais e termotolerantes, de cerca de 3 unidades logarítmicas, na qual CT reduziu de 10^6 para 10^3 e *E. coli* reduziu de 10^5 para 10^3 .

- Foi constatado um melhor funcionamento do sistema sob a aplicação de menor carga, sendo a carga ótima aplicada no presente estudo de 12,25kgDBO/ha/d.

- A absorção direta pelas lemnas foi responsável pela maior parte da remoção de nitrogênio nas lagoas, sendo 57% do total removido no sistema.

- A espécie de lemnas utilizada nas lagoas, *Landoltia punctata*, apresentou bom suporte para as grandes variações na carga orgânica aplicada no sistema (40,75kgDQO/ha/d e 85,75kgDQO/ha/d), variações estas de comum ocorrência em sistemas de tratamento de esgoto sanitário.

- O teor de proteína médio encontrado na biomassa das lemnas retiradas no manejo do sistema foi de 35%, equivalendo à produção de cerca de 9,56 t/ha/ano de proteína bruta. Com esses resultados, foi possível constatar o grande potencial de aproveitamento dessa biomassa como alimento proteico para produção de ração animal.

- Conclui-se que as lagoas de lemnas podem contribuir para a sustentabilidade de estações de tratamento de esgoto, com a venda da biomassa excessiva como fonte de proteína para produção de ração animal.

- A fixação de gás carbônico alcançada foi $10,95\text{gCO}_2/\text{m}^2/\text{d}$, indicando uma tendência da aplicação dessa tecnologia como instrumento de MDL.

- As lagoas de lemnas se mostraram eficientes na remoção de GEE, podendo ser uma alternativa na melhora da qualidade do ar pela redução de gás carbônico.

7. RECOMENDAÇÕES

Para a continuação das pesquisas são feitas as seguintes recomendações:

- Para complementar os resultados obtidos e melhor entendimento da atividade microbiana no sistema, recomenda-se uma análise microbiológica detalhada, a fim de verificar as espécies existentes no sistema e entender melhor o comportamento do oxigênio dissolvido, portanto, a utilização de hibridização fluorescente *in situ* (FISH) sob o biofilme formado nas raízes das plantas para futuros estudos.
- Realização do estudo por um período mais longo, a fim de verificar distinções no comportamento das lagoas durante o verão e o inverno.
- Para estudos posteriores, recomenda-se a medição de outros GEEs além do CO_2 , como o gás metano (CH_4), que é um dos principais gases produzidos por lagoas de tratamento de esgoto, e o óxido nitroso (N_2O) para a realização de um balanço de nitrogênio mais detalhado.

REFERÊNCIAS

ALAERTS, G., MAHBUBAR, R., KELDERMAN, P. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. **Water Research**, v.30, n.4, p. 843-852. 1996.

AL-NOZAILY1, F. ALAERTS, G., VEENSTRA, S. Performance of duckweed-covered sewage lagoon - Oxygen balance and cod removal. **Water. Research**. v. 34, n.10, p. 2727-2733, 2000.

ANDERSEN, H., DONS, C., NILSEN, S., HAUGSTAD, M. K. Growth, photosynthesis and photorespiration of *Lemna gibba*: response to variations in CO₂ and O₂ concentrations and photon flux density. **Photosynthesis Research**, 6 (1) 87-96. 1985.

APG (Angiosperm Phylogeny Group) II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Bot. J. Linnean Soc.**, v.141,n. 4, p. 399-436, 2003.

AWUAH, E. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte-and algal-based domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**. v. 44, n. 6, p. 11-18.2001.

BACH,A. O. **Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes e na Fixação de CO₂**. 2013. 86f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2013.

BENJAWAN, L. KOOTTATEP, T. Nitrogen remove in recirculation duckweed ponds system. **Water Science and Technology**. v. 55, n. 11, p. 103-110. 2007.

BERGMANN, B. A., J. CHENG, J. J. CLASSEN, AND A.-M. STOMP. In vitro selection of duckweed geographical isolates for potential use in swine lagoon effluent renovation. **Bioresource Technol.** v. 73, n.1, p. 13–20. 2000.

BONIARDI, N., VATTA, G., ROTA, R., NANO, G., CARRA, S. Removal of water pollutants by *Lemna gibba*. **Chem. Eng. J.** v.54, p. 41–48.1994.

BRASIL. Decreto n. 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/>>. Acesso em: 10 out 2012.

BRIX, H., SCHIERUP, H. H.. The use of aquatic macrophytes in water pollution control. **Ambio.** v. 18, n. 2, p. 101-107. 1989.

CAICEDO, J. R., VAN DER STEEN, N. P., ARCE, O., GIJZEN, H. J. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*spirodela polyrrhiza*). **Water Research**, v. 34, n. 15, p. 3829–3835. 2000.

CAICEDO, J.R. **Effect of Operational Variables on Nitrogen Transformations in Duckweed Stabilization Ponds**. 2005. Tese. Delft, The Netherlands. 163p. 2005.

CAKIL, F. Y.; STENSTROM, M. K. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. **Water Research**, v. 39, p. 4197-4293. 2005.

CAKIR, F., STENSTROM, M.K. A dynamic model for anaerobic filter. **J. Environ. Sci. Health (Part A)**, v. 38, n. 10, p.2069. 2003.

CARVALHO, G., SANTILLI, M., MOUTINHO, P., BATISTA, Y. **Perguntas e respostas sobre mudanças climáticas. Instituto de pesquisas ambiental da Amazonia (IPAM)**. 32 p. Belém, Brasil. 2002.

CHEN, J, Y., ZHANG, G., FANG, Y., XIAO, Y., ZHAO, H. Improving Production of Bioethanol from Duckweed (*Landoltia punctata*) by Pectinase Pretreatment. **Energies.** v. 5, n. 8, p. 3019-3032. 2012.

CHENG J.; BERGMAN, B. A.; CLASSEN, J. J.; STOMP. A. M.; HOWARD, J. W., Nutrient Recovery from Swine Lagoon Water by *Spirodela punctata*. **Bioresource Technology**, v. 81, n.1, p. 81-85, 2002a.

CHENG, J.LANDESMAN, L. BERGMAN, B. A. CLASSEN, J. J. HOWARD, J. W; YAMAMOTO, Y. T. B. Nutrient Removal from Swine Lagoon Liquid by *Lemna minor*. **Am. Soc. Agric, Eng.** v. 45, n. 4, p. 1003-1010.2002b.

CHORUS, I., BARTRAM J. **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**, E & FN Spon /WHO,London e New York,1999. 416 p.

CONAMA 430, Resolução (2011). **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 out 2012.

CONAMA, Resolução 357,**Diário oficial da união**, (2005) 259-282.

COSSU, R., HAARSTAD, K., LAVAGNOLO, M. C., LITTARRU, P. Removal of municipal solid waste COD and NH₄ -N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 459-470. 2001.

CROSS, J.W. 2006. **The charms of duckweed**. Disponível em: <<http://www.mobot.org/jwcross/duckweed/duckweed.htm>> Acesso em: Jan. 2013.

CULLEY, D.D., EPPS, E.A. Use of duckweed for waste treatment and animal feed. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. v. 45, n. 2, p.337-347. 1973.

DALU, J.M., NDAMBA, J. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). **Physics and Chemistry of the Earth**. v. 28, p. 1147-1160. 2003.

DION, L.M.; LEFSRUD, M.; ORSAT, V. Review of CO₂ recovery methods from the exhaust gas of biomass heating systems for safe enrichment in greenhouses. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 3422-3432. 2011.

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

EL - NOZAILY, A. F. ALAERTS, G., VEENSTRA, S. Performance of duckweed-covered sewage lagoon - Oxygen balance and cod removal. **Water Research**. v.34, n.10, p. 2727-2733, 2000.

El-Fadel, M., Massoud, M., 2001. Methane emissions from wastewater management. **Environ. Pollut.** 114 (2), 177.

EL-SHAFAI, S.A.; EL-GOHARY, F.A.; NASR, F.A.; VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN, H.J. Nutrient Recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource Technology**, v. 98, n.4, p. 798-807, 2006.

ESHEL, A.; BEER, S. Inorganic Assimilation by *Spirodela polyrrhiza*. **Hydrobiologia**, 132 149-153p. 1986)

EUROPEAN COMMISSION. Environmental pressure indicators for the EU, Eurostat, Data 1985–98. **Office for official publications of the European Communities**, Luxembourg, ISBN 92-894-0955-X. 2001.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **DUCKWEED: A tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment**. 54 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/againfo/resources/documents/DW/Dw2.htm>>. Acesso em: 20 dez 2012.

GAIGHER, I.G.; PORATH, D.; GRANOTH, G. Evaluation of duckweed (*Lemna gibba*) as feed for tilápia (*O. niloticus* x *O. aureus*) in a recirculating unit. **Amsterdam Aquaculture**. 41: 235-244p. 1984.

GE, X., ZHANG, N., PHILLIPS, G. C., XU, J. Growing Lemna minor in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. **Bioresource Technology**. v. 124, p. 485-488. 2012.

GIJZEN, H. J., M. KHONDKER. An overview of the ecology, physiology, cultivation and applications of duckweed. Inception Report. Annex 1. Literature Review. **Duckweed Research Project (DWRP)**. Dhaka, Bangladesh. 53 p. 1997.

Gregory, J. M., Fedler, C. B. Model Evaluation and Research Verification (MERV), American Society of Agricultural Engineers. n. 86. p.5032. 1986.

GURTEKIN, E., SEKERDAG, N. “The role of duckweed (*lemna minor*) in secondary clarifier tank”. **Environ. Engineering**, v.12, p.28-31. 2008.

GUY, M.; GRANOTH, G.; GALE, J. Cultivation of *Lemna gibba* under Desert Conditions. II: The Effect of Raised Winter Temperature, CO₂ Enrichment and Shading on Productivity. **Biomass**, v.23,p.1-11. 1990.

HAMMER, D. A. Constructed wetlands for wastewater treatment. Lewis Publishers, **Inc. Michigan**, USA. 1990.

HILLMAN, W. S., CULLEY, D.D. The uses of duckweed: The rapid growth, nutritional value, and high biomass productivity of these floating plants suggest their use in water treatment, as feed crops, and in energy efficient farming. **American Scientist**. v. 66, n.4, p. 442-451. 1978.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: **The Physical Science Basis – Summary for Policymakers**. Disponível em <<http://www.ipcc.ch/SPM2feb07>>.pdf. Acesso em: 13 jan. 2013.

IQBAL, S. Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. Switzerland. **SANDEC report**. n.6, 91p. 1999.

ISLAM, K. M. S. Feasibility of duckweed as poultry feed: A review. Bangladesh. **Indian Journal of Animal Sciences**. v.72, n. 6, p. 486-491. 2002.

ISLAM, M. S., ALAM, M. J., SHAHID, N. S. HASAN, K. Z. IKRAMULLAH, M., SACK, R. B. ALBERT, M. J. Faecal contamination of a fish culture farm where duckweed's grown in hospital wastewater are used as fish feed. **Fifth Annual Sci. Conf. ASCON V**, Dhaka, Bangladesh. p. 49.1996.

KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. **Water Research**. v. 32, n. 10, p. 3092-3098. 1998.

KORNER, S., VERMAAT, J. E., VEENSTRA, S. The Capacity of Duckweed to Treat Wastewater: Ecological Considerations for a Sound Design. **Journal of Environmental Quality**. v.32, n. 5, p. 1583-1590. 2003.

KÖRNER, S.; VERMAAT, J.E. The relative importance of *Lemna gibba*, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed – covered domestic wastewater. **Water Research**. v. 32, n. 12, p. 3651- 366. 1998.

KRISHNA, B. K.C., POLPRASERT, C. An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system. **Ecological Engineering**. v. 34, n. 3, p. 243-250.2008.

LANDESMAN, L., PARKER N. C. FEDLER C. B., KONIKOFF, M. Modeling Duckweed Growth In Wastewater Treatment Systems. **Livestock Research for Rural Development**. v. 17, n. 6. 2005.

LANDOLT, E., R. KANDELER. The family of Lemnaceae - A monographic study: Phytochemistry, Physiology, Application, and bibliography. In: Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae). **Veroeffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH**, Stiftung Ruebel, Zuerich. v. 4, n. 95, p. 638. 1987.

LEITE, V. D., LOPES, W. S., DE SOUSA, J. T., PRASAD, S., SILVA,S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *R. Bras. Eng. Agric. Ambiental*, v.1, n. 2, p.190-196. 2009.

LENG, R. A., STAMBOLIE, J. H., & BELL, R. Duckweed-a potential high-protein feed resource for domestic animals and fish. **Livestock Research for Rural Development**. v. 7, n. 1, p. 36-51, 1995.

LES, D. H., Crawford, D. J. *Landoltia* (Lemnaceae), a New Genus of Duckweeds. **Journal for Botanical Nomenclature**. v. 9, n. 4, p. 530-533.1999.

LINDEMAN, W. Reactivation of Fotosynthesis in dependence of wavelength in Phosphate Deficient *Lemna minor*. **Acta Bot. Neerl.** v.22, p. 553-568. 1972.

MAIA, I. S. **Avaliação de Lagoas de Maturação Modificadas com a Presença de Suportes e Macrófitas da Família Lemnaceae no Tratamento de Esgotos Domésticos**. 2008. 183 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2008.

MANDI, L. Wastewater purification experiment using vascular aquatic plants *Eichhornia crassipes* and *Lemna gibba*. **Water Sci.Technol.** v.29, p 283 - 287.1994.

Mara, D.D., Alabaster, G.P., Pearson, H.W., Mills, S.W. (1992). Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa. **Lagoon Technology International Ltd**. England. 121p.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Revista Estudos Avançados**. v. 22, n.63, p. 83-96. 2008.

METCALF & EDDY. —Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse”. 3ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, 1334p.1991.
METCALF AND EDDY. **Ingenieria de aguas residuales**, McGraw Hill International Edition, p. 125. 1995.

MILNE, J. L.; CAMERON, J. C.; PAGE, L. E.; BENSON, S. M.; PAKRASI, H. B. **Report from Workshop on Biological Capture and Utilization of CO₂** , Charles F. Knight Center. Washington University. St. Louis. Set, 2010.

MMA. 2005. **Cidadania e Consumo Sustentável** - cap2. 16 p. 25-40. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur/_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf> Acesso em: 15 dez.2012.

MOHEDANO, R. A., VELHO, V. F., COSTA, R. H. R., HOFMANN S. M., BELLI, P. B. Nutrient recovery from swine waste and protein biomass production using duckweed ponds (*Landoltia punctata*): Southern Brazil. **Water Science and Technology**. v.65, n. 11, p. 2042-2048. 2012a.

MOHEDANO, R.A. Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*O.niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valvidiana* (lemnaceae) – Uma contribuição para a sustentabilidade da aquíicultura. 2004. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aquíicultura, Florianópolis, 78p. 2004.

MOHEDANO, R.A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 270p. 2010.

MOHEDANO. R.A., COSTA, R.H.R., TAVARES, F. A., BELLI, P.B. - High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 98-104. 2012b.

MONETTE, F., LASFAR, S., MILLETTE, L., AZZOUZ, A. Comprehensive modeling of mat density effect on duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication. **Water Research**. v.40, p. 2901-2910. 2006.

ONU. **A ONU e a água**. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/a-onu-em-acao/a-onu-em-acao/a-onu-e-a-agua/>>. Acesso em: 19 dez. 2012.

ONU. Assembleia Geral. Resolution 64/292. **The human right to water and sanitation**. 28 jul. 2010. Disponível em: <www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292>. Acesso em: 20 dez. 2012.

ORON, G. Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production. *Agricultural Water Management*, v.26, n.1-2, p. 27-40.1994.

ORON, G., D. PORATH, WILDSCHUT, L.R.. Waste water treatment and renovation by different duckweed species. **J. Environ. Eng.** (Reston, VA), v. 112, p. 247–263. 1986.

ORON, G., PORATH, D., JANSEN, H. Performance of duckweed species *Lemna gibba* on municipal waste water for effluent renovation and protein production. **Biotechnology and Bioengineering.** v.29, p. 258–268. 1987.

ORON, G., WILDSCHUT, L.R., PORATH, D.,. Wastewater recycling by duckweed for protein production and effluent renovation. **Water Science and Technology.** v. 17, 803–817.1984.

ORON, G., WILLERS, H. Effect of wastes quality on treatment efficiency with duckweed. **Water Science and Technology.** v. 21, 639–645.1989.

PATEL, D. K., KANUNGO, V. K. Phytoremediation Potential of Duckweed (*Lemna Minor* L: A Tiny Aquatic Plant) in the Removal of Pollutants from Domestic Wastewater With Special Reference to nutrients. **The Bioscan,** v.5, n. 3, p. 355-358, 2010.

PRIYA.A, AVISHEK, K., PATHAK,G. Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. **Environmental Monitoring and Assessment.** v.184, n. 7, p. 4301–4307. 2012.

RAN, N. AGAMI, M. ORON, G. A pilot study of constructed wetland using *Lemna gibba* for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research,** v. 38, n. 9, p.2241-2248. 2004.

RANGEBY, M. JOHANSSON, P.; PERNRUP, M. Removal of faecal coliforms in a wastewater stabilization pond system in Mindelo, Cape Verde. **Water Science and Technology,** v.34, n. 11, p. 149-157.1996.

RATTNER, H. Mudanças climáticas: aquecimento e esfriamento. **Revista Espaço Acadêmico,** v.10, n.120, p. 163-166. 2011.

RENNER, R.M. **Seqüestro de carbono e a viabilização de novos reflorestamentos no Brasil.** 2004. 147 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2004.

SAID, M.Z.; CULLEY, D.D.; STANDIFER, L.C.; EPPS, E.A.; MYERS, R.W.; BONEY, S.A. Effect of harvest rate, waste loading, and stocking density on the yield of duckweeds. **Proc. World Mariculture Society**. v.10,n. 1-4, p.769-780. 1979.

SIMS, A.; GAJARAJ, S.; HU, Z. Nutrient removal and greenhouse gas emissions in duckweed treatment ponds. **Water Research**, v. 47, p. 1390-1398. 2013.

SKILLICORN, P. W.; SPIRA, W; JOURNEY, W. Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries. **The World Bank**, Washington, D.C.1993.

SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M. In: IPCC (Ed.), ClimateChange 2007: the Physical Science Basis. **Cambridge University Press**, Cambridge, UK. 2007.

SRINANTHAKUMAR, S. M. AMIRTHARAJ. Organic carbon decay in stream with biofilm kinetics. **J. Environ. Engng. ASCE**, v.19, p.102-119. 1983.

STAMBOLIE, J. H., LENG R. A. **Unpublished observations**. UNE, Armidale NSW Australia. 1994.

SUTTON, D.L.; ORNES, W.H. Phosphorous removal from static sewage effluent using Duckweed. **Journal of Environmental Quality** v.4, n.3, p.367-370. 1975.

TAIZ, L.; E ZIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre; Artmed, 2006.719p.

TAVARES, F. A. **Eficiência da *Lemna sp* no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte alternativa de alimento para tilápias**. 2004. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis, Brasil. 2004.

TAVARES. F. A. **Reúso de água e polimento de efluentes de lagoas de estabilização por meio de cultivo consorciado de plantas da família lemnaceae e tilápias**. 2008. Tese (Doutorado), Universidade

Federal de Santa Catarina. Engenharia Ambiental, Florianópolis, Brasil. 2008.

TRENBERTH, K. E. **Observations: surface and atmospheric Climate Change**. In: SOLOMON, S. D. Et al. (ed.) *Climate Change 2007: the Physical science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University, New York. 2007.

TRIPATHI, B. D., SRIVASTAVA, J., MISRA, K. Nitrogen and phosphorus removal-capacity of four chosen aquatic macrophytes in tropical freshwater ponds. **Environmental Conservation**, v. 18, n. 2, p. 143-147. 1991.

VALENTE, J.P.S., PADILHA, P.M., SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP, **Eclet. Quím.**, v.22, 1997.

VALLELA, L.C. H., FORESTI, E. Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas. In: **Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS 98)**; 26, 1998, Lima: APIS, 1998. p. 21.

VAN DER STEEN P., BRENNER A., VAN BUUREN J.; ORON G. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 615–620. 1999.

VAN DER STEEN, P., BRENNER, A.; G. ORON. "An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation." **Water Science and Technology**, v.38, n.1, p. 335-343.1998.

VERMAAT J.E., HANÍF, M.K. "Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla Filiculoides* on different types of wastewater", **Water Research**, v.32, n. 9, p. 2569-2576, 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452p.

WANG, W. (1991) Ammonia toxicity to macrophytes (common duckweed and rice) using static and renewal methods. **Environ. Tox. Chem.**, v. 10,n. 9, p. 1173-1177, 1991.

Webeduc.Ciclos Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: A importância na química da atmosfera. O Portal de Conteúdos Educacionais do MEC. Disponível em: <http://webeduc.mec.gov.br/portaldoprofessor/quimica/sbq/cadernos/05/quimica_da_atmosfera.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2013

XIAO, Y., FANG, Y., JIN, Y., ZHANG, G., ZHAO, H., Culturing duckweed in the field for starch accumulation. **Industrial Crops and Products**, v.48, p. 183–190. 2013.

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, Raleigh, v.102, n.2, p.848–853, 2011.

YU, C.M. Seqüestro Florestal de Carbono no Brasil: dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas. **São Paulo: Annablume, IEB**, 2004. 280p.

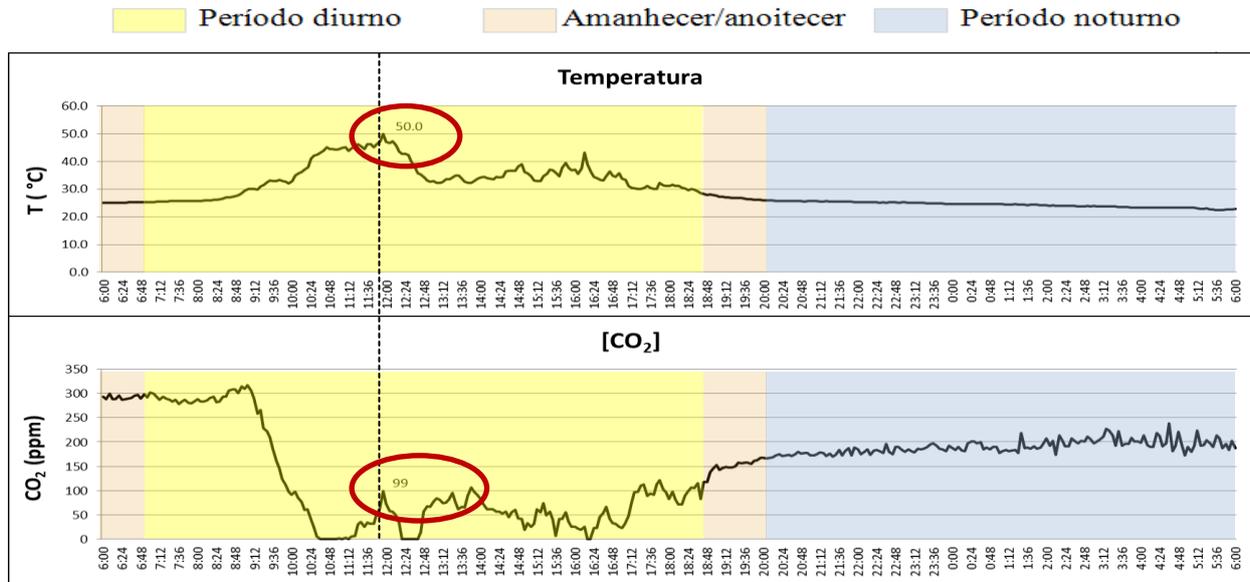
ZIMMO O., AL-SA'ED R. M., VAN DER STEEN N. P, GIJZEN H. J. Process Performance Assessment of algae-based and duckweed-based wastewater treatment systems. **Water Sciences and Technology**, v.45, n.1, p. 91-101, 2002.

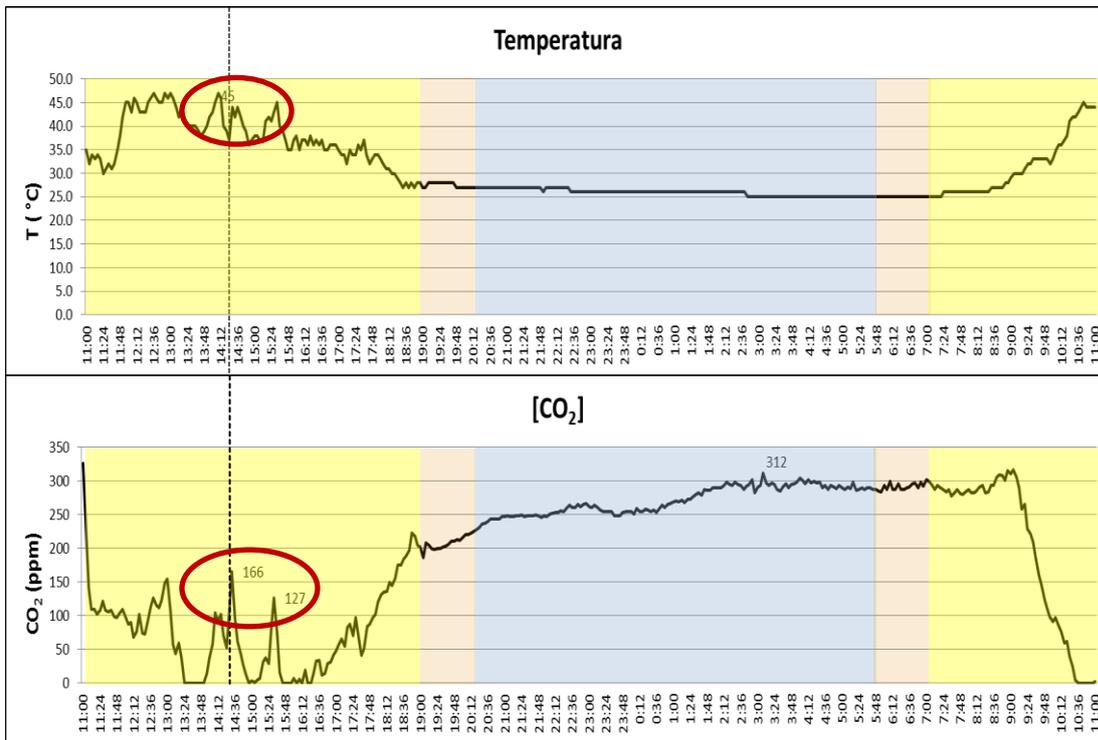
ZIMMO, O. R.; ALSAED R. M.; STEEN N. P. GIJZEN H. Nitrogen mass balance across pilot scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. **Water Research**, v. 38, p. 913-920. 2004.

ZIRSCHKY, REED, J, S. C. The use of duckweed for wastewater treatment. **J. WPFCC**, v. 60, p.1254-1285. 1988.

APÊNDICE A

Variação nictemeral da concentração do CO_2 e da temperatura na superfície da lagoa de lena durante a fase com esgoto sintético (segunda e terceiracampanha).





APÊNDICE B

ESQUEMA DE COLETA E MANEJO DA BIOMASSA



**Coleta de amostras em
LL1 e LL2**



**Secagem em estufa à 55°C
por 48 horas**

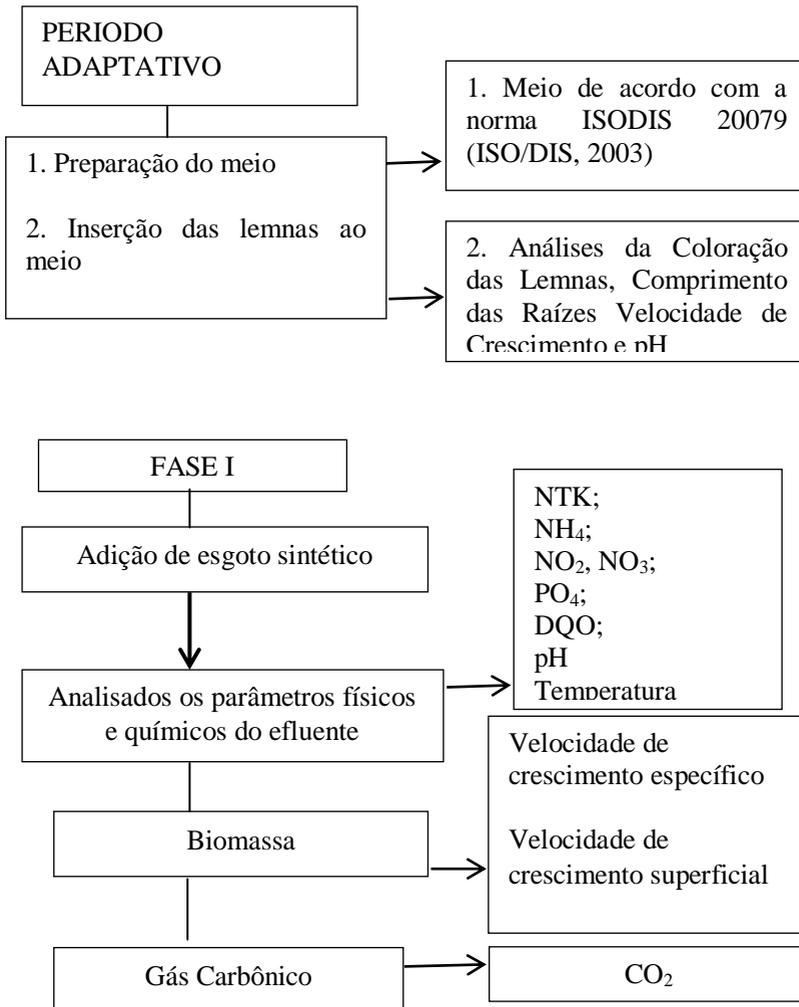


Pesadas

**Armazenadas em freezer à
-18°C**

APÊNDICE C

ESQUEMA DE OPERAÇÃO DA FASE I E PERÍODO ADAPTATIVO



APÊNDICE D

ESQUEMA DE OPERAÇÃO DA FASE II

