

Trabalho de Conclusão de Curso

AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS NO POLIMENTO DE EFLUENTES E NA FIXAÇÃO DE CO₂

Albert Otto Bach

Orientador: Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano

2012/2



Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

**CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS NO POLIMENTO DE
EFLUENTES E NA FIXAÇÃO DE CO₂**

ALBERT OTTO BACH

**Trabalho apresentado à
Universidade Federal de
Santa Catarina para a
Conclusão do Curso de
Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
FEVEREIRO/2013**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS NO POLIMENTO DE
EFLUENTES E NA FIXAÇÃO DE CO₂

ALBERT OTTO BACH

Trabalho submetido à Banca
Examinadora como parte dos
requisitos para Conclusão do
Curso de Graduação em
Engenharia Sanitária e
Ambiental - TCC II

BANCA EXAMINADORA:



Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano
(Orientador)



Prof. Dr. Paulo Belli Filho
(Membro da Banca)



Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
FEVEREIRO/2013

Bach, Albert Otto.

Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes
e na Fixação de CO₂.

Albert Otto Bach - Florianópolis, 2013.

86p.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) –
Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de
Engenharia Sanitária e Ambiental. Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental.

*Dedico este trabalho ao
meu pai Wolfgang e a minha
mãe Eliza (in memoriam).*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me dar as condições para realizar este trabalho, e pela fé e perseverança nos momentos difíceis.

Agradeço:

Ao meu orientador, Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano, pela orientação neste trabalho, pela amizade, compreensão e pelos “puxões de orelha”, quando necessário. Sem a sua dedicação e auxílio seria impossível chegar neste resultado.

A toda minha família. Ao meu pai, que sempre lutou pela minha formação, e me incentivou a nunca desistir. Pelo seu interesse e familiaridade com os assuntos relativos a tratamento de efluentes, o que torna nossas conversas ainda mais interessantes. A minha mãe, que nos deixou cedo demais, mas que com certeza nos assiste de um lugar bom. Por todos os valores passados na minha infância e adolescência. Eles são meus exemplos de coragem, honestidade, perseverança e amor.

A Simone, pelo seu amor, companheirismo e incentivo. Por me fazer tão feliz nesses últimos anos. Por me escutar pacientemente sobre os assuntos da faculdade, estágio. Saiba que teu incentivo e compreensão foram fundamentais na reta final desse trabalho.

A “Tante” Waltraut e sua família, pela “hospedagem” em sua casa nesses últimos anos em Floripa, e pelos seus conselhos e conversas interessantes.

Aos tios mais “chegados”, Herbert e Matilde, Erica e Hedy pelo incentivo de sempre.

Aos velhos e bons amigos de Porto União.

A Branda, July e Natália, bolsistas envolvidas neste projeto, sem as quais a realização deste trabalho seria realmente inviável.

Aos membros da banca, Prof. Dr. Paulo Belli Filho e Prof^ª. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa, por terem se disposto a conhecer e avaliar este trabalho e contribuir para sua melhoria. Além disso, pela estrutura proporcionada aos estudantes de graduação e pós-graduação do ENS, à frente da coordenação do LABEFLU.

Ao Vitor, pelo seu auxílio com as análises no DIONEX.

Ao CNPQ e à Fapesc pelo financiamento do projeto e concessão de bolsas aos demais participantes deste projeto.

A todos os professores da Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, pelos conhecimentos adquiridos no decorrer desta caminhada.

A todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

BACH, A. O. **Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes e na Fixação de CO₂**. Florianópolis, 2013, 86p. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Atualmente, a remoção de nutrientes em sistemas de tratamento de esgotos é um grande desafio para o setor de saneamento. As tecnologias empregadas para este fim são, geralmente, dependentes de energia e alta complexidade operacional gerando ônus aos municípios. Se os nutrientes não forem removidos adequadamente, os efluentes descartados podem causar sérios problemas aos corpos receptores, como a eutrofização. Por outro lado, os sistemas convencionais de tratamento também são responsáveis pela emissão de gases do efeito estufa (GEE) como CO₂, CH₄ e N₂O. Como alternativa, as lagoas de lemnas têm sido utilizadas com sucesso para o polimento de efluentes e vêm se popularizando nos últimos anos, pois, além da grande capacidade dessas plantas na remoção de nutrientes e na fixação de CO₂, ocorre a produção de uma biomassa com elevado potencial de valorização para fins energéticos e nutricionais. Assim, o presente estudo avaliou duas lagoas de lemnas (*L. punctata*) em escala piloto para a remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário, além da produtividade de biomassa e fixação de carbono. A eficiência de remoção para o nitrogênio total (N_T= NO₃ + NTK), ficou em 87,2% e 81,1%, para LL1 e LL2 respectivamente. Para o nitrogênio amoniacal as eficiências alcançadas foram de 86,1% em LL1, e 95,8% em LL2. Já para o fosfato (PO₄), a remoção ficou em 82% para LL1 e 93% para LL2. A produtividade média de biomassa para as duas lagoas foi de 4,23 g/m².d⁻¹. Pela estimativa da fixação de CO₂ para as lagoas avaliadas, chegou-se a uma taxa média de 4,65 g/m².d⁻¹, ou em torno de 17 t/ha .ano⁻¹. De maneira geral, as lagoas avaliadas apresentaram bons resultados na remoção de nutrientes, e se mostraram como uma tecnologia potencial para auxiliar a diminuir as emissões de CO₂ em sistemas de tratamento de esgotos domésticos.

PALAVRAS CHAVES: Remoção de nutrientes, lagoas de lemnáceas, emissão e fixação de CO₂.

ABSTRACT

BACH, A. O. Duckweed Ponds Evaluation on Effluent Polishing and CO₂ Fixation. Florianópolis, 2013, 86p. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Currently, nutrient removal by wastewater treatment systems is a great challenge for sanitation sector. Technologies used for this purpose are usually dependent on energy and operational complexity bringing burden to municipalities. Where nutrients are not suitable removed, the effluent discharged may cause serious environmental problems on receiving bodies, as eutrophication. Moreover, the conventional treatment systems are also responsible for issuing greenhouse gases (GHG) such as CO₂, CH₄ and N₂O. As alternative, duckweed ponds has been successfully used for polishing effluent and has become more popular in recent years. In addition to large capacity for nutrient removal from effluents and carbon fixation, duckweed biomass presents high potential for biofuels and animal food source. Thus, the present study evaluated two pilot scale duckweed ponds (*L. punctata*) for nitrogen and phosphorus removal from sewage, besides the biomass productivity and carbon sequestration. Removal efficiency for total nitrogen (TN = NO₃ + TKN), was 87.2% and 81.1% for duckweed pond 1 and 2 (DP1 and DP2) respectively. About ammonia reduction were achieved efficiencies of 86.1% DP1 and DP2 in 95.8%. To phosphate, removal efficiency was 82% for DP1 and DP2 to 93%. The average productivity of biomass for the two ponds was 4.23 g/m².d⁻¹. CO₂ fixation reached average rate of 4.65 g/m².d⁻¹, means 17 t/ha.year⁻¹. Conclusively, the duckweed ponds evaluated showed good results for nutrients removal, and proved as a potential technology for reduce CO₂ emissions in wastewater treatment systems.

KEYWORDS: Nutrient removal, duckweed ponds, CO₂ emission and fixation.

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

CO₂D – Gás carbônico dissolvido

DBO₅- Demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias

LL1 – Lagoa de Lemnas 1

LL2 – Lagoa de Lemnas 2

[] – Concentração de determinada substância descrita entre colchetes

P – Elemento fósforo

PT- Fósforo total

PO₄ – Fósforo em forma de fosfato

N – Elemento nitrogênio

N_t – Nitrogênio Total (considera-se $N_t = NO_3 + NTK$)

N-NH₃-Nitrogênio amoniacal

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

N-NO₂-Nitrogênio em forma de nitrito

N-NO₃ - Nitrogênio em forma de nitrato

OD - Oxigênio dissolvido

pH- Potencial hidrogeniônico

T -Temperatura

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

TCR – Taxa de crescimento relativo

TCE – Taxa de crescimento específico

m.a. – milhões de anos

g – gramas

mg - miligramas

Kg – quilogramas

t – toneladas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	19
2. OBJETIVOS.....	21
Objetivo Geral:	21
Objetivos específicos:.....	21
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
3.1. Problemática	22
3.1.1. A poluição das águas	22
3.1.2. A emissão de gases de efeito estufa e as Mudanças Climáticas Globais.....	26
3.1.3. Sistemas de tratamento de esgotos e a emissão de GEE.....	29
3.2. Legislação aplicada ao lançamento de efluentes domésticos	30
3.3. As lemnas: aspectos gerais, ecológicos e botânicos	30
3.3.1. Descrição da espécie utilizada neste estudo: <i>Landoltia punctata</i>	33
3.4. Polimento de efluentes em lagoas de lemnas.....	34
3.4.1. Aspectos gerais	34
3.4.2. Remoção de nitrogênio	36
3.4.3. Remoção de fósforo.....	37
3.5. A fotossíntese e a fixação de carbono.....	38
3.6. Efeitos da concentração de CO ₂ no crescimento de lemnáceas	38
4. METODOLOGIA.....	40
4.1. Localização e Estrutura	40
4.1.1. Lagoas piloto	42

4.2. Delineamento experimental.....	45
4.3. Avaliação da remoção de nutrientes em lagoas de lemnas....	45
4.3.1. Partida do experimento.....	46
4.3.2. Monitoramento do efluente	47
4.3.3. Avaliação da produtividade e manejo de remoção da biomassa.....	49
4.3.4. Avaliação da emissão e fixação de CO ₂ atmosférico	51
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1. Avaliação do desempenho das lagoas de lemnas	57
5.1.1. Remoção de nutrientes	59
5.1.2. Biomassa	66
5.2. Avaliação do balanço de CO ₂	67
5.2.1. Avaliação da concentração de CO ₂ na superfície das lagoas.....	67
5.2.2. Avaliação do CO ₂ dissolvido.....	71
5.3. Estimativa da fixação de CO ₂ nas lagoas de lemnas	72
6. CONCLUSÕES.....	76
7. RECOMENDAÇÕES	77
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Variação da temperatura média global. Fonte: BRANCO, 2009.	27
Figura 2: Distribuição geográfica das lemnáceas. Os números representam: limitações ao desenvolvimento devido: 1 - regiões desérticas; 2- regiões de muita pluviosidade; 3 - regiões de frio intenso; e 5 - regiões com poucas informações. Fonte: Mohedano, 2010.	32
Figura 3: população de lemnas da espécie <i>Landoltia punctata</i> , utilizada no experimento.	34
Figura 4: Lagoa de lemnáceas (<i>Lemna minor</i>) para tratamento terciário de esgoto doméstico, na Carolina do Norte – USA. Detalhe para a colheitadeira flutuante (Fonte: Iqbal, 1999 e LemnaTec®)...	35
Figura 5: localização da área experimental do LABEFLU no campus da UFSC. Fonte: Google Earth.	41
Figura 6: vista geral da área experimental do LABEFLU.	42
Figura 7: representação esquemática das lagoas e suas dimensões (m).	43
Figura 8: (a) lagoa de lemnas com a cobertura em vinil transparente. (b) interior da lagoa coberta.	44
Figura 9: Quadrado flutuante em PVC, com área de $0,25\text{m}^2$	50
Figura 10: tela para escorrimento e centrifugação manual	51
Figura 11: biomassa de lemnas seca em estufa	51

Figura 12: Câmara de fluxo estática instalada na lagoa, juntamente com o analisador de CO ₂	53
Figura 13: Analisador de Dióxido de Carbono Instrutherm C-02, detalhe para a mangueira conectada ao sensor do aparelho.	54
Figura 14: kit analítico para determinação do CO ₂ dissolvido.	55
Figura 15: Variação do pH nas lagoas de tratamento, ao longo do período experimental. LL1: lagoa de lemnas 1 e LL2: lagoas de lemnas 2.....	58
Figura 16: Variação da temperatura, em LL1 e LL2 (lagoa de lemnas 1 e 2), medida próximo à superfície das lagoas, ao longo do período experimental.	58
Figura 17: Eficiência de remoção de nitrogênio nas lagoas piloto. NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl), N-NO ₃ (nitrato), NH ₃ (amônia), Ntotal (NTK+ N-NO ₃), lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).	61
Figura 18: Variação da concentração observada nas análises de fosfato PO ₄ ³⁻ entre a carga e o final do período experimental, para lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).....	63
Figura 19: Densidade superficial de biomassa de lemnas, em LL1 e LL2 durante o período avaliado.	67
Figura 20: Variação nictemeral da concentração do CO ₂ e da temperatura na superfície da lagoa (primeiro dia).	68
Figura 21: Variação nictemeral da concentração do CO ₂ e da temperatura na superfície da lagoa (segundo dia).	69
Figura 22: Variação nictemeral da concentração do CO ₂ e da temperatura na superfície da lagoa (terceiro dia).	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: concentrações de nutrientes e compostos para produção do esgoto sintético. (Fonte: adaptado de: Metcalf & Eddy 2003; Von Sperling, 2009; All Plant/ConPlant, ConMicros Premium®)	46
Tabela 2: Métodos analíticos utilizados no monitoramento do efluente.	48
Tabela 3: Quantidades de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrato (N-NO ₃) e Nitrogênio total (Nt) aplicadas e removidas durante o período experimental, bem como a eficiência de remoção, para lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).....	62
Tabela 4: Taxas de aplicação e remoção superficial (para NTK, N-NO ₃ e N _t) em LL1 e LL2.	62
Tabela 5: Quantidade de fosfato (PO ₄) aplicadas e removidas durante o período experimental, bem como a eficiência de remoção, para lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).....	65
Tabela 6: Taxas de aplicação e remoção superficial para PO ₄ , obtidas durante o período experimental em LL1 e LL2.....	65
Tabela 7: Estimativa da fixação de CO ₂ com base na produtividade de biomassa de lemnas nas lagoas.	73

1. INTRODUÇÃO

Desde a Revolução Industrial, o crescimento e a ampliação dos processos produtivos têm gerado problemas ambientais sem precedentes na história da humanidade. O crescimento acelerado das cidades e a rápida expansão agropecuária das últimas décadas têm causado sérios impactos ao meio ambiente, além dos problemas de ordem sanitária e de saúde pública, no Brasil e em dezenas de países ao redor do globo. Com o aumento da população, fatores como a grande competitividade, desencadeada pelo atual modelo de desenvolvimento econômico, a ocupação desordenada dos espaços urbanos e rurais e a produção em larga escala, vêm aumentando o uso dos recursos naturais, causando assim uma acentuada degradação do meio ambiente.

A poluição dos corpos hídricos, como córregos, rios, lagos e aquíferos, proveniente geralmente da ação antrópica, é um dos graves problemas ambientais enfrentados atualmente pela humanidade. Entre as várias consequências do lançamento de despejos sem tratamento adequado nos corpos hídricos, ocorre um processo conhecido como eutrofização. Neste processo, os efluentes ricos em nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo, induzem a proliferação de algas tendo como consequência alterações na concentração de oxigênio dissolvido. Ou seja, os corpos hídricos que recebem cargas elevadas destes compostos apresentam um aumento na produtividade primária e um consequente desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos e das comunidades bióticas, causando sérios danos aos ecossistemas aquáticos. (MILLER, 2008).

Contudo, além da degradação dos recursos hídricos, muitos cientistas têm apontado as atividades antrópicas como causadoras de alterações nos processos climáticos. Apesar das controvérsias sobre a relação entre as ações antrópicas e as mudanças climáticas, existem dados fatídicos, frutos de pesquisas de conceituados institutos, que revelam um aumento na concentração de CO₂ atmosférico, em uma escala de tempo mais acelerada do que as variações naturais registradas anteriormente. Deste modo, as cúpulas governamentais, em praticamente todo o globo, definiram políticas e metas para conter o aumento da concentração de alguns gases que podem ocasionar mudanças climáticas, conhecidos como gases do efeito estufa (GEE). O Protocolo de Quioto, por exemplo, é fruto dessa mobilização

internacional (STEWART E HESSAMI, 2005 apud MOHEDANO et al., 2012).

Entre os mecanismos criados pelo Protocolo de Quioto, está o "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" (MDL), que permite a países desenvolvidos comprar toneladas de CO₂ que não foram emitidas por países em desenvolvimento (como o Brasil), graças à implantação de tecnologias limpas em diferentes setores e processos. Um crédito de carbono equivale a uma tonelada de carbono equivalente não emitida.

As estações de tratamento de esgoto, da maneira como são operadas hoje, não deixam de ser um contribuinte na geração e emissão de gases de efeito estufa. O tratamento primário de esgotos domésticos é, atualmente, frequentemente feito em reatores anaeróbios do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), gerando em seu processo um volume significativo de biogás (aproximadamente 70% metano e 30% dióxido de carbono). Da mesma maneira, a utilização de biodigestores em propriedades rurais é uma prática crescente e estimulada pelos órgãos de pesquisa e extensão rural. O biogás é uma fonte energética viável, porém seu potencial ainda não é amplamente utilizado, uma vez que requer um considerável investimento inicial. Assim, muitas vezes esse biogás é apenas queimado, sem aproveitamento para a geração de energia; outras vezes é apenas lançado *in natura* na atmosfera. Da mesma maneira as lagoas de estabilização, principalmente as anaeróbias, acabam gerando e emitindo para a atmosfera alguns gases de efeito estufa.

O tratamento de efluentes através de lagoas vem se consolidando ao longo dos anos, permitindo novos arranjos e combinações. As lagoas de macrófitas são lagoas de estabilização modificadas, com uma cobertura de plantas flutuantes na superfície da água. As macrófitas da subfamília *Lemnoideae* são as menores plantas conhecidas no mundo, sendo muitas vezes confundidas com algas, possuem alta taxa de crescimento, e são capazes de retirar nutrientes da água com grande eficiência (SKILLICORN *et al.*, 1993; IQBAL, 1999).

Nessa perspectiva, o presente trabalho, desenvolvido em parceria com uma pesquisa de pós-doutorado, com recursos do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – ENS/UFSC busca avaliar a remoção de nutrientes de efluentes e a fixação de CO₂ em duas lagoas com macrófitas lemnáceas em escala piloto instaladas no campus da Universidade Federal de Santa Catarina.

2. OBJETIVOS

Objetivo Geral:

Verificar o desempenho de lagoas de macrófitas lemnáceas na remoção de nutrientes de esgoto doméstico e quanto à fixação e emissão de carbono.

Objetivos específicos:

- Avaliar a remoção de compostos nitrogenados e fosfatados em lagoas de tratamento de efluentes com macrófitas lemnáceas.
- Avaliar a produtividade da biomassa de lemnas em lagoas de tratamento de efluentes.
- Avaliar a emissão e a fixação de CO₂ em lagoas de lemnas utilizadas no tratamento de efluentes.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Problemática

3.1.1. A poluição das águas

O esgoto bruto ou despejo líquido produzido pelas atividades domésticas e industriais quando lançados nos corpos hídricos contribuem significativamente para o desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos.

Segundo a Agência Nacional das Águas (ANA, 2012), os impactos ambientais, sociais e econômicos da degradação da qualidade das águas se traduzem, entre outros, na perda da biodiversidade, no aumento de doenças de veiculação hídrica, no aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao abastecimento doméstico e ao uso industrial, na perda de produtividade na agricultura e na pecuária, na redução da pesca e na perda de valores turísticos, culturais e paisagísticos.

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), apenas 55,2% dos municípios brasileiros apresentavam serviço de coleta de esgoto por rede geral e 28,5% possuíam tratamento dos efluentes. A região sul, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apresentava em 2009, índices de 34,4% e 32,9%, para coleta e tratamento de esgotos, respectivamente. Em Santa Catarina, em 2008, a coleta de esgotos era feita em apenas 28,2% dos domicílios (IBGE, 2008).

O enorme déficit de tratamento de esgotos no país demanda esforço conjunto dos governos, das universidades e suas pesquisas e da sociedade para a superação deste quadro de sérios danos ambientais e riscos à saúde da população. Devido a enorme heterogeneidade da sociedade brasileira, serão necessárias tecnologias simples, de baixo custo de implantação e operação, de manejo simplificado e sustentáveis como um todo (BASTOS, 2003; SOUSA & CHERNICHARO, 2005).

Além disso, os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, que são projetados visando, principalmente, a remoção de

matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas as do esgoto bruto (VON SPERLING et. al., 2009). Desta forma, há também a necessidade, de se buscar alternativas de tratamento de esgoto que resultem em maior remoção de nitrogênio e fósforo, complementando os sistemas usuais de tratamento. Pois, as elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo presentes nas águas residuárias, quando dispostas no ambiente aquático sem tratamento adequado, podem acarretar em um fenômeno denominado de eutrofização.

3.1.1.1. Eutrofização dos corpos de água superficiais

A eutrofização é caracterizada pelo enriquecimento de nutrientes em corpos hídricos com pouca movimentação, em grande parte pelo escoamento de nutrientes, como nitratos e fosfatos das terras adjacentes. Esteves (1988), relaciona o estado trófico de um corpo hídrico à partir da concentração de fósforo, sendo que em concentrações acima de $50\mu\text{g.L}^{-1}$ o corpo hídrico é considerado eutrófico. Com o passar do tempo os corpos hídricos vão se tornando mais eutróficos conforme aumenta a concentração de nutrientes descarregados pelos córregos e vertentes afluentes. Alguns autores denominam de “eutrofização natural”, quando esse processo ocorre em um longo período de tempo (dezenas de anos). No entanto, as atividades humanas, próximas de regiões urbanas e agrícolas, podem acelerar bastante a entrada de nutrientes nos ambientes aquáticos, processo que recebe a denominação de “eutrofização cultural”. Efluentes com nitratos e fosfatos são os principais responsáveis por essa mudança mais acelerada, oriundos de fontes como o escoamento de regiões agrícolas, confinamentos de animais, áreas urbanas, sítios de mineração e da descarga de esgotos domésticos, não tratados ou inadequadamente tratados (MILLER, 2008).

Neste processo, os efluentes ricos em nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo, induzem ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas (FIGUEIRÊDO et. al., 2007). A proliferação de algas em detrimento de outras espécies aquáticas tem como consequência alterações na concentração de oxigênio dissolvido. Ou seja, os corpos hídricos que recebem cargas elevadas destes compostos apresentam um aumento na produtividade primária e um consequente desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos e

das comunidades bióticas, causando sérios danos aos ecossistemas aquáticos (MILLER, 2008).

A eutrofização pode causar diversos danos aos corpos receptores, podendo-se destacar: problemas estéticos e recreacionais; condições anaeróbias no fundo do corpo d'água; eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo; eventuais mortandades de peixes; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; problemas com o abastecimento de águas industrial; toxicidade das algas; modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; redução na capacidade de navegação e transporte. Além disso, a amônia pode causar problemas de toxicidade aos peixes e implicar em consumo de oxigênio dissolvido (VON SPERLING et. al., 2009). Muitos gêneros de cianobactérias quando submetidas a determinadas condições ambientais podem produzir toxinas que chegam a ser fatais aos animais e aos seres humanos se consumidas junto com a água. (FIGUEIRÊDO et. al., 2007).

3.1.1.2. Contaminação das águas subterrâneas por nitrato

O nitrogênio na forma de nitrato, oriundo da disposição de esgotos envolvendo infiltração no solo, representa um grave impacto ambiental quando atinge águas subterrâneas. A infiltração de esgoto no solo geralmente ocorre em sistemas de esgoto individualizados, quando do uso de fossas rudimentares ou tanques sépticos seguidos de sumidouro, ou pode ocorrer em menor escala, pela exfiltração de esgoto de redes coletoras e de transporte (geralmente sistemas antigos e que apresentam falhas). Quando o abastecimento da população depender de águas subterrâneas, a presença desse nitrato representa sérios riscos à saúde pública (VON SPERLING et. al., 2009).

Resumidamente, o nitrato é formado por uma reação sequencial catalisada por microrganismos, através da oxidação da amônia em nitrito e, do nitrito em nitrato. O nitrato, oriundo desse nitrogênio oxidado do esgoto, é praticamente estável em solos pobres em matéria orgânica. Isto porque, esta estabilização acontece quando a nitrificação ocorre nas camadas superiores do solo. A desnitrificação, por sua vez não ocorre, uma vez que não há matéria orgânica para a troca de elétrons. Como o nitrato é estável e solúvel em água, ele pode acabar atingindo o aquífero quando o esgoto ou efluentes de fossas são lançados ou infiltrados no solo. (VON SPERLING et. al., 2009). Apesar de os aquíferos apresentarem uma proteção natural contra a poluição em decorrência do solo sobreposto e das camadas confinantes, se a água

subterrânea for contaminada, os custos e o tempo para a descontaminação são superiores aos da água superficial, e em muitos casos inviabilizam seu uso (MOHEDANO, 2010).

Em locais com grande densidade de fossas, ou onde ocorre infiltração de esgoto no solo, as concentrações de nitrato podem atingir níveis muito acima daqueles recomendados pela OMS e disciplinados pelo Ministério da Saúde para águas potáveis. Concentrações de nitrato superiores a 10 mgN-NO₃/L podem causar a metemoglobinemia, podendo trazer graves consequências para a saúde, inclusive morte, principalmente em lactentes (FERNÍCOLA et. al. 1981).

A metemoglobinemia ou síndrome do bebê azul é uma doença que dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea de bebês podendo acarretar a asfixia. As crianças pequenas, principalmente as menores de três meses de idade, são bastante susceptíveis ao desenvolvimento desta doença devido às condições mais alcalinas do seu sistema gastrointestinal, fato também observado em pessoas adultas que apresentam gastroenterites, anemia, porções do estômago cirurgicamente removidas e mulheres grávidas (ALABURDA & NISHIHARA, 1998).

Outro efeito adverso à saúde associado ao consumo de nitrito e nitrato em níveis elevados, é a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas. As nitrosaminas e nitrosamidas podem surgir como produtos de reação entre o nitrito ingerido ou formado pela redução bacteriana do nitrato, com as aminas secundárias ou terciárias e amidas presentes nos alimentos. O pH ótimo para a reação de nitrosaminação é entre 2,5 a 3,5, faixa semelhante à encontrada no estômago humano após a ingestão de alimentos. Tanto as nitrosaminas como as nitrosamidas estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais de laboratório (ALABURDA E NISHIHARA, 1998; BOUCHARD et. al., 1992)

Ainda segundo Alaburda e Nishihara (1998), no Brasil, as águas subterrâneas constituem uma fonte importante de abastecimento, sendo que no Estado de São Paulo mais de 20.000 poços profundos e uma quantidade imensurável de poços escavados rasos fornecem águas para abastecimento público, uso industrial e irrigação. Considerando-se estes dados, e o aumento da poluição, o risco para a Saúde Pública tem crescido, constituindo-se num fato que merece atenção.

3.1.2. A emissão de gases de efeito estufa e as Mudanças Climáticas Globais

Estufa é um recinto que permite a entrada de energia na forma de radiação no espectro visível e impede, parcialmente, a saída da energia na forma de radiação no espectro infravermelho (BRANCO, 2009).

O planeta Terra é uma estufa natural, pois há na atmosfera, gases transparentes à radiação visível do Sol e que não permitem, ainda que parcialmente, a passagem da radiação infravermelha. Se a atmosfera do nosso planeta não retivesse calor, a maioria das espécies de vida morreria, dado que a temperatura média da superfície da Terra seria cerca de 30 graus Celsius mais fria do que realmente é. Essa retenção de calor é dada pelo equilíbrio de vapor d'água, metano, alguns gases, e principalmente o CO₂, que refletem o calor solar de volta para a superfície da Terra (ROCHA, 2004; APPENZELLER, 2011).

Por outro lado, existe uma preocupação com a alteração do clima no que diz respeito ao aumento da concentração desses gases na atmosfera, os quais impedindo a passagem da radiação infravermelha podem provocar um aquecimento global, já que a estufa do planeta torna-se mais pronunciada (CGEE, 2008).

Instituições de pesquisas ao redor do globo vêm pesquisando durante vários anos as modificações ambientais na atmosfera e no clima terrestre. As pesquisas desenvolvidas por tais instituições tem constatado que a temperatura média do planeta vem aumentando com o passar dos anos. Em seu relatório de 2001, o Painel Intergovernamental Sobre Mudança do Clima – IPCC, listou várias descobertas indicando que é *“muito provável”* que a troposfera esteja ficando mais quente, entre elas: o século XX foi o mais quente dos últimos mil anos; desde 1861 a temperatura média global da troposfera perto da superfície terrestre se elevou 0,6° C em todo o globo e cerca de 0,8° C nos continentes, sendo que a maior parte desse aumento vem acontecendo desde 1980, entre outras (IPCC, 2001 *apud* MILLER, 2008).

Na Figura 1 podemos observar a variação da temperatura média global ao longo dos anos (IPCC, 2007).

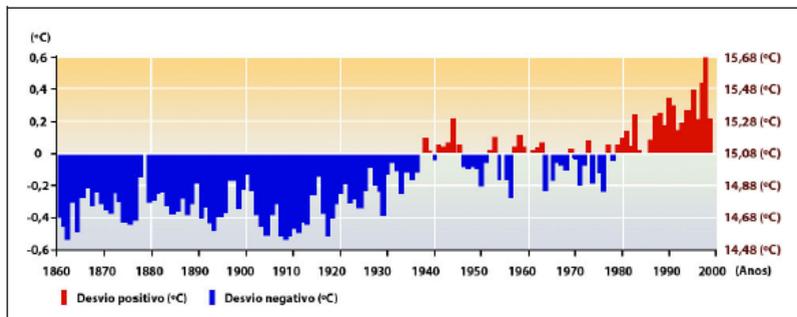


Figura 1: Variação da temperatura média global. Fonte: BRANCO, 2009.

Uma parte dos gases do efeito estufa é emitida por processos naturais. O CO_2 , por exemplo, pode ser emitido pelo processo de respiração de todos os seres vivos e também pelas atividades vulcânicas, entretanto o desmatamento de floresta é um fator agravante, pois as plantas são responsáveis por retirar CO_2 da atmosfera (ROCHA et. al., 2004).

Durante a história do planeta a concentração de carbono na atmosfera sofreu significativas mudanças. Estudos revelaram que no começo do período Cambriano (há mais de 550 milhões de anos) a concentração de CO_2 era cerca de vinte vezes maior do que a atual, tendo abaixado para níveis semelhantes ao atual há 300 milhões de anos (m.a.). Há aproximadamente 175 m.a., a concentração subiu novamente para algo em torno de 1900 ppm e a partir de então veio abaixando até atingir o menor registro, 200ppm, há 15 m.a. Desde então a concentração de CO_2 veio oscilando atingindo cerca de 280 ppm durante a Revolução Industrial na Europa e aproximadamente 380 ppm atualmente. Assim a concentração de CO_2 da atmosfera atualmente é uma das mais baixas registradas na história do planeta (MOREIRA, 2000).

Entretanto, para as mudanças na composição atmosférica, o período em questão deve ser desconsiderado, devido a sua ordem de grandeza de milhões de anos. Houve, no entanto, em um curto período, ou seja, a partir da Revolução Industrial, um acréscimo muito elevado na concentração de CO_2 (cerca de 30%), fato que sustenta as ações mundiais buscando a redução das emissões deste gás (IPCC, 2007).

Segundo as pesquisas do Painel Intergovernamental Sobre Mudança do Clima - IPCC, o CO_2 é o gás que causa o efeito mais significativo em relação ao aumento do efeito estufa do planeta. Dessa

forma, deve-se destacar que alguns GEE têm um efeito, por molécula, muito maior do que o efeito do CO₂, mas a sua quantidade é demasiadamente pequena. A emissão de CO₂ e, conseqüentemente, o aumento de sua concentração, é de maior grandeza que o dos outros gases. Desta maneira, o seu efeito sobre o clima é o mais importante, por isto, inclusive, é usado como referência para estimar a equivalência de emissões. (CGEE, 2008).

Neste contexto, de busca de soluções para as questões climáticas a nível mundial, encontros mundiais como os do Rio de Janeiro em 1992 e de Quioto em 1997, tiveram como principal objetivo o comprometimento para reduzir as emissões dos gases do efeito estufa, principalmente o CO₂ (ROCHA et. al., 2004).

Em dezembro de 1997, foi assinado no Japão, por líderes de diversos países, um tratado que preconizava a redução de 5,2% das emissões de gases do efeito estufa (GEE) até o ano de 2012, em relação aos níveis de 1990, por parte de 39 países desenvolvidos (IPCC, 1997). Esse tratado conhecido como “Protocolo de Quioto” é um marco de uma corrida tecnológica para o desenvolvimento de mecanismos mais limpos de produção (MDL - Mecanismo de Desenvolvimento Limpo) (MOHEDANO, 2012).

Apesar do término do primeiro período de compromisso sob o Protocolo de Quioto e as incertezas que isto acarretou, o mercado de créditos de carbono, atualmente, continua crescendo. Isto porque se criou um mercado voluntário, que não precisa necessariamente seguir toda a metodologia prevista pelos mecanismos do Protocolo de Quioto para aprovação de projetos, facilitando a entrada de projetos de menor porte nesse mercado, os quais seriam inviáveis sob as regras do protocolo.

Apesar da atual crise econômica que assola a Europa e que está freando até o crescimento dos países emergentes, os resultados do mercado voluntário de carbono em 2011 surpreenderam e demonstram o maior interesse corporativo por iniciativas climáticas. De acordo com o relatório State of the Voluntary Carbon Markets 2012, as transações de créditos de carbono no mercado voluntário em 2011 somaram US\$ 576 milhões, ficando atrás somente do número alcançado em 2008, US\$ 776 milhões.

As expectativas para 2013 são de que esse mercado voluntário continue crescendo, a partir da criação de regras mais claras para aprovação de projetos. Assim acredita-se que o mercado de crédito de carbono pós Protocolo de Quioto, mesmo com as dificuldades que enfrenta, vai “se manter vivo” e com perspectivas de crescimento no

volume de transações nos próximos anos (INSTITUTO CARBONO BRASIL, 2013).

3.1.3. Sistemas de tratamento de esgotos e a emissão de GEE

As estações de tratamento de esgoto, muitas vezes, da maneira como são operadas hoje, não deixam de ser um efetivo contribuinte na geração e emissão de gases de efeito estufa (GEE). O Painel Intergovernamental Sobre Mudança do Clima – IPCC estima que no ano de 2004, os sistemas de tratamento de esgoto sanitário e de disposição de resíduos sólidos urbanos ao redor do mundo tenham sido responsáveis por cerca de 2,8% de todas as emissões antrópicas de GEE no planeta. Por essas estimativas, este setor lançou naquele ano, aproximadamente 1,7 Gton de CO₂ equivalente na atmosfera do planeta (IPCC, 2007).

O tratamento primário de esgotos domésticos é, atualmente, frequentemente feito em reatores anaeróbios do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), gerando em seu processo um volume significativo de biogás (aproximadamente 70% metano e 30% dióxido de carbono). Da mesma maneira, a utilização de biodigestores em propriedades rurais é uma prática crescente e estimulada pelos órgãos de pesquisa e extensão rural. O biogás é uma alternativa viável para a geração de energia, porém seu potencial ainda não é amplamente utilizado, uma vez que requer um considerável investimento inicial. Assim, muitas vezes esse biogás é apenas queimado, sem aproveitamento para a geração de energia, e o produto dessa combustão é o CO₂ e mais alguns gases traço. Outras vezes, este biogás, é apenas lançado *in natura* na atmosfera.

Da mesma maneira, as lagoas de estabilização, principalmente as anaeróbias, acabam gerando e emitindo para a atmosfera quantidades significativas de gases de efeito estufa.

Diante destes fatos, as pesquisas e a busca por tecnologias para o tratamento de esgotos que tenham menores emissões de GEE, ou de tecnologias que possam de maneira complementar, compensar a emissão de gases dos sistemas convencionais de tratamento, pela fixação de CO₂ por exemplo, são muito importantes.

3.2. Legislação aplicada ao lançamento de efluentes domésticos

A legislação federal que fixa parâmetros para o lançamento de efluentes em cursos d'água é a Resolução CONAMA n° 430 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA n° 357, de março de 2005 (BRASIL, 2011).

Quanto aos nutrientes, é interessante perceber que esta norma não fixa limites para a concentração de nitrogênio e fósforo no lançamento de efluentes de sistemas de esgotamento sanitário. Nem mesmo o padrão de 20 mg/L para o parâmetro nitrogênio amoniacal total, previsto para os demais tipos de efluentes, pode ser exigível pelo órgão ambiental competente, como versa o Art. 21 em seu § 1º.

Já a legislação estadual, que fixa os padrões de lançamento para efluentes líquidos em águas superficiais no Estado de Santa Catarina, é a Lei N° 14.675, de abril de 2009, que institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Ela define no art. 177, item V, quando do lançamento de efluentes em trechos de lagoas, lagunas e estuários, o limite de 4 mg/L de concentração de fósforo total, ou eficiência mínima de remoção de 75% pelos sistemas de tratamento. A respeito do nitrogênio, a mesma norma não fixa limites de concentração para seu lançamento (SANTA CATARINA, 2009).

Outra norma importante, que merece ser mencionada é a Lei N° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Companhias responsáveis pelo tratamento de esgotos, e demais geradores de poluição que não se adequem às normativas em vigor serão responsabilizados administrativa, civil e penalmente conforme o disposto nesta lei.

3.3. As lemnas: aspectos gerais, ecológicos e botânicos

O termo "*Lemna*" designa um gênero de plantas aquáticas da subfamília *Lemnoideae* (antiga família *Lemnaceae*). A origem do termo é do latim, *limmus* significa lago, o habitat natural da planta (SKILLCORN *et al.*, 1993). Segundo Mohedano (2010), existe um esforço por parte de alguns pesquisadores brasileiros em estender este termo para uma nomenclatura popular, designando "*lemna*" como um

nome popular, mais usual, inclusive para outros gêneros do mesmo grupo botânico. Dessa forma, no presente trabalho serão utilizados os termos “lemnáceas”, ou apenas “lemnas”, como vocábulos escritos na língua portuguesa para designar este grupo botânico, desconsiderando as regras de nomenclatura científica, sob a qual o nome de um gênero deve estar sublinhado, ou em itálico, seguido de “sp”.

Devido ao aprimoramento e popularização das técnicas de biologia molecular, o grupo botânico de macrófitas aquáticas, anteriormente conhecidas como família Lemnaceae, tem sofrido grandes mudanças em sua classificação taxonômica. A similaridade do DNA, tem influenciado a classificação de diversos grupos biológicos. Deste modo, muitos especialistas têm desconsiderado a família Lemnaceae como táxon passando este grupo a ser uma subfamília (Lemnoideae) dentro de Araceae (MOHEDANO,2010).

As lemnas são consideradas as menores plantas vasculares do mundo. No Brasil, são conhecidas também como “marrequinhas” ou “lentilhas d’água”. Na literatura científica, o termo em inglês “duckweed” é o mais difundido para designar os vegetais desse grupo. São plantas flutuantes que crescem na superfície de águas ricas em nutrientes, paradas ou com pouca movimentação (BARÉA et. al., 2006). Suportam salinidade de até 4 g/L e são encontradas em lugares protegidos de ventos fortes e turbulência. São monocotiledôneas classificadas como plantas superiores, ou macrófitas, sendo frequentemente confundidas com algas (JOURNEY *et al.*, 1993).

A reprodução assexuada é a forma mais frequente de propagação (CROSS, 2006). Possui um componente simplificado chamado de fronde, que nada mais é que a fusão de folha e caule, em uma única estrutura. As plantas desta subfamília estão espalhadas por todo o globo, sob os diversos climas, com exceção em regiões desérticas ou permanentemente congeladas, mas apesar de suportarem temperaturas muito baixas (até mesmo sobrevivendo ao congelamento), estas se desenvolvem melhor em regiões quentes (Figura 2) (LANDOLT & KANDELER, 1987).

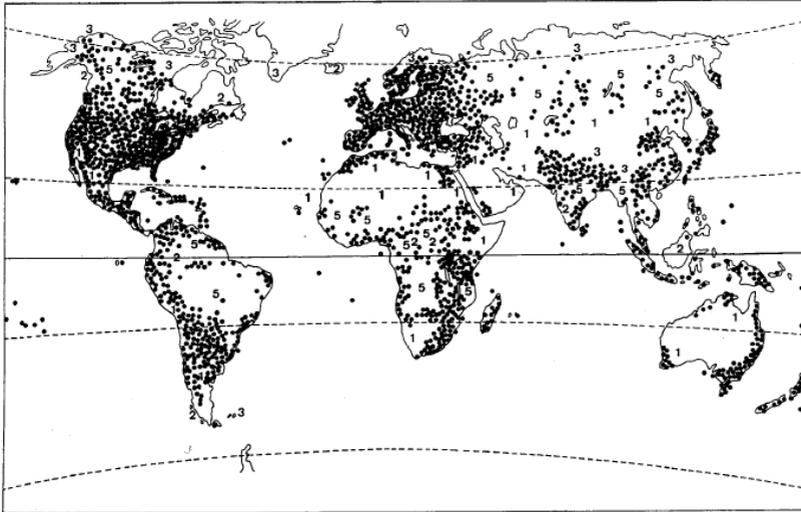


Figura 2: Distribuição geográfica das lemnáceas. Os números representam: limitações ao desenvolvimento devido: 1 - regiões desérticas; 2- regiões de muita pluviosidade; 3 - regiões de frio intenso; e 5 - regiões com poucas informações. Fonte: Mohedano, 2010.

São exigentes em termos de nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo (5:1), porém se desenvolvidas em condições ideais, apresentam a maior taxa de crescimento entre os vegetais superiores (IQBAL, 1999).

Devido ao tamanho diminuto de suas flores e à simplicidade estrutural, a taxonomia deste grupo é difícil e divergente entre os autores. Na literatura são descritos 5 gêneros: *Lemna*, *Wolffia*, *Landoltia*, *Spirodela* e *Wolffiella* (POTT *et al.*, 2002b) e cerca de 40 espécies (SKILLICORN *et al.*, 1993). Dentre estes gêneros, *Lemna* e *Spirodela* são os mais conhecidos e usados pelo Homem. Seu uso é muito variado, podendo ser utilizadas em tratamento de efluentes e na alimentação de animais (ROSE, 2000; ISLAM, 2002 apud MOHEDANO, 2010).

A faixa de tamanho das lentilhas d'água vai desde a submicroscópica wolffiella até 20 mm para a *Spirodela*. *Lemna* e *Spirodela* têm uma curta raiz, usualmente menor que 12 mm de comprimento. Cada planta é capaz de se reproduzir ao menos 10 a 20 vezes durante o ciclo de vida (GIJZEN, 1997).

As lemnas são de fundamental importância na cadeia trófica dos ambientes em que se reproduzem por fixar o carbono atmosférico dissolvido e produzir biomassa de excelente qualidade nutricional. Deste modo, muitos peixes, aves, anfíbios, crustáceos, insetos e moluscos se beneficiam ao dispor deste alimento (LALAU, 2010).

Conforme descrito anteriormente são plantas de rápido crescimento. No entanto esse crescimento ocorre somente quando a planta está submetida a condições ideais de: pH, temperatura, luminosidade e nutrientes. Segundo Lalau, 2010, França et. al. (2002) relata que as lemnáceas são vegetais de rápido crescimento, geralmente se proliferando em taxas exponenciais e podendo dobrar a biomassa em 48h quando se encontram em condições ideais de luz, temperatura e nutrientes. No entanto o crescimento das lemnas pode ser reduzido pela influência de fatores como: alta densidade de plantas, falta de nutrientes, valores extremos de pH e competição com outras plantas por nutrientes.

3.3.1. Descrição da espécie utilizada neste estudo: *Landoltia punctata*

Segundo Mohedano (2010), Les e Crawford (1999) descreveram, recentemente, um novo gênero para a sub-família Lemnoideae: O gênero *Landoltia*. O nome deste gênero foi criado em homenagem a Elias Landolt, um dos maiores pesquisadores deste grupo vegetal. A classificação taxonômica da espécie utilizada encontra-se a seguir:

Reino: Plantae

Divisão: Angiospermae

Classe: Monocotyledoneae

Ordem: Arales

Família: Araceae (Lemnaceae)

Sub-família: Lemnoideae

Gênero: *Landoltia*

Espécie: *Landoltia punctata*

O gênero *Landoltia* assemelha-se muito a *Lemna* pelo tamanho pequeno da fronde, mas se diferencia desta pelo número de raízes e pela cor avermelhada na face inferior da fronde. Ocorre atualmente em todos os continentes com inverno suave. Segundo Pott (2002a), distribui-se do Sudeste do Brasil até o leste do Paraná. Mohedano (2010) relata que

recentemente esta espécie tem sido encontrada abundantemente também em Santa Catarina.



Figura 3: população de lemnas da espécie *Landoltia punctata*, utilizada no experimento.

3.4. Polimento de efluentes em lagoas de lemnas

3.4.1. Aspectos gerais

A ideia de utilização das lemnas em lagoas para o tratamento de efluentes está baseada em uma aptidão natural desses organismos a se desenvolverem em ambientes eutrofizados. Devido a isto, estas plantas apresentam rusticidade para suportar elevadas cargas de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes, além de variações bruscas no pH.

Segundo Iqbal (1999), por mais de trinta anos, o cultivo de lemnáceas é considerado uma tecnologia potencial para combinar o tratamento de efluentes e a produção de alimento. Entretanto, apenas na última década tem se usado esta prática em grandes escalas, principalmente na Índia e nos Estados Unidos. Atualmente, o estado Norte Americano da Carolina do Norte possui grandes lagoas de lemnáceas para tratamento terciário, que recebem efluentes de aproximadamente 200.000 pessoas, cerca de 38.000 m³/dia (figura 4). Também na Carolina do Norte existem empresas que, em parceria com

pesquisadores da *North Carolina State University*, prestam consultoria internacional e desenvolvem tecnologia para sistemas de tratamento e valorização com lemnáceas. Além dos Estados Unidos e Índia, as lagoas de lemnas, têm sido largamente aplicadas para o tratamento de efluentes domésticos em diversos países, como Alemanha, Holanda, Taiwan, Israel, China e Canadá (MOHEDANO, 2010).



Figura 4: Lagoa de lemnáceas (*Lemna minor*) para tratamento terciário de esgoto doméstico, na Carolina do Norte – USA. Detalhe para a colheitadeira flutuante (Fonte: Iqbal, 1999 e LemnaTec®)

Algumas características que favorecem a utilização de lemnáceas no polimento de efluentes orgânicos merecem ser citadas, conforme vários autores ressaltam, entre eles Skilicorn *et al.*, (1993); Bonomo *et al.*(1997); Körner *et. al.*, (1998); Iqbal (1999); Van der Steen *et al.*, (1999); Islam, (2002); Cheng *et al.*(2002); Mohedano, (2012); Tavares (2008):

- Alta taxa de crescimento (a maior entre as Angiospermas)
- Elevada exigência de nitrogênio;
- Melhoria das condições para a sedimentação, ao diminuir a ação do vento;

- Inibem a produção de algas, pelo sombreamento;
- Fornecem superfície para fixação de biofilme;
- Reduzem a produção de gases que provocam maus odores;
- Reduzem a reprodução de insetos por barreira física;
- Possuem uma biomassa de elevada qualidade nutricional, agregando valor econômico ao tratamento;
- Fácil manejo, quando comparado à remoção de biomassa algal.

Mohedano (2010), alerta que apesar de serem utilizados em grande escala, os sistemas de tratamento com lemnáceas carecem de muitos estudos e pesquisas para o seu aperfeiçoamento. Pois, como organismos biológicos estas plantas apresentam reações complexas perante diversas variáveis, dentre elas podemos citar:

- Variáveis climáticas: foto período, temperatura, altitude, umidade relativa do ar, sazonalidade, pluviosidade;
- Variáveis do efluente: pH, salinidade, toxidade, disponibilidade de macro e micro nutrientes;
- Variáveis biológicas: Espécie utilizada, competição com algas, herbivoria, interação com microrganismos;
- Variáveis de engenharia: Tempo de retenção hidráulica, profundidade das lagoas, configurações do sistema, pré-tratamentos, dimensionamento de cargas.

Dessa forma, é fundamental a realização de pesquisas buscando verificar as relações entre estas variáveis, adequando a configuração do sistema às necessidades de cada situação e região.

3.4.2. Remoção de nitrogênio

Como já citado anteriormente, o crescimento das lemnáceas está intimamente relacionado à disponibilidade de nutrientes. Segundo Iqbal (1999), os compostos nitrogenados, bem como a amônia são reduzidos em sistemas com lemnáceas pelos seguintes processos: absorção da amônia pelas lemnáceas; sedimentação de sólidos suspensos com nitrogênio orgânico; volatilização da amônia; nitrificação e desnitrificação.

Körner & Vermaat (1998) citam que a remoção de nitrogênio em lagoas de tratamento com lemnáceas é devida, em até 50%, pela incorporação direta na biomassa.

Devido aos valores de pH encontrados em lagoas de lemnas (próximos a neutralidade), a volatilização de amônia não é considerada

uma importante via de eliminação de nitrogênio, por diversos autores (VAN DER STEEN *et al.*, 1998; CAICEDO *et al.*, 2000; ZIMMO *et al.* 2004). A perda do nitrogênio por volatilização de amônia e por desnitrificação, juntas, podem representar entre 28 e 40% da remoção total, dependendo da carga inicial (ZIMMO *et al.*, 2000). A absorção direta da amônia é confirmada por diversos autores como a principal via de remoção de nitrogênio (SMITH E MOELYOWATI, 2001; CULLEY, *et al.* 1981; PORATH E POLLOCK, 1982; CAICEDO *et al.*, 2002 *apud* MOHEDANO, 2010). Cedergreen e Medsen (2002) complementam com a informação de que as lemnas podem absorver nitrato e amônia diretamente pelas folhas (frondes) ou pelas raízes dependendo apenas da área superficial. Contudo, Caicedo e colaboradores (2000) enfatizam a importância do pH neste processo, pois este determina a porcentagem de amônia ionizada (NH_4^+) e não ionizada (NH_3) presente no meio, sendo que esta última tem efeito tóxico e inibitório. Desta forma, para um pH 8, a amônia não deve ultrapassar 50mg/L, já em pH 7 as lemnas toleram concentrações de 100mg/L.

3.4.3. Remoção de fósforo

Segundo vários autores, os valores para a remoção de fósforo por lemnaças são de 5 a 10 vezes menores do que para a remoção do nitrogênio (LANDOLT e KANDELER, 1987, KORNER e VERMAT, 1998; BENJAWAN e KOOTTATEP, 2007). Segundo Skilicorn *et al.* (1993), a principal via de remoção de fósforo em sistemas de tratamento com as plantas da sub família *Lemnoideae* é a assimilação direta pela biomassa. Entretanto, pode ocorrer também adsorção por partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química com Ca^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} e assimilação pelas bactérias. Com exceção da assimilação pelas plantas, os últimos três mecanismos causam um acúmulo de P no sistema devido à ausência de componentes voláteis como o N_2 ou NH_3 , no caso do nitrogênio. Assim, a remoção do fósforo do sistema somente é possível através da coleta das plantas da superfície ou dragagem do solo (IQBAL, 1999).

A capacidade de absorção de fósforo pelas lemnas depende da taxa de crescimento, frequência de coleta e disponibilidade de ortofosfato na água, que é a forma assimilável do fósforo pelas plantas. Quando a temperatura é mais alta, a taxa de crescimento e a remoção de fósforo são maiores. (ZIMO *et al.*, 2004). Um adequado pré-tratamento

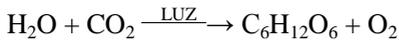
do efluente para a disponibilização do ortofosfato aumenta a assimilação pelas plantas.

Cheng e colaboradores (2002), em experimento laboratorial, observaram uma taxa de remoção de fósforo de $31,9 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, a partir da concentração de $30 \text{ mgPO}_4/\text{L}$. El-Shafai e colaboradores (2006), assim como e Nozaily *et. al.* (2000), apontam uma taxa de remoção próxima a $95 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, em experimentos em escala piloto (tanques com 1m^2) utilizando efluente de um reator UASB.

3.5. A fotossíntese e a fixação de carbono

A fotossíntese é considerada um dos processos biológicos mais importantes na Biosfera. Por liberar oxigênio e consumir dióxido de carbono, os organismos fotossintetizantes transformaram o mundo no ambiente habitável que conhecemos hoje (RICKLEFS, 1996).

Simplificadamente o mecanismo de incorporação do carbono inorgânico disponível na molécula de dióxido de carbono (CO_2) nos organismos autotróficos fotossintetizantes, é representado pela fórmula a seguir:



Para ilustrar esse processo resumidamente, pode-se dizer que todos os organismos fotossintetizantes, da alga mais primitiva até a angiosperma mais derivada, reduzem o CO_2 a carboidratos (fixação) pelo mesmo mecanismo básico, o Ciclo de Calvin, ou ciclo redutivo das pentoses fosfato [RPP]. De forma geral, a enzima que catalisa a fixação do carbono é a mesma que promove a fotorrespiração (rubisco), assim, pesquisadores citam que o aumento da concentração de CO_2 reduz a fotorrespiração e aumenta a fixação do carbono devido à competição pelo sitio ativo da enzima. Dessa forma, quando expostas a elevadas concentrações de CO_2 , as plantas podem ter um aumento da atividade fotossintética fixando mais carbono do que em condições naturais (MOHEDANO, 2010).

3.6. Efeitos da concentração de CO_2 no crescimento de lemnáceas

As lemnáceas, como qualquer organismo autotrófico fotossintetizante, dependem do CO_2 como fonte de carbono.

Existem algumas características citadas em bibliografia específica, que podem ser consideradas como positivas para o uso das lemnáceas no sequestro de carbono, como por exemplo (MOHEDANO, 2010):

- Estômatos não funcionais: Por habitarem o meio aquático, as lemnáceas possuem estômatos que nunca se fecham, por isso as trocas gasosas não são interrompidas favorecendo a fixação do carbono.
- Baixa fotorrespiração: A elevação da concentração de CO_2 inibe a ação da Rubisco (enzima que fixa CO_2 e O_2) como oxigenase e desfavorece a fotorrespiração com menor emissão de CO_2 durante o dia.
- Taxa de crescimento: Por possuírem a maior taxa de crescimento entre as plantas superiores, as lemnas fixam carbono em grandes quantidades. As lemnas utilizadas no tratamento de efluentes são mantidas na fase de crescimento exponencial para remoção de nutrientes.

4. METODOLOGIA

Buscando conhecer-se o desempenho de lagoas de macrófitas lemnáceas na remoção de nutrientes e avaliá-las quanto à fixação e emissão de carbono, a presente pesquisa deu-se através do desenvolvimento de um experimento em escala piloto. Para isso, foram utilizadas duas lagoas experimentais expostas às condições naturais de insolação e foto período. A seguir será descrito o detalhamento metodológico da pesquisa.

4.1. Localização e Estrutura

Este experimento foi desenvolvido em uma área experimental anexa ao Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ENS – UFSC. O local está situado dentro do campus universitário Professor Reitor João David Ferreira Lima, Trindade, Florianópolis – SC, sob as seguintes coordenadas geográficas: 27°35'46.79" de latitude Sul, 48°30'58.82" de longitude Oeste (Figura 5).

Neste local existem instaladas duas lagoas experimentais, aqui denominadas Lagoas de Lemnas (LL1 e LL2) (figura 6). Este sistema de lagoas compõe a estrutura principal para o desenvolvimento da pesquisa, e suas especificações estão descritas posteriormente, em um item específico. A pesquisa contou também, com o apoio estrutural do Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) para auxiliar nas análises laboratoriais.

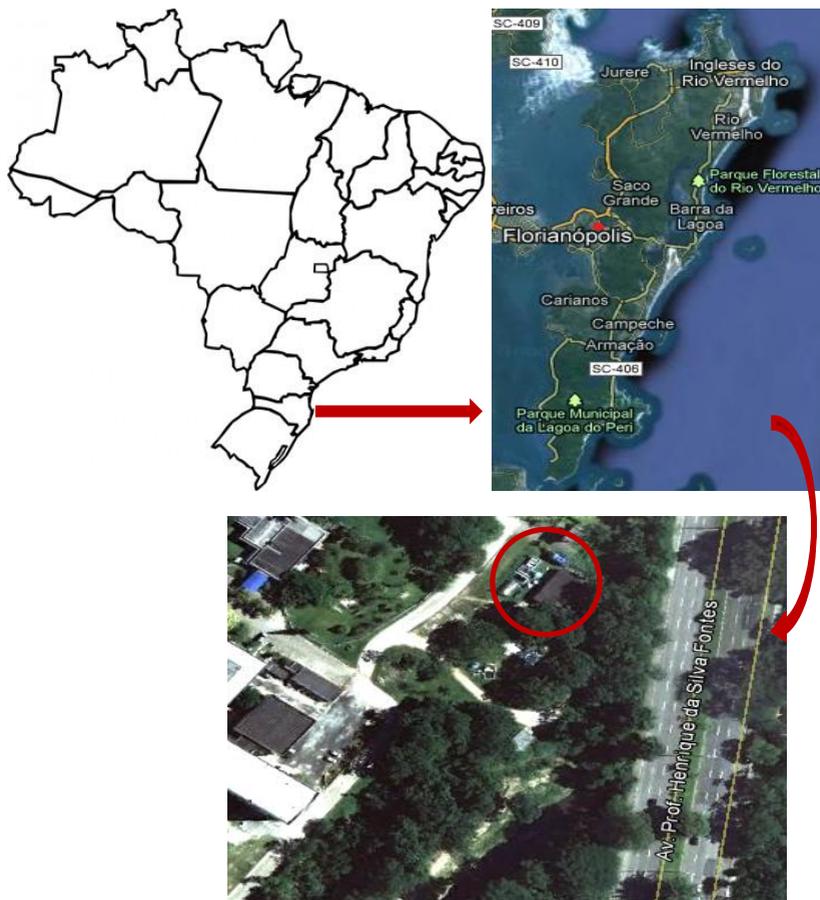


Figura 5: localização da área experimental do LABEFLU no campus da UFSC. Fonte: Google Earth.



Figura 6: vista geral da área experimental do LABEFLU.

4.1.1. Lagoas piloto

As lagoas de piloto são confeccionadas em fibra de vidro e estão semienterradas e apoiadas em uma estrutura de alvenaria. As dimensões dos reservatórios são de 4,35x2,40x0,80(m), comportando um volume útil de $8,35\text{m}^3$ e uma área superficial total de $10,44\text{m}^2$.

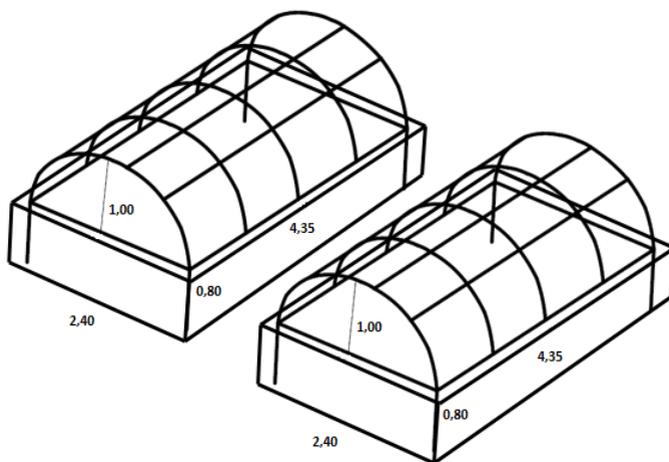


Figura 7: representação esquemática das lagoas e suas dimensões (m).

As lagoas foram cobertas com plástico vinil transparente, fixado em uma estrutura metálica, para evitar interferências, principalmente de chuvas intensas (figura 8). A área superficial útil de cada lagoa, ou seja, a área exposta dentro da cobertura é de 8 m^2 .

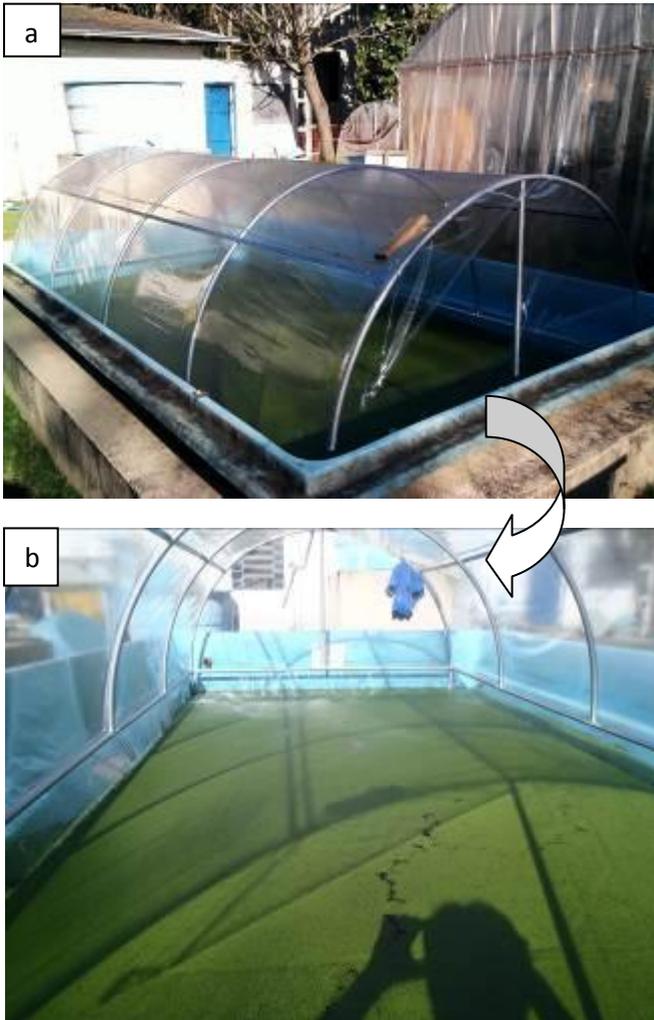


Figura 8: (a) lagoa de lemnas com a cobertura em vinil transparente. (b) interior da lagoa coberta.

4.2. Delineamento experimental

Para o desenvolvimento do experimento, inicialmente ocorreu um período adaptação biológica dos organismos, pelo desenvolvimento e manutenção de uma pré-cultura de lemnas, com duração de aproximadamente 30 dias.

Após este período foi feita a adição de esgoto sintético, cuja preparação considerou a concentração média de nutrientes encontrada em esgotos domésticos, segundo a bibliografia científica (METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2009).

Durante este período procedeu-se o monitoramento através de análises do efluente, assim como da biomassa e da fase gasosa. A metodologia de monitoramento será descrita em item específico posteriormente.

4.3. Avaliação da remoção de nutrientes em lagoas de lemnas

As lemnas da espécie *Landoltia punctata* introduzidas nas lagoas do experimento, foram obtidas de lagoas de tratamento de dejetos suínos situadas no município de Braço do Norte – SC. Antes de serem introduzidas nas lagoas piloto, passaram por um processo de lavagem com água em abundância, para eliminação de organismos macroscópicos (como caramujos, crustáceos e larvas de insetos) aderidos ao conjunto de raízes.

Para a adaptação biológica e desenvolvimento das lemnas no sistema de lagoas piloto, optou-se pela elaboração de um meio de cultura de acordo com as exigências nutricionais das plantas. Esse meio tem a função de garantir e favorecer o crescimento das plantas, sem impor fatores limitantes.

Foi utilizado um meio de cultura com base no *SSI Medium* (ISO/DIS, 2003 apud MOHEDANO, 2010). Os sais utilizados foram substituídos por produtos comerciais disponíveis para a prática de hidroponia, contudo mantendo-se a mesma concentração dos principais elementos (N e P), barateando-se significativamente o preparo do meio de cultura, fator bastante importante devido aos elevados volumes de meio de cultura preparados para o experimento.

A introdução das macrófitas foi feita em uma densidade de aproximadamente 100 g/m^2 , suficiente para cobrir toda a superfície das lagoas. Após um período de 30 dias, constatou-se o aumento da densidade de biomassa para aproximadamente 400 g/m^2 , estando esta densidade dentro da faixa ótima indicada por diversos autores (DRIEVER et al., 2005; MOHEDANO, 2010), atingindo a fase de crescimento exponencial.

4.3.1. Partida do experimento

Passado o período de adaptação biológica das plantas, as lagoas receberam uma carga de esgoto sintético elaborado de forma que representasse as características do esgoto real, em relação às cargas de nutrientes (N e P). A composição deste esgoto sintético encontra-se na Tabela 1.

O sistema avaliado se caracteriza, portanto, pelo fluxo em bateladas. O tempo de detenção hidráulica (TDH) avaliado foi de aproximadamente 30 dias.

Tabela 1: concentrações de nutrientes e compostos para produção do esgoto sintético. (Fonte: adaptado de: Metcalf & Eddy 2003; Von Sperling, 2009; All Plant/ConPlant, ConMicros Premium®)

Composto ou Elemento	Concentração (mg/L)
Boro (B)	11,0
Cobre (CuEDTA)	11,0
Ferro (FeEDTA)	44,0
Manganês (MnEDTA)	11,0
Molibdenio (Mo)	2,2
Niquel (Ni)	2,0
Zinco (ZnEDTA)	4,4
Fosfato monopotássico ($\text{P}_2\text{O}_5, \text{K}_2\text{O}$)	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 amônia (NH_4Cl)	148,6

Durante o período do tratamento a biomassa foi removida (mantendo-se uma densidade ótima), pois a remoção da biomassa de lemnas produzida durante o tratamento de um efluente é um procedimento fundamental para o sucesso do polimento (MOHEDANO, 2010). Ao serem decompostas, as lemnas mortas liberam os nutrientes removidos e contribuem com a elevação da matéria orgânica dissolvida e particulada (KORNER *et. al.*, 1998). Tanto a biomassa removida durante o tratamento quanto a densidade da cobertura de lemnas foram quantificadas, sendo que os procedimentos estão descritos no item 4.3.3. a seguir.

Ademais, a quantidade de biomassa removida varia com a produtividade da mesma, uma vez que se deve evitar o aparecimento de clareiras mantendo-se a população fisicamente coesa. Assim, havendo algum problema com o crescimento das macrófitas, a remoção da biomassa foi reduzida ou suspensa.

4.3.2. Monitoramento do efluente

A fim de verificar a eficiência do tratamento pelas lagoas de lemnas, as variáveis monitoradas no efluente foram: pH, temperatura, amônia, nitrogênio total (NTK), nitrato (N-NO_3) e fosfato (PO_4^{-3}).

A verificação do pH e temperatura foram realizadas *in loco*, com medidores portáteis. Para os demais parâmetros, as análises foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), segundo os padrões estabelecidos pela Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Deste modo, eram coletadas amostras de aproximadamente 500 mL, duas vezes por semana, nas duas lagoas. De cada amostra eram retirados 10mL, os quais eram separados e congelados para posterior análise de cromatografia iônica (DIONEX DX 120–SM 4110C), sendo que esse procedimento era realizado para determinação de N-NO_3 e PO_4^{-3} . A descrição dos métodos encontra-se na Tabela 2.

Tabela 2: Métodos analíticos utilizados no monitoramento do efluente.

ANÁLISES	MÉTODO
Temperatura e pH	Sonda Hanna Instruments HI98108
Amônia (mg/L)	Destilação Kjeldahl- Bloco Digestor DK20 e Neutralizador de gases Scrubber, Destilador Semi-automático UDK 132 , ambos da VELP Scientifica – (SM 4500 NH3B)
Nitrogênio NTK (mg/L)	Destilação KjeldahlDestiladorSemi-automático UDK 132 , VELP Scientifica - (SM 4500 Norg B)
Nitratos e Fosfatos (mg/L)	Cromatografia Iônica (DIONEX DX 120) –(SM 4110C)

A eficiência de remoção para NTK, amônia (N-NH₃), nitrato (N-NO₃) e fosfato (PO₄⁻³) foi verificada pela diferença da concentração destes parâmetros entre o momento inicial de colocação da carga de esgoto sintético e depois de decorrido o TDH. Para a determinação da eficiência de redução dos parâmetros foi utilizada a equação 1:

$$E \% = \frac{(Af - Ef)}{Af} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

E= Eficiência de remoção (%)

Af = Concentração no afluente (mg/L)

Ef = Concentração no efluente (mg/L)

Outra variável importante que foi avaliada para os parâmetros NTK, N-NO₃, N_t e PO₄⁻³, é a carga superficial aplicada e removida. Com a aplicação por batelada de 4 m³ de esgoto sintético, obtém-se uma vazão média diária de 0,133 m³/dia. Conhecendo-se a vazão média do esgoto sintético aplicado em cada lagoa, foram deduzidas as taxas de aplicação superficial e as taxas de remoção superficial, da seguinte forma:

$$\lambda_{s,r} = \frac{10 \cdot C_0 \cdot Q}{A} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

$\lambda_{s,r}$ = Taxa de aplicação ou remoção superficial (kg/ha · d⁻¹)

C_0 = Concentração do parâmetro afluente (mg/L)

Q = Vazão (m³/dia)

A = Área (m²)

4.3.3. Avaliação da produtividade e manejo de remoção da biomassa

A manutenção de uma densidade ótima (cerca de 400g/m²) é de extrema importância para a eficiência do tratamento, deste modo o monitoramento e avaliação da produtividade são procedimentos fundamentais.

Sendo assim, durante o experimento, a avaliação da produtividade da biomassa de lemnas foi feita com base na determinação da taxa de crescimento específico (g/g·d⁻¹) e da taxa de crescimento superficial (g/m²·d⁻¹) (LANDESMAN et al. (2005), apud MOHEDANO, 2010). Para realização da amostragem quantitativa da biomassa foi confeccionado um quadrado flutuante em PVC (feito com tubos de PVC ø32mm), com uma área interna de 0,25m². O quadrado era colocado aleatoriamente sobre a superfície das lagoas, em três pontos diferentes. A biomassa retida no interior dessa área era coletada com auxílio de pequenas peneiras e depositada sobre uma tela para escoamento do líquido. Posteriormente, a biomassa era pesada em balança portátil, obtendo-se assim, um valor para densidade de lemnas (em peso) por metro quadrado.



Figura 9: Quadrado flutuante em PVC, com área de 0,25m².

Assim, a remoção de biomassa excedente era feita com uma rede para limpeza de piscinas com cabo longo. A biomassa era depositada sobre a tela para escorrimento e em seguida era pesada em balança portátil (Figura 10).

Os valores eram anotados em planilhas juntamente com informações extras sobre as características morfológicas da biomassa, e a presença de organismos predadores como insetos e anfíbios. Esta biomassa excedente foi seca em estufa a 55^o C por um período de 24 horas, para determinação do peso seco (figura 11). Com a relação entre a densidade média (g de lemnas/m²) e a produtividade da lagoa, estimada pela remoção de biomassa, obtém-se as taxas de crescimento específico e superficial. As equações a seguir ilustram o cálculo das taxas de crescimento (MOHEDANO, 2010).

$$TCE = \frac{Bt/N}{D \cdot A} ; \quad TCS = \frac{Bt/N}{A} \quad (\text{Eq. 3})$$

TCE: Taxa de crescimento específico (g/g · d⁻¹)

TCS: Taxa de crescimento superficial (g/m² · d⁻¹)

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).



Figura 10: tela para escorrimento e centrifugação manual



Figura 11: biomassa de lemnas seca em estufa

4.3.4. Avaliação da emissão e fixação de CO₂ atmosférico

Foi realizado o monitoramento da fase gasosa a fim de se conhecer o balanço entre a emissão e a fixação de CO₂ em lagoas de lemnas ao longo do ciclo nictemeral.

Sabe-se que a fixação do carbono, pelo processo fotossintético ocorre predominantemente sob a ação da luz, e que no escuro, ocorre a liberação do carbono inorgânico pelas plantas devido à respiração mitocondrial (MOHEDANO, 2010). Dessa maneira realizou-se o monitoramento na lagoa de lemnas 2 (LL2) como detalhado a seguir.

Monitoramento da concentração de CO₂ na superfície das lagoas

O monitoramento do carbono na fase gasosa foi feito utilizando-se de uma câmara de fluxo estática. O funcionamento da câmara de fluxo (ou câmara de equilíbrio) estática consiste em isolar e confinar uma parte da superfície emissora através da câmara de fluxo.

A câmara de fluxo utilizada foi confeccionada segundo a normatização do Método OM-8 da USEPA (USEPA, 1986). Esta câmara consiste em uma calota de acrílico, com abóbada medindo 40 cm de diâmetro, abrangendo uma área de superfície líquida de 0,1257 m². Possui dois orifícios na parte superior, sendo um para amostragem de CO₂, e o outro, um pequeno poro, com a finalidade de manter o equilíbrio da pressão no interior da câmara.

Para o procedimento de amostragem, a câmara foi alocada sobre a superfície da lagoa, fixada por cordas à estrutura de cobertura da lagoa de forma que parte da borda da câmara permaneça submersa evitando o escape de gases (figura 12). A norma recomenda uma profundidade de submersão da câmara no líquido entre 1,3 e 7,6 cm. Esta profundidade deve ser suficiente de modo que a câmara permaneça submersa durante todo o tempo (mesmo em situações de ondas na superfície ou pequenas oscilações de nível) sem, no entanto, haver isolamento de uma coluna deste líquido ou efluente (USEPA, 1986). Durante as campanhas de monitoramento foi utilizada uma profundidade de submersão de aproximadamente 5 cm.



Figura 12: Câmara de fluxo estática instalada na lagoa, juntamente com o analisador de CO₂.

Para a determinação da concentração do CO₂ gasoso na câmara de fluxo, foi utilizado o analisador de dióxido de carbono *Instrutherm C-02* (figura 13). Este é um instrumento portátil que mede a temperatura ambiente (°C/F), a umidade relativa (%RH), e a concentração de CO₂ (ppm), esta última através de um sensor de CO₂ NDIR (detecção infravermelho não-dispersiva), com amostragem por difusão. A escala de medição vai de 0 até 6000 ppm, com resolução de 1ppm e precisão $\pm 3\%$ ou ± 50 ppm. A alimentação do aparelho pode ser feita com baterias (pilhas AA) ou com fonte, garantindo que em casos de queda temporária de energia na rede, o equipamento continue funcionando.



Figura 13: Analisador de Dióxido de Carbono Instrutherm C-02, detalhe para a mangueira conectada ao sensor do aparelho.

O sensor do aparelho foi conectado ao interior da câmara de fluxo através de uma mangueira de silicone (\varnothing 3 mm) com 5 cm de comprimento.

Os dados foram coletados no modo automático de coleta do aparelho, ficando armazenados na memória digital do equipamento, para posterior avaliação. O intervalo de coleta programado, para todas as baterias de monitoramento, foi de 4 minutos (240 segundos), o que favorece a observação de variações que possam ocorrer neste curto intervalo.

Avaliação do CO₂ dissolvido

Simultaneamente ao monitoramento do CO₂ na fase gasosa, foi realizado o monitoramento do carbono no meio líquido. Para isso utilizou-se o método de titulação com carbonato de cálcio, utilizando-se um kit analítico comercial desenvolvido para cálculo do CO₂ dissolvido (Unikit CO₂ – Alfakit), que pode ser visualizado na figura 14.



Figura 14: kit analítico para determinação de CO₂ dissolvido.

As coletas de efluente foram realizadas próximas à câmara de fluxo com uso de um béquer, quatro vezes ao dia. As coletas foram realizadas pela manhã, aproximadamente às 10 horas e no período da tarde, aproximadamente às 14, 16 e 19 horas. Todas as amostragens foram realizadas em triplicata.

A concentração de CO₂ dissolvido no meio líquido é calculada multiplicando-se o volume titulado por 20, segundo a fórmula:

$$\text{CO}_2\text{D} = V_g \times 20 \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

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

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

Os ensaios com duração de 24 horas foram repetidos por três dias, a fim de aprimorar a metodologia desenvolvida.

Os dados de temperatura, umidade e concentração de CO₂ coletados pelo analisador de CO₂ foram descarregados em computador, pelo *software* do aparelho, possibilitando assim, uma melhor análise e manipulação destes. Foram confeccionadas planilhas eletrônicas e plotados gráficos para verificar a variação da concentração de dióxido

de carbono ao longo do período nictemeral e sua relação com parâmetros físicos e a atividade metabólica das plantas. Também, os dados referentes à avaliação do CO₂ dissolvido foram anotados em planilha eletrônica, facilitando assim sua manipulação e cruzamento com os dados da concentração do CO₂ na fase gasosa.

Estimativa da fixação de CO₂ nas lagoas de lemnas

Praticamente todo o carbono utilizado pelos vegetais em seu crescimento provém do gás CO₂ (MOHEDANO, 2010). Desta forma, para avaliar a fixação biológica de carbono realizada pelas lemnas, foi feita uma estimativa com base na avaliação da produtividade de biomassa das lagoas e do carbono orgânico total (COT) presente nesta biomassa.

No presente estudo, não foi possível realizar a determinação do carbono orgânico total (COT) da biomassa, devido a problemas técnicos. No entanto, algumas pesquisas, como a de Landolt e Kandeler (1987) e a de Iqbal (1999), apontam que o teor de carbono na biomassa de lemnas coletadas em ambiente natural pode variar entre 30 e 50%.

Então, no presente trabalho, adotou-se a fração de COT na biomassa como sendo de 30%, e de conhecimento da produtividade das lagoas, estimou-se o carbono fixado pelo tratamento avaliado. A massa de carbono fixado em um dia, foi estimada pela equação:

$$CF = TCS * COT \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

CF: Taxa de carbono fixado (g/m².d⁻¹),

TCS: Taxa de crescimento superficial de biomassa (g/m².d⁻¹),

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

Então, usando o valor adotado para COT (30%), a equação fica:

$$CF = 0,3 * TCS \quad (\text{Eq. 6})$$

Pela estimativa do carbono fixado, foi calculada a massa de CO₂ fixada pelas lagoas, pela relação entre a massa molar do C e a do CO₂. Também foram calculadas as taxas de fixação horária e superficial.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados e discutidos os resultados referentes ao experimento em escala piloto, que foi desenvolvido buscando conhecer-se o desempenho de lagoas de macrófitas lemnáceas na remoção de nutrientes e avaliá-las quanto à fixação e emissão de carbono. Os resultados encontrados referem-se ao sistema operado em bateladas com um TDH de aproximadamente 30 dias, usando-se o esgoto sintético.

Os resultados serão apresentados de acordo com a sequência de monitoramento exposta no item 4.3.

5.1. Avaliação do desempenho das lagoas de lemnas

As lagoas avaliadas apresentaram, de uma maneira geral, bons resultados na remoção de nutrientes do esgoto sintético.

O pH nas lagoas de lemnas permaneceu próximo da neutralidade, porém houve pequenas variações em alguns momentos. O valor médio para o pH durante o período estudado foi de 7,27 ($\pm 0,13$) e de 7,21 ($\pm 0,24$) em LL1 e LL2, respectivamente.

De acordo com Mohedano (2010), as lagoas de lemnas não operam bem em pH elevado (>8), diferentemente das lagoas de estabilização convencionais. Nestas, devido à produção algal, a elevação do pH é desejável para a volatilização da amônia, pois a amônia não ionizada encontra-se em maior proporção em pH elevados. Já em lagoas de lemnáceas, a toxicidade da amônia aumenta de forma exponencial, com a elevação do pH. Sendo que, em pH 7 há uma tolerância para a amônia em concentrações de até 100mg/L, no entanto, sob pH 8 a concentração de amônia não deve ultrapassar 50mg/L (CAICEDO et. al., 2000). Dessa forma os valores do pH permaneceram em um intervalo que pode ser considerado adequado para o sistema.

A temperatura do efluente registrada nas duas lagoas apresentou variações significativas durante o experimento, fato que pode ter sido causado por interferência das altas variações de temperatura atmosférica entre os períodos diurno e noturno observadas naquele período monitorado, além da interferência das coberturas das lagoas, que fizeram com que a temperatura do ar no interior destas atingisse valores extremamente elevados, chegando a picos de mais de 45° C. O valor médio para a temperatura do efluente durante o período estudado foi de 19,9 \pm 2,6 (° C) em LL1 e de 20,9 \pm 2,6 (° C) em LL2.

Os gráficos de variação temporal do pH e da temperatura do efluente durante o experimento podem ser visualizados nas figuras 15 e 16 a seguir.

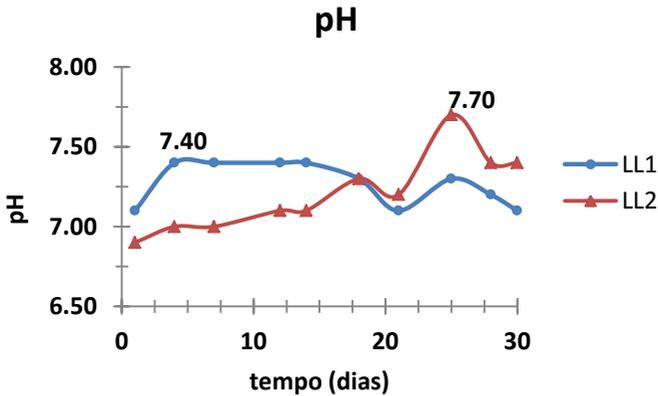


Figura 15: Variação do pH nas lagoas de tratamento, ao longo do período experimental. LL1: lagoa de lemnas 1 e LL2: lagoas de lemnas 2.

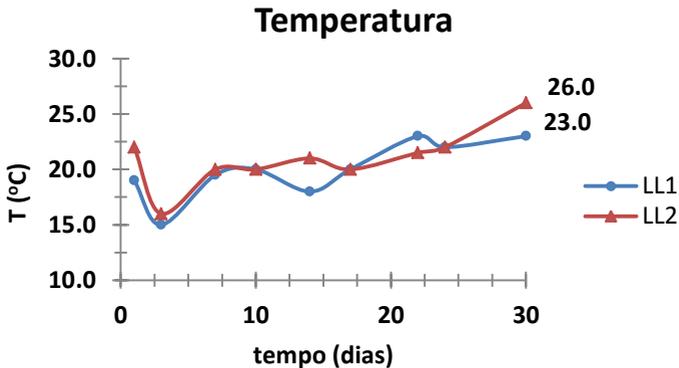


Figura 16: Variação da temperatura, em LL1 e LL2 (lagoa de lemnas 1 e 2), medida próximo à superfície das lagoas, ao longo do período experimental.

5.1.1. Remoção de nutrientes

A eficiência alcançada pelas lagoas na remoção de nitrogênio foi bastante elevada. Para o NTK, a remoção alcançada foi de 92,6% e 87,8% para LL1 e LL2, respectivamente. Quando observada a remoção de nitrato observou-se eficiências de 86,7% em LL1 e 80,5% em LL2.

Já para o nitrogênio amoniacal (N-NH_3), parâmetro de grande importância nas lagoas de lemnas, devido à sua toxicidade, obteve-se eficiência de remoção de 86,1% em LL1, passando-se de uma concentração de 4,32 mg/L para 0,60 mg/L, e uma eficiência de 95,8% em LL2, passando-se de 7,95 mg/L para 0,33 mg/L.

Considerando que a remoção do nitrogênio é uma das principais funções do polimento, os dados obtidos neste experimento tornam-se ainda mais relevantes. Na figura 17 pode-se visualizar a variação das concentrações de nitrogênio (N_t , NTK, NO_3 , N-NH_3) entre aplicação da carga e depois de decorrido um TDH de 30 dias (considera-se aqui $\text{N}_t = \text{NO}_3 + \text{NTK}$).

A massa de nitrogênio total (N_t) aplicada durante o período avaliado foi de 1,12 Kg e 1,10 Kg para LL1 e LL2 respectivamente, já a carga removida foi de 0,98 Kg para LL1 e 0,89 Kg para LL2. Assim, pode-se estimar que para N_t a taxa de aplicação superficial foi aproximadamente $46,8 \text{ kg/ha}\cdot\text{d}^{-1}$ e $45,8 \text{ kg/ha}\cdot\text{d}^{-1}$ e a taxa de remoção foi $40,78 \text{ kg/ha}\cdot\text{d}^{-1}$ e $37,14 \text{ kg/ha}\cdot\text{d}^{-1}$, para LL1 e LL2, respectivamente. Nas tabelas 3 e 4 pode-se visualizar as quantidades (massas) aplicadas e removidas, além da eficiência alcançada e as taxas de aplicação e remoção para NTK, NO_3 e N_t .

Alaerts et. al. (1996), em seu experimento com uma lagoa de lemnas em escala real, obteve para o NTK eficiências variando entre 74-77%, já Benjawan e Koottatep (2007) obtiveram eficiências de 75% e 89% para N_t e NTK respectivamente. El-Shafai *et.al.* (2006) obteve uma eficiência de remoção de 98% para o NTK. Dessa maneira, pode-se afirmar que a eficiência de remoção de nitrogênio apresentada no período avaliado nesta pesquisa é bastante satisfatória.

Para efeito de comparação com os sistemas convencionais de lagoas de estabilização, Von Sperling (2002), afirma que nas lagoas de maturação em série, a eficiência de remoção de amônia situa-se entre 70-80%, e apenas em lagoas de maturação “especialmente rasas” essa eficiência pode ser superior a 90%. Para o nitrogênio total, este mesmo

autor afirma que em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção fica entre 30-50% (VON SPERLING, 2002).

Nozaily (2000) atribui à absorção direta pela biomassa como a principal forma de remoção de nitrogênio total (N_T), em sistemas operados com taxa de aplicação em torno de 183 kg/ha.d^{-1} , consideradas por este autor como uma taxa relativamente baixa.

No presente estudo, como não havia fonte de carbono orgânico para o desenvolvimento de biomassa heterotrófica, acredita-se que não ocorreu remoção de nitrogênio por desnitrificação. Dessa forma, acredita-se que a absorção direta pela biomassa de lemnas tenha sido a principal via de remoção de nitrogênio, considerando que o pH não favoreceu a volatilização da amônia.

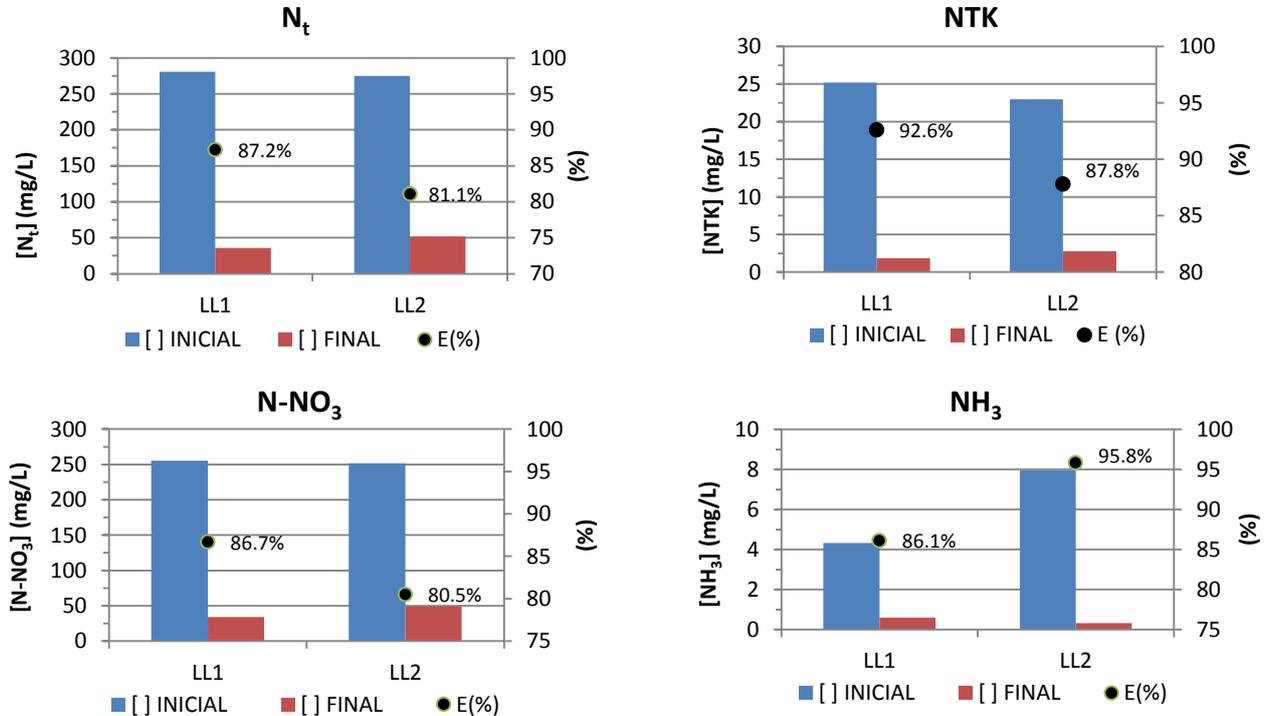


Figura 17: Eficiência de remoção de nitrogênio nas lagoas piloto. NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl), $N-NO_3$ (nitrato), NH_3 (amônia), N_t (NTK+ $N-NO_3$), lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).

Tabela 3: Quantidades de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrato (N-NO₃) e Nitrogênio total (N_t) aplicadas e removidas durante o período experimental, bem como a eficiência de remoção, para lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).

Lagoas	Massa Aplicada (Kg)			Massa Removida (Kg)			Massa residual (Kg)			Eficiência (%)		
	NTK	NO ₃	N _t	NTK	NO ₃	N _t	NTK	NO ₃	N _t	NTK	NO ₃	N _t
LL1	0,10	1,02	1,12	0,09	0,89	0,98	0,01	0,14	0,14	92,6	86,7	87,2
LL2	0,09	1,01	1,10	0,08	0,81	0,89	0,01	0,20	0,21	87,8	80,5	81,1

Tabela 4: Taxas de aplicação e remoção superficial (para NTK, N-NO₃ e N_t) em LL1 e LL2.

Lagoas	Taxa de aplicação superficial (λ _s - kg/ha/dia)			Taxa de remoção superficial (λ _r - kg/ha/dia)		
	NTK	NO ₃	N _t	NTK	NO ₃	N _t
LL1	4,20	42,55	46,75	3,89	36,89	40,78
LL2	3,83	41,96	45,79	3,36	33,78	37,14

As lagoas de lemnas se mostraram muito eficientes também na remoção de fósforo. Para o fosfato (PO_4), parâmetro avaliado durante o período experimental, a diferença da concentração entre a partida e o final do período avaliado, foi de aproximadamente 82% para LL1 e 93% para LL2. Na figura 18 pode-se observar a redução na concentração de PO_4 entre a partida e o final do período avaliado para as duas lagoas.

Nas tabelas 5 e 6 a seguir, pode-se visualizar as cargas de fosfato aplicadas e removidas nas duas lagoas durante o período experimental, assim como as taxas de aplicação e remoção superficial.

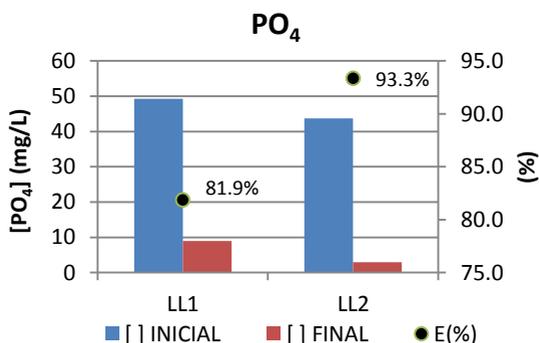


Figura 18: Variação da concentração observada nas análises de fosfato (PO_4^{3-}) entre a carga e o final do período experimental, para lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).

As eficiências de remoção do fósforo encontradas em pesquisas similares, são muito parecidas com os resultados obtidos na presente pesquisa. Korner e Vermaat (1998) obtiveram uma remoção de até $79 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, com até 99% de eficiência (para esgoto doméstico) em um experimento com *Lemna gibba* desenvolvido na Holanda; El-Shafai e colaboradores (2006), assim como Nozaly et al. (2000), conseguiram uma taxa de remoção próxima a $95 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, para a mesma espécie de lemnas, em experimentos em escala piloto (tanques com 1 m^2) utilizando efluente de um reator UASB.

Assim como para o nitrogênio, para o fósforo, as eficiências obtidas nesta pesquisa, são superiores às tradicionalmente encontradas em sistemas de lagoas de estabilização convencionais. Nas lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção pode variar dentro da

ampla faixa de 20 a 60% (VON SPERLING, 2002). Somente em sistemas com lagoas bastante rasas, a remoção de fósforo pode aproximar-se de 90% (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994 apud VON SPERLING, 2002).

Dentre as vias de remoção de fósforo, nas lagoas de lemnas avaliadas neste estudo, acredita-se que a absorção direta pela biomassa tenha sido a principal. Korner e Vermaat (1998) citam que aproximadamente 50% do fósforo removido, em seus experimentos, deve-se a incorporação pelo biofilme aderido nas raízes das lemnas. Contudo, no presente experimento acredita-se que não houve crescimento expressivo de biofilme devido à baixa concentração de carbono.

Baseando-se em uma relação entre a taxa de remoção N: P média de 6:1, pode-se estimar que a absorção direta de fósforo pela biomassa de lemnas tenha sido 1/6 da absorção de nitrogênio.

Tabela 5: Quantidade de fosfato (PO_4) aplicadas e removidas durante o período experimental, bem como a eficiência de remoção, para lagoa de lemnas 1 (LL1) e lagoa de lemnas 2 (LL2).

Lagoas	Massa Aplicada (Kg)	Massa Removida (Kg)	Massa residual (Kg)	Eficiência (%)
LL1	0,20	0,16	0,04	81,9
LL2	0,17	0,16	0,01	93,3

Tabela 6: Taxas de aplicação e remoção superficial para PO_4 , obtidas durante o período experimental em LL1 e LL2.

Lagoas	Taxa de aplicação superficial (λ_s - kg/ha/dia)	Taxa de remoção superficial (λ_r - kg/ha/dia)
LL1	8,21	6,72
LL2	7,28	6,80

5.1.2. Biomassa

Como discutido anteriormente, para obter-se a melhor eficiência em lagoas de tratamento com lemnas, é desejável manter a população na fase de crescimento exponencial e, simultaneamente manter-se uma densidade ótima, sendo para isso necessária a renovação do efluente (nutrientes) e a remoção constante da biomassa.

A densidade média da população de lemnas nas lagoas de tratamento durante o período avaliado foi de aproximadamente 530 g/m² em LL1 e 446 g/m² em LL2. Contudo, houve variações ao longo do período experimental, com picos próximos a 870 g/m² (LL1) e 250g/m² (LL2), como se pode visualizar na figura 19. Essa variação deve ser atribuída a fatores condicionantes para o crescimento, como temperatura, luminosidade, densidade superficial, além de alguns contratemplos ocorridos, inerentes a um experimento em escala piloto, como períodos de chuvas torrenciais que dificultaram o manejo, além da ocorrência de herbivoria, por insetos e anfíbios.

A taxa de crescimento específica média (TCE) obtida durante o experimento foi de 0,13 g/g·d⁻¹ para LL1 e de 0,11 g/g·d⁻¹ para LL2. Estes valores são inferiores aos obtidos por Mohedano (2012) e Bergman et al.(2000) que obtiveram 0,24 g/g·d⁻¹ e 0,3 g/g·d⁻¹ utilizando a mesma espécie de lemnácea (*Landoltia punctata*).

A taxa de crescimento superficial estimada em LL1 foi de 4,16 g/m²·d⁻¹ e em LL2 de 4,30 g/m²·d⁻¹. O rendimento é baixo quando comparado ao obtido por El-Shafai et. al. (2006), que foi de 13,8 g.m⁻²·d⁻¹ e de Mohedano et. al. (2012), tratando dejetos suínos, que obteve 18 g/m²·d⁻¹. Entretanto, as variações entre os tratamentos são esperadas, devido à diferença de espécies de lemnas, à composição do efluente e à escala dos sistemas pesquisados (testes *in vitro*, escala piloto e escala real).

Densidade superficial de biomassa

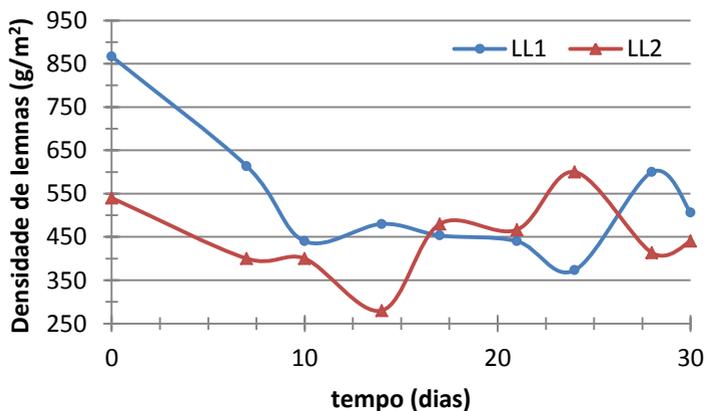


Figura 19: Densidade superficial de biomassa de lemnas, em LL1 e LL2 durante o período avaliado.

5.2. Avaliação do balanço de CO₂

5.2.1. Avaliação da concentração de CO₂ na superfície das lagoas

A partir do monitoramento com a câmara de fluxo feito em LL2, pôde-se observar a variação da concentração do CO₂ na superfície da lagoa (LL2) ao longo do período nictemeral e relacionar esta variação com parâmetros físicos e a atividade metabólica das plantas. A seguir serão apresentados e discutidos os dados obtidos durante o monitoramento realizado em três campanhas com 24 horas de duração, cujas variações de temperatura e da concentração de CO₂ podem ser vistas nas figuras 20, 21 e 22.

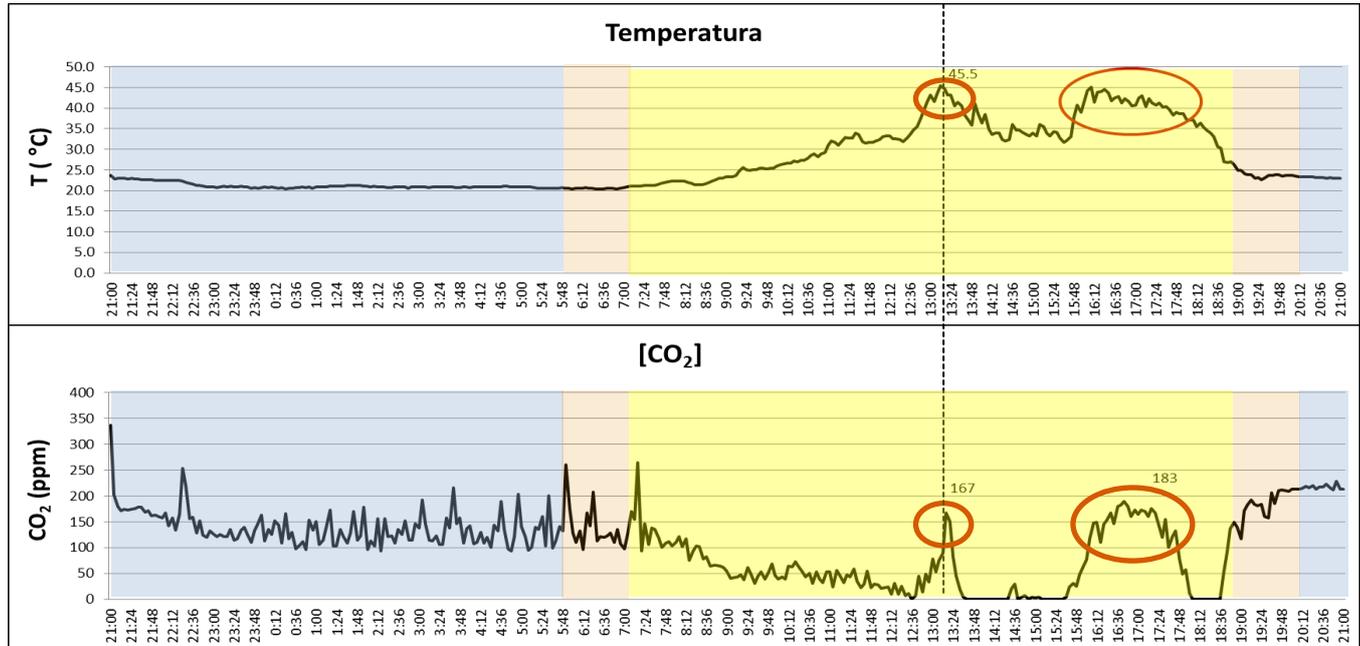


Figura 20: Variação nictemeral da concentração do CO₂ e da temperatura na superfície da lagoa (primeiro dia).

Período diurno Amanhecer/anoitecer Período noturno

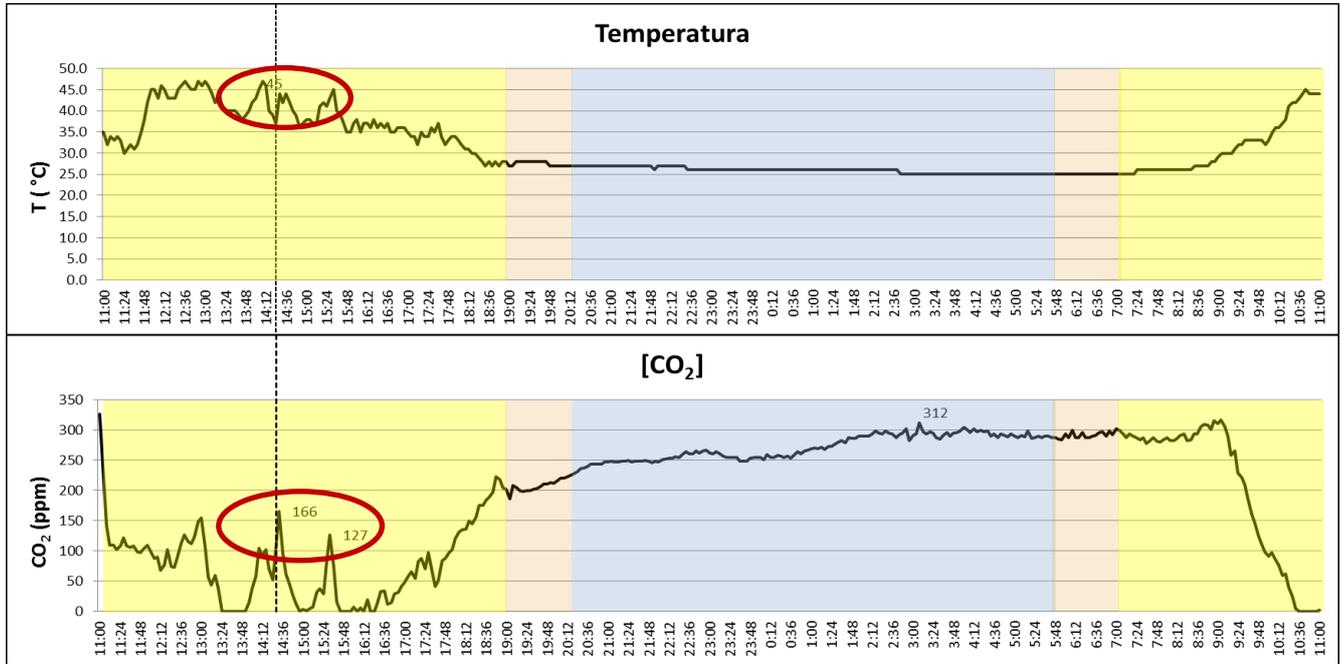


Figura 21: Variação nictemeral da concentração do CO₂ e da temperatura na superfície da lagoa (segundo dia).

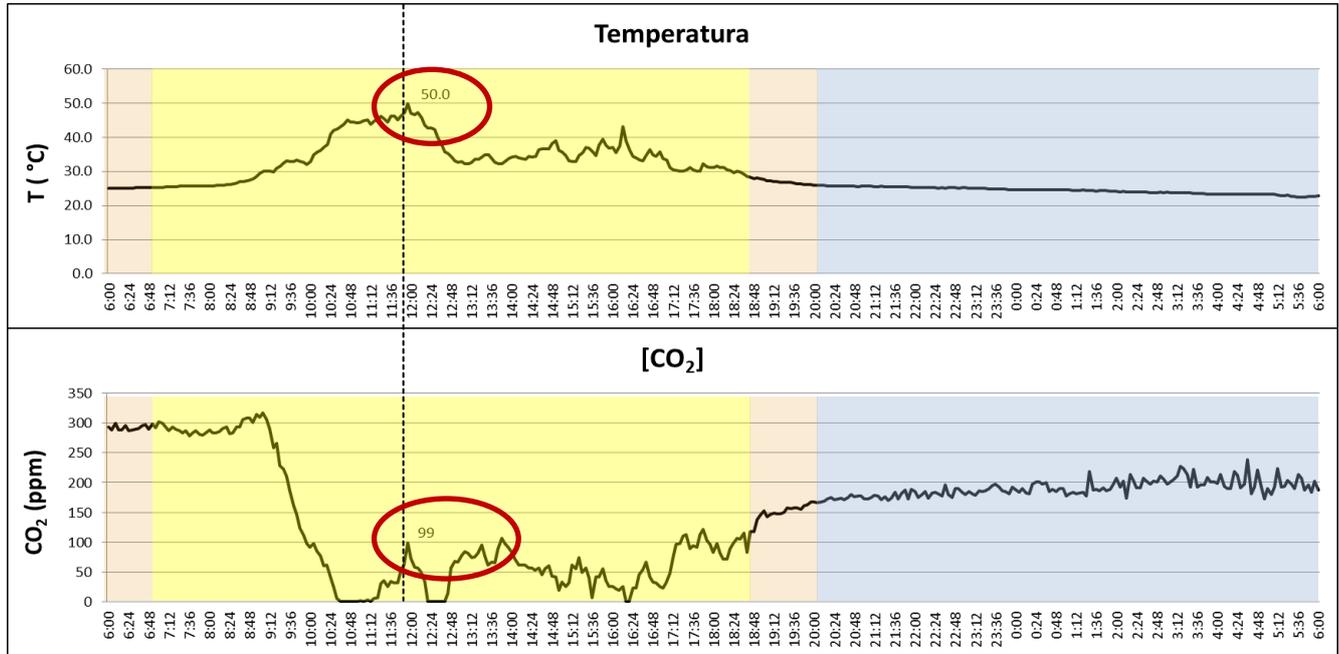


Figura 22: Variação nictemeral da concentração do CO₂ e da temperatura na superfície da lagoa (terceiro dia).

Período diurno

Amanhecer/anoitecer

Período noturno

A lagoa monitorada apresentou, de forma geral, um bom desempenho, pois a concentração de CO_2 não ultrapassou em nenhum momento a concentração atmosférica. Nas figuras 20, 21 e 22, observa-se que nos três dias a partir do amanhecer, a concentração de CO_2 sofre uma queda significativa, ficando próxima dos 50 ppm em boa parte do tempo, e chegando a concentrações próximas a zero em alguns momentos. Pode-se observar um período de latência entre o clarear do dia e o início da queda mais acentuada na concentração de CO_2 .

Durante a noite, a concentração de CO_2 manteve-se em uma faixa de 100 a 350 ppm. A temperatura do ar oscilou entre 20 e 25 ($^{\circ}\text{C}$) no primeiro e terceiro dias, e registrou valores mais elevados no segundo dia, ficando entre 25 e 30 ($^{\circ}\text{C}$). Neste dia, observa-se que a $[\text{CO}_2]$ apresentou os maiores valores dentre os três.

Nos três dias avaliados, observa-se, também, que durante o período diurno, no instante que a temperatura do ar supera a faixa dos 40 $^{\circ}\text{C}$, começa a ocorrer também uma acentuada elevação na concentração de CO_2 . Este aumento repentino da concentração de CO_2 quando do aumento da temperatura do ar dentro da câmara, leva a conclusão de que em temperaturas acima de 40 $^{\circ}\text{C}$ o metabolismo das plantas é debilitado, cessando assim a fixação biológica de carbono.

Acredita-se ainda, que a grande diferença de temperatura entre a água e a atmosfera próxima (cerca de 20 $^{\circ}\text{C}$) levou as plantas a sofrerem um acentuado estresse metabólico. Este fato ficou consubstanciado, quando, após um período de aproximadamente uma semana na qual as lagoas ficaram submetidas a esta situação, houve uma grande mortandade de macrófitas, atingindo mais que 50% da população. É importante ressaltar que as altas temperaturas ocorreram devido a cobertura (estufa) instalada nas lagoas, e que em condições normais estas temperaturas não são atingidas.

5.2.2. Avaliação do CO_2 dissolvido

A concentração de dióxido de carbono dissolvido (CO_2D) apresentou pequenas variações durante o período nictemeral. Em lagoas de tratamento, ou no ambiente natural, existe a produção de dióxido de carbono a partir da respiração e fermentação por organismos heterotróficos, contudo na pesquisa em questão, essas atividades biológicas podem ser consideradas insignificantes, pois como discutido anteriormente, não havia fonte de carbono orgânico para o desenvolvimento de biomassa heterotrófica.

Segundo Eshel e Beer (1986), apenas 5% do carbono fixado pelas lemnas provém do meio aquoso. Para os três dias avaliados observou-se uma pequena redução do CO_2 dissolvido no decorrer do período diurno, o que leva a acreditar que em situações de estresse por escassez de CO_2 atmosférico, por exemplo, as lemnas removeram carbono inorgânico do meio aquoso, em concordância com a experiência relatada por Mohedano (2010).

No primeiro dia monitorado, a concentração para CO_2D medida no período matutino ficou em 12,0 mg/L, já no entardecer, ficou em 6,7 mg/L. Para o segundo dia de monitoramento a concentração de CO_2 dissolvido no efluente oscilou entre 27,5 e 21,5 mg/L. No terceiro dia a concentração medida oscilou entre 27,3 e 18,5 mg/L.

É importante ressaltar que no esgoto sintético não havia fonte de carbonatos devido aos sais utilizados, assim havia apenas a alcalinidade natural da água de abastecimento.

5.3. Estimativa da fixação de CO_2 nas lagoas de lemnas

O crescimento da biomassa, além da remoção de nutrientes do meio, é o principal indicador da fixação de carbono e do estado fisiológico das lemnas, pois além do metabolismo basal, as plantas investem energia e nutrientes para o seu desenvolvimento (MOHEDANO, 2010).

Dessa forma, de acordo com a metodologia proposta, foi realizada uma estimativa da fixação de carbono para as lagoas avaliadas nesta pesquisa. É importante ressaltar que apenas 27,3% da massa da molécula de CO_2 é composta por carbono, o qual é efetivamente incorporado na biomassa da planta. O oxigênio (maior parte da molécula de CO_2) é liberado para a atmosfera após as reações do Ciclo de Calvin. Sendo assim, as taxas de fixação de CO_2 são maiores quando comparadas a fixação do carbono somente. Os resultados seguem na tabela 7 a seguir.

Tabela 7: Estimativa da fixação de CO₂ com base na produtividade de biomassa de lemnas nas lagoas.

	LL1	LL2
Taxa cresc. biomassa (g/m ² .d ⁻¹)	4,16	4,30
COT na biomassa* (%)	30	30
Taxa de fixação C (g/m ² .d ⁻¹)	1,25	1,29
Taxa de fixação C (mg/m ² . h ⁻¹)	52	53
Taxa de fixação CO ₂ (g/m ² .d ⁻¹)	4,57	4,73
Taxa de fixação CO ₂ (mg/m ² . h ⁻¹)	190	197

(LL1: lagoa de lemnas 1; LL2: lagoa de lemnas 2; COT: carbono orgânico total; * valor adotado, com base na bibliografia).

Andersen e colaboradores (1985), trabalhando com plantas da espécie *Lemna gibba*, obtiveram uma taxa de fixação de CO₂ muito superior, de 15 mg/dm².h⁻¹, ou seja, 36 g/m².d⁻¹, trabalhando com uma concentração de CO₂ de 350ppm, ou seja, praticamente a concentração atmosférica.

Extrapolando os dados obtidos, para a escala das lagoas de tratamento avaliadas, conclui-se que a biomassa produzida em cada lagoa seria capaz de fixar em torno de 13 KgCO₂/ano. Convertendo-se para uma escala maior, chega-se à 16,7 tCO₂/ha.ano⁻¹, para LL1, ou 17,3 tCO₂/ha.ano⁻¹ para LL2. Para efeito de comparação, a taxa de fixação de CO₂ proporcionada pelo reflorestamento com eucaliptos é de cerca de 14t/ha.ano⁻¹ (MOHEDANO, 2010), assim, a taxa estimada aqui para as lagoas de lemnas é cerca de 20% maior.

Por outro lado, sabe-se pela literatura consultada, que a injeção de CO₂ pode aumentar a produtividade de lemnas e conseqüentemente a capacidade destas em fixar carbono. Mohedano (2010), em experimento em escala de laboratório, obteve uma taxa de fixação de carbono de 6,84 g/m².d⁻¹ ou 25tC/ha.ano⁻¹ (92tCO₂/ha.ano⁻¹), trabalhando com concentração de CO₂ de 100.000 ppm. Lindeman (1972), em seu experimento, obteve uma taxa de fixação de 3,6 gCO₂/m².h⁻¹, trabalhando com lemnas em uma atmosfera de 50.000 ppm de CO₂; neste caso a remoção de gás carbônico em lagoas de tratamento poderia chegar a 315 tCO₂/ha.ano⁻¹.

Deste modo, acredita-se nas lagoas de lemnas, como uma tecnologia que possa contribuir para a redução da emissão de GEE em sistemas de tratamento de efluentes. No entanto, ainda são necessários estudos mais aprofundados, e em condições mais próximas à realidade,

além da avaliação do desempenho de lagoas de lemnas expostas à elevadas concentrações de CO₂.

6. CONCLUSÕES

- As lagoas de lemnas (LL1 e LL2) avaliadas demonstraram ser bastante eficientes na remoção de nutrientes do esgoto sintético utilizado, tanto para o nitrogênio, como para o fósforo. A eficiência de remoção média para o nitrogênio total ($N_t = NO_3 + NTK$), para as duas lagoas, ficou em 84,2%. Já para o fosfato (PO_4), a média entre as duas lagoas avaliadas ficou em 87,6%.
- Atribui-se à absorção direta pela biomassa de lemnas como a principal via de remoção de nitrogênio e fósforo. Como não havia fonte de carbono orgânico para o desenvolvimento de biomassa heterotrófica, acredita-se que não ocorreu remoção de nitrogênio por desnitrificação.
- É importante ressaltar que o TDH de aproximadamente 30 dias adotado, aliado ao manejo rigoroso de remoção de biomassa, foram os fatores mais relevantes para atingir os resultados.
- A produtividade de biomassa, avaliada nesta pesquisa pelas taxas de crescimento específico e superficial (TCE e TCS), não alcançou índices tão bons como os encontrados em algumas pesquisas similares, no entanto a eficiência de remoção de nutrientes atingida foi boa.
- Nas condições avaliadas, a concentração de CO_2 na superfície das lagoas de lemnas permaneceu menor do que a concentração atmosférica natural indicando que esta tecnologia removeu mais carbono do que emitiu.
- A estimativa da fixação de CO_2 nas lagoas de lemnas projeta-as como uma tecnologia que pode contribuir para a redução da emissão de GEE em sistemas de tratamento de efluentes. No entanto devem ser realizados estudos mais aprofundados, e em condições mais próximas à realidade.

7. RECOMENDAÇÕES

Para trabalhos futuros recomenda-se:

- Adicionar ao esgoto sintético uma fonte de carbono orgânico, ou preferencialmente utilizar um efluente real de sistema de tratamento anaeróbio, como um reator UASB ou um reator anaeróbio compartimentado (RAC), por exemplo;
- Realizar a avaliação qualitativa da biomassa produzida, para determinação da fração de COT, amido e proteína presentes na biomassa produzida;
- Recomenda-se ainda a realização de experimento com a injeção de CO_2 , para verificar o desempenho das lagoas de macrófitas lemnaáceas na remoção de nutrientes e fixação de carbono quando submetidas a elevadas concentrações de CO_2 .

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALABURDA, Janete; NISHIHARA, Linda. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Rev. Saúde Pública**, 32 (2): 160-5, 1998.

ALAEERTS, G.; MAHBUBAR, R.; KELDERMAN, P. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. **Water Research** 30 (4), 843-852. 1996.

ANA - Agência Nacional de Águas, 2012. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do BRASIL**. Brasília 264p. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/PanoramaAguasSuperficiaisPortugues.pdf>> Acesso em 05 fev. 2013

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.

APHA . (American Public Health Association) – AWWA (American Water Works Association) – WEF (Water Environment Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Edition, 2005.

APPENZELLER, Tim. Ciclo natural: como o carbono circula na atmosfera. **National Geographic Brasil**, outubro de 2011. 42 a 47 p.

BARÉA , Luis César; SOBRINHO, Pedro Alem. **Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente**. Sanare. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, v.24, n.24, p. 46-60, jan./jun. 2006

BASTOS, R. K.X. 2003. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 267p. Projeto PROSAB.

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

BERGMANN, B. A., CHENG; J. CLASSEN,J.; STOMP,A.M.. "Nutrient removal from swine lagoon effluent by Duckweed." **Transactions of the ASAE**42(2): 263-269p.2000.

BERGMANN, B. A., CHENG; J. CLASSEN,J.; STOMP, A.M. "Nutrient removal from swine lagoon effluent by Duckweed." **Transactions of the ASAE**42(2): 263-269p.2000.

BONOMO, L.; PASTORELLI, G.; ZAMBON, N. Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment systems. **Water Science and Technology** 35 (5), 239-246.1997

BOUCHARD, D.C.; WILLIANS, M.K.; SURAMPALLI, R.Y. Nitrate contamination of ground water: sources and potential health effects. **J. Am. Water Works Ass.** 84: 85-90,1992.

BRANCO, J. G. D. F. **Procedimentos para obtenção de créditos de carbono: estudo de caso em uma pequena propriedade suinícola**. TCC (Graduação em Eng. San. e Ambiental). UFSC. Florianópolis. 163p, 2009.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Contaminação de água para consumo humano com nitrato. Parecer técnico**. 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 430/11, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011, p. 89.

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 (*Spirodella polirrhiza*). **Wat. Res.** 34: (15): 3829-3835. 2000.

CEDERGREEN, N. AND T. V. MADSEN. "Nitrogen uptake by the floating macrophyte *Lemna minor*." *New Phytol* **155**(2): 285-292. 2002.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de Capacitação sobre Mudança do Clima e Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**. Brasília, DF. 2008.

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** (81) 81-85,2002.

CROSS, J.W. 2006.**The charms of duckweed**. Disponível em: <<http://www.mobot.org/jwcross/duckweed/duckweed.htm>> Acesso em: Nov. 2012.

DRIEVER, S. M. EGBERT, V. N. H., ROIJACKERSR. M. M. Growth Limitation of Lemna Minor due to High Plant Density. **Aquatic Botany**.81(3) p 245-251.2005,

EL-SHAFI, 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**, 98: 798-807, 2006.

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

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FERNÍCOLA, N.G.G. de; AZEVEDO, F. A. de. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. **Rev. Saúde públ.** S. Paulo, 15:242-8, 1981.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. de; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Eng. sanit. ambient.** Vol.12 - Nº 4 - out/dez 2007, p. 399-409.

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

IBGE, 2008. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/mapa_site/mapa_site.php#indicadores> Acesso em Nov 2012.

INSTITUTO CARBONO BRASIL, 2013. **Mercados de carbono movimentam US\$ 176 bi em 2011**. Disponível em : <http://www.institutocarbonobrasil.org.br/reportagens_carbonobrasil/noticia=730684> Acesso em janeiro 2013.

IPCC, 1997. Convenção-quadro das Nações Unidas Sobre Mudanças Climáticas. O **Protocolo de Quioto**. Disponível em: www.mct.gov.br. Acesso em: outubro 2012

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

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

JOURNEY, W. K.; SKILLICORN, P.; SPIRA, W. 1993. **Duckweed aquaculture. A new aquatic farming system for developing countries**. World Bank Publication. 67pp. Washington, D.C.

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**. 32: (12) 3651- 366.1998.

LALAU, C. M. **Uso de Macrófitas Lemnáceas como Organismo-Teste em Avaliações Toxicológicas**. Florianópolis, 2010, 72p. Trabalho de Conclusão de Curso-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

LANDOLT, E. & KANDELER. **The family of lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography**. In **Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae)**. *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH*. Zürich. Stiftung Ruebel, Vol 4, n.95: 638pp.1987.

MAIA, Iracema de Souza. **Avaliação de lagoas de maturação modificadas com a presença de suportes e macrófitas da família *lemnaceae* no tratamento de esgotos domésticos.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Programa de Pos-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, 183 p. 2008.

MESQUITA, Luís; GOUVEIA, Nuno. **Mercado de Carbono.** Janeiro 2011. Disponível em: <http://www.marcasepatentes.pt/files/collections/pt_PT/1/300/302/Mercado%20do%20Carbono.pdf> Acesso em dezembro 2012.

METCALF & EDDY. —**Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse**”. 4ª Edição Revisada. Editora McGraw-Hill Inc, 1334p. 2003

MILLER, G. Tyler. **Ciência Ambiental.** Tradução da 11ª edição norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

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 aqüicultura,** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis, 78p. 2004.

MOHEDANO, Rodrigo de Almeida. **Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono.** Tese (Doutorado) em Eng. Ambiental, UFSC. Florianópolis, 270p. 2010.

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

MOHEDANO, R.A. **Sequestro de carbono e remoção de nutrientes através de reatores fotossintéticos com macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*), sob altas concentrações de CO₂.** VIII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre. 13 p. 2012.

MOREIRA, Adriana G.; SCHWARTZMAN, Stephan. **As Mudanças Climáticas Globais e os Ecossistemas Brasileiros**. Brasília: Instituto de Pesquisa, 2000.

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

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇA DO CLIMA. **Mitigação e Mudanças Climáticas**. Geneva, 2007. 73p.

POTT V. J; POTT A. **Potencial de Uso de Plantas Aquáticas na Despoluição da Água**. (EMBRAPA) Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Campo Grande- MS. *ISSN 1517-3747 doc 133*. 2002a.

POTT, V. J.. Lemnaceae in: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G.G.; GIULIETTI, A.M.; MELHEM, T. S.; BITTRICH, V.; KAJMEYAMA (eds.) **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**, vol. 2. São Paulo: FAPESP: HUCITEC, 2002b.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Traduzido para o português por BUENO, C.; SILVA, P. P. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio de Janeiro, RJ. 470 p.1996.

ROCHA, Julio C.; ROSA, André H.; CARDOSO, Arnaldo A. **Introdução a Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154 p.

SANTA CATARINA. 2009. **LEI Nº 14.675, de 13 de abril de 2009** Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Disponível em: <www.mp.sc.gov.br/porta.../leis/le_14675_2009.doc> Acesso em: janeiro de 2013.

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

SNIS, 2009. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. 2009. – Brasília: M CIDADES. SNSA, 2011. 616 p.: texto, tabelas.

Disponível

em:

<<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRerterterTERTer=89>>
Acesso em nov 2012.

SOUSA, V.P., CERNICHARO, C.A.L.. **Sistema compacto de tratamento de esgotos domiciliares composto de tanque séptico modificado e reatores anaeróbios híbridos operando em série.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. Anais... . Campo Grande: ABES, 2005. p. 1 - 8.

TAVARES F. A. **Reúso de água e polimento de efluentes de lagoas de estabilização por meio decultivo consorciado de plantas da família Lemnaceae e tilápias.** Tese (Doutorado) Eng. Ambiental UFSC, 260p. 2008.

TAVARES, F.A.; RODRIGUES, J.B.R.; BELLI FILHO, P.; LOBO-RÉCIO, M.A.; LAPOLLI, F.R. Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. **Biotemas**21 (1) p18, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Measurement of Gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber: User's Guide. EPA Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, Nevada . NTIS No. PB-86-223161. February, 1986. 60p.

VAN DER STEEN, P., A. BRENNER AND G. ORON. "An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation." **Water Science and Technology**38(1): 335-343p.1998.

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

VON SPERLING, M.. **Lagoas de estabilização.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 196p. 2002.

VON SPERLING, Marcos; BASTOS, Francisco Suetônio (coordenadores). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009 428p.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.3. Belo Horizonte: Depto. De Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 452p. 2009.

YU, Chang Man. **Seqüestro Florestal do Carbono no Brasil: dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas**. São Paulo: Annablume, 2004.

ZIMMO, O. R.; ALSAED R. M.; GIJZEN H. J. Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment: Differences in environmental conditions and nitrogen transformation. **Water Science and Technology**. 42 (10-11) 215 – 222p. 2000.

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**. 38, 913-920. 2004.