

**Remoção de nutrientes de efluentes líquidos
através de lagoas de lemnas com chicanas.**

Branda Vieira

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

REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTES LÍQUIDOS
ATRAVÉS DE LAGOAS DE LEMNAS COM CHICANAS.

BRANDA VIEIRA

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

Orientador: Dr. Rodrigo de Almeida
Mohedano

Florianópolis
2013

Vieira, Branda

Remoção de nutrientes de efluente líquido através de lagoa de lemnas com chicanas. / Branda Vieira; Orientador, Rodrigo de Almeida Mohedano – Florianópolis, SC, 2013
58 p.

Trabalho de conclusão de curso (graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. lagoa de lemnas. 3. remoção de nutrientes. I. Mohedano, Rodrigo de Almeida. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.


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


REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTES LÍQUIDOS
ATRAVÉS DE LAGOAS DE LEMNAS COM CHICANAS.

BRANDA VIEIRA

Trabalho apresentado 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


Dr.ª Cláudia Lavina Martins

Florianópolis, julho de 2013

Agradecimentos

Agradeço

À Universidade Federal de Santa Catarina por ter me proporcionado uma graduação gratuita e de qualidade e principalmente agradeço ao povo que a mantém.

A minha mãe, Zulmira, e ao meu pai, Jaci, por me darem todas as condições de estudar ao longo desses seis anos. Sou grata pela compreensão e apoio que sempre recebi. Mãe, obrigada por me acompanhar algumas vezes até a UFSC nos finais de semana e pelo companheirismo de sempre! Pai, sou muito feliz por estares sempre presente na minha vida. Mesmo com quase um Brasil de distância, tu sempre me incentivaste muito. Amo vocês!

Ao meu orientador, Dr. Rodrigo Mohedano, pelos ensinamentos ao longo desse trabalho. Sua dedicação à pesquisa e ao ensino o torna um exemplo.

A toda equipe do LABEFLU, por tão bem me receber e por sempre me ajudar com as dúvidas que surgiam. Foi muito bom participar desse grupo. Bruna, Eric, Luigi, Alberto e Iris, agradeço pela ajuda nas análises!

À Laiz pela ajuda e pelo incentivo constante. À Júlia, minha irmã, pelas conversas de longe e pela ajuda na reta final.

Ao Márcio, por ter lido e colaborado com o trabalho e principalmente pelo convívio agradável e apoio nas horas complicadas.

A todas amigas, amigos e familiares que fazem a vida ser mais feliz.

A toda minha turma, ENS 07.2, pelo convívio e pelas amizades.

Resumo

O despejo de esgotos *in natura* ou tratados indevidamente pode comprometer o equilíbrio dos ecossistemas e a qualidade da água para abastecimento. A introdução de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em corpos hídricos pode originar processos de eutrofização, muitas vezes irreversíveis. Neste contexto, as lagoas de lemnas se apresentam como uma alternativa economicamente viável para a remoção de N e P de esgotos. Também ocorre em lagoas de lemnas a produção de uma biomassa de alto valor nutricional e energético. O presente trabalho avaliou a eficiência de remoção desses nutrientes e a produção de biomassa em uma lagoa de lemnas (*Landoltia punctata*) com chicanas. Esta lagoa com dimensões de 3,0 x 1,0 x 0,3 m (volume de 1 m³ e área de 3 m²) recebeu efluente sintético com uma vazão de 72 l.d⁻¹. Foram realizadas coletas e análises do efluente em três pontos de amostragem: efluente bruto, centro da lagoa e saída da lagoa. Os parâmetros de qualidade avaliados foram NTK, amônia, nitrato e fosfato pH, temperatura e OD. Após 39 dias de operação obteve-se uma remoção média de 33,3% de NTK, e 29,9% de fosfato, a partir de uma carga aplicada de 3,9 e 2,5 g.m⁻².d⁻¹ respectivamente. A produtividade relativa de biomassa foi de 2,52 g de lemnas.m⁻².d⁻¹, com um teor de nitrogênio de 4,52% (28% de proteína bruta). Apesar de ser significativa, a eficiência obtida para a remoção de nutrientes foi menor do que o esperado. Acredita-se que condições físico-químicas do efluente, como elevada dureza e baixo pH possam ter prejudicado o desenvolvimento as lemnas, as quais apresentaram alterações morfológicas (atrofia).

Palavras chave: lagoa de lemnas. remoção de nutrientes. valorização de efluentes.

Abstract

The disposal of raw sewage or sewage improperly treated may affect the ecosystems balance and the quality of water supply. The nutrient loads (nitrogen and phosphorus) introduced on water bodies can lead to eutrophication processes many times irreversible. Thus, duckweed ponds have been used as a viable alternative for the nitrogen and phosphorus removal from sewage. Biomass production with a high nutritional quality and energy value also occurs in duckweed ponds. This study evaluated the removal efficiency nutrient and biomass production in a duckweed pond (*Landoltia punctata*) with baffles. This pond with dimensions of 3.0 x 1.0 x 0.3 m (volume of 1 m³ and area of 3 m²) received a synthetic effluent flow rate of 72 L.d⁻¹. Samples of the effluent were collected and analyzed from three points: the raw effluent, the pond center and the point downstream of the pond. Over 39 days, the system efficiency was measured based on the following parameters of the wastewater: TKN, ammonium, nitrate, and phosphate. It obtained average removal of 33.3% for TKN and 29.9% for phosphate, from applied load of 3.9 and 2.5 g.m⁻².day⁻¹ respectively. The relative productivity of biomass was 2.52 g.m⁻².day⁻¹, with a nitrogen content of 4.52% (28% crude protein). During the experiment, the duckweed showed up stunted, with short roots too. It is believed that the effluent has excessive hardness, interfering in the health of macrophytes.

Key-words: duckweed ponds. nutrient removal. valorization of effluent.

Lista de Figuras

Figura 1 - Lagoa eutrofizada no município de Lagoa Nova (RN) em fevereiro de 2013.....	16
Figura 2: Mapa das zonas mortas do globo	18
Figura 3: perfil da superfície de uma lagoa de lemnas; exemplar de landoltia punctata; lagoa de lemnas	24
Figura 4: Manejo de lagoa de lemnas mecanizado; aparelho tipo filtro para remoção de lemnas de lagoas.....	28
Figura 5: esquema ilustrativo do experimento.....	31
Figura 6: exemplares de landoltia punctata	32
Figura 7: lemnas secas em estufa.....	36
Figura 8: valores de pH ao longo do experimento na lagoa de lemnas.....	38
Figura 9: Média e desvio padrão de NTK nos pontos bruto, meio e fim.....	39
Figura 10: Valores de NTK nos três pontos de amostragem ao longo do tempo.....	40
Figura 11: Média e desvio padrão de nitrato nos pontos bruto, meio e fim.....	41
Figura 12: Valores de nitrato nos três pontos de amostragem ao longo do tempo.....	41
Figura 13: Média e desvio padrão de fosfato nos pontos bruto, meio e fim	43
Figura 14: Valores de fosfato nos três pontos de amostragem ao longo do tempo	44
Figura 15: exemplares das lemnas utilizadas neste experimento e lemnas aparentemente mais saudáveis, provenientes de lagoas de tratamento de esgotos.....	46
Figura 16: exemplares das lemnas desse experimento em becker de vidro.....	47
Figura 17: temperatura durante os dias de experimento.....	48

Lista de tabelas

Tabela 1: caracterização do efluente sintético.....	33
Tabela 2: Parâmetros Analisados do efluente.....	35
Tabela 3: massa em 39 dias, taxa de aplicação superficial diária e remoções de NTK e nitrato	42
Tabela 4: massa, taxa de aplicação superficial e remoções de fosfato.....	44
Tabela 5: dados brutos, médias e desvio padrão dos resultados das análises do efluente	45
Tabela 6: quantificação da biomassa produzida na lagoa de lemnas, a partir da massa seca.....	49

Sumário

1.	Introdução.....	13
2.	Objetivo	15
2.1	Objetivos específicos.....	15
3.	Revisão Bibliográfica	16
3.1	Os nutrientes e a problemática da eutrofização	16
3.2	Nitrogênio e fósforo nos esgotos	19
3.3	Tratamento de esgotos.....	21
3.3.1	Lagoas de polimento.....	22
3.4	As macrófitas lemnáceas	23
3.5	As lagoas de lemnas	24
3.5.1	Remoção de nutriente em lagoas de lemnas.....	25
3.5.2	Manejo e densidade da biomassa em lagoas de lemnas.....	26
3.5.3	Valorização da biomassa gerada.....	28
4.	Metodologia.....	30
4.1	Montagem do Experimento e inoculação da lagoa.....	30
4.2	Caracterização do efluente	32
4.3	Dimensionamento de cargas aplicadas e vazão na lagoa.....	33
4.4	Operação do sistema e manejo da lagoa	34
4.5	Avaliação da remoção de nutrientes	34
4.6	Avaliação da biomassa	36
5.	Resultados e Discussões	38
5.1	Remoção de nutrientes na lagoa de lemnas	38
5.1.1	Remoção de nitrogênio na lagoa de lemnas	38
5.1.2	Remoção de fósforo na lagoa de lemnas	42
5.1.3	Avaliação qualitativa da biomassa	46
5.2	Produtividade de biomassa	49

6.	Conclusões.....	51
7.	Recomendações	52
8.	Referências.....	53

1. Introdução

Água com qualidade é uma demanda que acompanha o desenvolvimento da humanidade desde a sua origem. Uma evidência da importância dos recursos hídricos para a humanidade é a localização da formação dos centros populacionais.

Atualmente no Brasil, grande parte dos efluentes é despejada in natura ou infiltrada e destinada com tratamento insatisfatório. De acordo com pesquisa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002), dos 10 mil distritos brasileiros analisados, mais de 5700 não possuem sequer rede coletora de esgotos. Dos pouco mais de 4 mil distritos que possuem a rede, apenas 1,3 mil realizam o tratamento desses efluentes.

Os esgotos são uma fonte preocupante de contaminação. Nele estão presentes bactérias, protozoários e outros organismos patogênicos que podem causar doenças ao ser humano (SPERLING, 2005a). Cólera, hepatite e esquistossomose são algumas das doenças que podem ser contraídas por conta do mau gerenciamento dos efluentes domésticos.

Outro aspecto da poluição dos corpos hídricos é a eutrofização. Esse fenômeno ocorre a partir da introdução de nitrogênio e fósforo nas águas, desencadeando uma série de desequilíbrios nesses ecossistemas. Redução do oxigênio dissolvido, floração de cianobactérias tóxicas, mal cheiro e mortandade de peixes são alguns dos prejuízos trazidos pela eutrofização.

Os sistemas convencionais de tratamento dos esgotos sanitários demandam etapas específicas ou altamente controladas para a remoção de nutrientes, tornando-se uma tarefa onerosa. Então, é necessário desenvolver tecnologias de baixo custo para remoção de nutrientes dos esgotos sanitários.

Nesse contexto, as lagoas de estabilização com lemnas se apresentam como uma alternativa econômica e tecnicamente viável para a remoção de nutrientes do esgoto sanitário. Além do polimento do efluente, as lagoas geram biomassa que pode ser utilizada como fonte de proteínas e de biocombustível.

O Departamento de eng. Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, através de um grupo de pesquisadores do Laboratório de Efluentes (LABEFLU) vem desenvolvendo pesquisas para o aprimoramento e adequação dessa tecnologia, as lagoas de lemnas. Em concordância com estudos internacionais, os resultados

obtidos na última década apontam para uma grande potencialidade de uso dessa tecnologia no tratamento de efluentes agroindustriais e domésticos, principalmente em sistemas descentralizados e no meio rural (IQBAL, 1999; MOHEDANO, et al. 2012)

Além da reconhecida potencialidade de valorização de biomassa pela produção de um alimento proteico, para dietas de animais, essa biomassa também fornece um subproduto potencial para a produção de bioetanol. Segundo Cheng e Stomp (2009) a produtividade de etanol a partir da hidrólise do amido contido nas lenhas pode ser 50% superior a do milho.

Desse modo, dando seguimento aos estudos desenvolvidos no ENS/UFSC, o presente trabalho visou avaliar a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes utilizando-se uma lagoa de lenhas chicaneada. Foram também investigados a produtividade de biomassa e seu teor de proteína para fins de valorização.

2. Objetivo

Avaliar a eficiência de lagoas de lemnas com chicanas, operadas em fluxo contínuo no polimento e valorização de efluentes sintéticos.

2.1 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar a remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes sanitários através de lagoas de lemnas com chicanas.
- ✓ Avaliar a produtividade da biomassa de lemnas gerada durante o tratamento, para subsidiar o manejo.
- ✓ Avaliar o teor de nitrogênio e proteína bruta na biomassa de lemnas produzidas durante o tratamento do efluente.

3. Revisão Bibliográfica

Este item discutirá aspectos gerais sobre os esgotos sanitários, formas mais usuais de tratamento e as recentes pesquisas sobre lagoas de lemnas.

3.1 Os nutrientes e a problemática da eutrofização

Esgotos tratados de forma inadequada ou lançados *in natura* nos ambientes aquáticos podem gerar alterações nas concentrações de nitrogênio e fósforo nos ambientes naturais, esse processo é normalmente chamado de eutrofização. De maneira mais específica, Esteves (1998, p. 504), define o fenômeno:

Eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades. Como decorrência desse processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico [característica de ambiente pobre em nutriente] e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipertrófico.



Figura 1 - Lagoa eutrofizada no município de Lagoa Nova (RN) em fevereiro de 2013.

Fonte: Portal G1 de notícias (2013).

Para Esteves (1998), a eutrofização pode ser de origem natural ou artificial. Quando ocorre naturalmente, a eutrofização consiste no carreamento de nutrientes do solo com a ação das chuvas ou águas superficiais. Já as causas antrópicas consistem no lançamento de efluentes ricos em nutrientes em corpos hídricos, ou no uso de fertilizantes, os quais são levados para os corpos hídricos com a ocorrência das chuvas.

De acordo com Odum e Barrett (2007), a utilização de combustíveis fósseis, cultivo de leguminosas e utilização de fertilizantes depositam anualmente $1,4 \times 10^8$ toneladas de nitrogênio no solo do planeta (valor próximo ao depositado naturalmente). Talvez o esgoto humano e o excremento de animais sejam responsáveis pela metade desse incremento.

Os autores ainda afirmam que

o enriquecimento por nitrogênio vem reduzindo a biodiversidade e aumentando o número de pragas e doenças no mundo, além de afetar de maneira adversa a saúde humana. [...] A maioria dos ecossistemas naturais e a maioria das espécies nativas estão adaptadas aos ambientes com baixos teores de nutrientes.

Como consequências do processo de eutrofização, tem-se que o enriquecimento dos ambientes aquáticos com os nutrientes desencadeia um aumento na densidade de organismos fitoplanctônicos e na produção primária do sistema.

O crescimento de algas filamentosas, segundo Esteves (1998), causa uma barreira física para a penetração de luz solar. Assim, macrófitas submersas e com folhas flutuantes ou emersas tem seu crescimento comprometido. Também são observadas mudanças importantes na quantidade de peixes em lagos eutrofizados. Muitas espécies têm o número de indivíduos reduzidos ou é eliminada como um todo. Novas espécies adaptadas às condições eutrofizadas passam a dominar quantitativamente o sistema.

De acordo com os coordenadores Francisco Mota e Marcos Von Sperling (2009), com uma aumentada produtividade do corpo hídrico, tem-se um crescimento da concentração de bactérias heterotróficas, as quais se alimentam das algas ou outros microrganismos mortos, consumindo o oxigênio dissolvido do meio.

Pode ocorrer também a redução da profundidade do corpo d'água, uma vez que materiais não decompostos tendem a sedimentar-se. Nesse ambiente, têm-se condições propícias à multiplicação de

bactérias patogênicas, e à concentração de gases fétidos como gás sulfídrico e metano.

Como um estágio avançado de eutrofização, têm-se as chamadas zonas mortas, que ocorrem em lagos ou nos oceanos. Desde a década de 1960 tem sido constante o surgimento dessas áreas, que já somam 400 sistemas afetados, 245 mil quilômetros quadrados. (DIAZ; ROSENBERG, 2008).

Para a administração oceânica nacional dos Estados Unidos (2013), é característica de uma zona morta a existência mínima ou inexistência de oxigênio dissolvido, de tal forma que a vida no ambiente torna-se inviável. Dias e Rosenberg (2008) apresentam a distribuição global de mais de 400 zonas mortas.

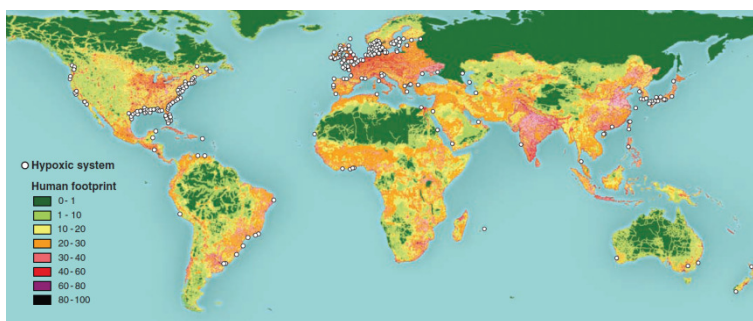


Figura 2: Mapa das zonas mortas do globo
Fonte: Diaz e Rosenberg (2008)

Como ilustra a figura 2, o Brasil também possui zonas mortas. De acordo com o professor do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo Alexandre Turra, em entrevista ao Jornal Estadão (2009), o Brasil pode ter zonas mortas irreversíveis.

Ambientes eutrofizados podem ser propícios também à proliferação de cianobactérias (cianofíceas ou algas azuis). Essas algas liberam toxinas que podem afetar a saúde humana tanto no consumo direto da água, como no contato em atividades de recreação. Reservatórios com essas características tornam mais oneroso o tratamento da água para abastecimento (AGUJARO; ISAAC, 2003).

Sandra Azevedo (2000) afirma que as toxinas liberadas pelas cianobactérias são capazes de causar a morte de animais domésticos e selvagens e problemas à saúde humana. Distúrbios hepáticos, neurológicos gastrointestinais e reações alérgicas são as principais manifestações da intoxicação. No Brasil, a pesquisadora confirma a

existência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos hídricos nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Paraná, Bahia, Pernambuco e Distrito Federal.

Segundo Esteves (1998), a eutrofização artificial pode tornar um corpo d'água inaproveitável para o abastecimento, para geração de energia (por conta de entupimentos e corrosões), e para fins de recreação. O estágio final do processo de eutrofização é praticamente irreversível. Para evitar esse cenário, o autor sugere duas medidas. A primeira delas é o desvio dos efluentes para canais de maior fluxo, que tenham capacidade de depuração do material. A segunda solução, mais importante, é o tratamento dos efluentes nos seus três níveis.

Por fim, Esteves (1998) afirma que o tratamento dos efluentes é uma tarefa político-social das mais importantes, uma vez que em muitas regiões do Brasil, a recreações em rios, represas e lagos constituem-se na única opção e lazer local.

3.2 Nitrogênio e fósforo nos esgotos

A Associação Brasileira de Normas Técnicas, na norma NBR 9648, define esgotos sanitários como “Despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária” (ABNT, 1986).

De acordo com Von Sperling (2005), o esgoto doméstico é constituído de aproximadamente 99,9% de água, sendo que a fração resultante compreende sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Já são conhecidas inúmeras doenças relacionadas à má qualidade das águas, como por exemplo, a cólera, diarreias, leptospirose, amebíase, giardíase (GIATTI, 2009). Assim, é indiscutível a necessidade de tratamento dos esgotos para a manutenção da saúde do ambiente, a qual engloba também a população humana.

De forma mais específica, pode-se avaliar os nutrientes presentes nos esgotos, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P). Esses nutrientes transformam-se naturalmente na biosfera inúmeras vezes, alternando entre as fases orgânicas e inorgânicas. Seus ciclos são modificados pela ação antrópica, merecendo assim especial atenção a fim de compreender e reduzir os impactos gerados.

Von Sperling (2005, p.97) descreve sucintamente a presença do nitrogênio nos esgotos domésticos:

Nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes são o nitrogênio orgânico e a amônia. O nitrogênio orgânico corresponde a grupamentos amina. A amônia tem sua principal origem na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto.

As concentrações típicas de nitrogênio em esgotos domésticos são 20 mg N.L⁻¹ para nitrogênio orgânico e 25 mg NH₃-N.L⁻¹ (SPERLING, 2005a).

Já o fósforo presente em esgotos domésticos pode ser classificado quanto à origem ou quanto à solubilidade. O nutriente pode se apresentar na forma orgânica, tendo origem fisiológica, ou na forma inorgânica, proveniente, sobretudo, de detergentes ou outros produtos químicos domésticos. O fósforo solúvel é predominantemente inorgânico, enquanto que o particulado representa apenas nitrogênio orgânico. (SPERLING, 2005b)

Para Esteves (1998), também é muito significativo o consumo e descarte de produtos de limpeza fosfatados. A produção de excrementos humanos teve um aumento evidente diante do crescimento populacional, porém o consumo dos produtos de limpeza supera esse crescimento desde a década de 1940.

O uso de fosfatados em sabões é tão significativo que o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) criou a resolução 359 no ano de 2005, a qual dispõe sobre o teor de material fosfatado adicionado aos produtos fabricados no país ou importados, visando a redução e eventual eliminação do aporte de fósforo dessa fonte nos corpos de água.

A presença desses nutrientes nos corpos hídricos é tão prejudicial que o tema é constante em pesquisas. Um recente estudo foi realizado na bacia hidrográfica de Medjerda, no nordeste da Argélia. A bacia provê água para consumo em diversas cidades da região. Guasmi e seus colaboradores (2009) detectaram processos de eutrofização em diversos pontos do rio principal. As concentrações de nutrientes estavam intimamente relacionadas com as vazões pontuais e também com as atividades agrícolas e despejo de esgotos.

Em outra situação, no Brasil, Molisani e colaboradores (2013) pesquisaram a presença de nitrogênio e fósforo bem como outros poluentes na bacia do Rio Macaé (Estado do Rio de Janeiro). O município de Macaé passa por intenso crescimento econômico por conta do desenvolvimento da indústria do petróleo e do gás natural. Esse crescimento econômico e populacional trouxe consigo também aumento na introdução de poluentes na bacia hidrográfica. Os pesquisadores

observaram que a contribuição antrópica supera a eutrofização natural no local.

A fim de evitar a contaminação dos ecossistemas com o despejo de esgotos, deve-se realizar o tratamento adequado dos efluentes.

3.3 Tratamento de esgotos

Os sistemas coletivos convencionais de tratamento de esgotos sanitários geralmente encaminham os esgotos até as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). O processo pode ser classificado em níveis de tratamento. De acordo com Von Sperling (2005a), o pré-tratamento consiste na retirada de materiais grosseiros por meio de grades. O tratamento primário remove sólidos sedimentáveis por meio de decantadores. Já o tratamento secundário visa a remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes por meio de ação biológica. Por fim, há o tratamento terciário, nem sempre empregado, o qual remove poluentes específicos ou complementa o tratamento secundário.

Os tratamentos biológicos podem ser classificados pela presença de oxigênio nas reações químicas. Marcos Von Sperling (2005a) afirma que tratamentos anaeróbios são vantajosos ao apresentarem baixo custo, simplicidade operacional e menor produção de lodo. Porém, essa modalidade exige etapa posterior de polimento do efluente, uma vez que o esgoto tratado ainda não possui taxas adequadamente baixas de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Reatores UASB (upflow anaerobic sludge blanket) são uma tecnologia de tratamento anaeróbio bastante difundida, a qual demanda uma etapa posterior de polimento do efluente para remoção de nutrientes e alguma matéria orgânica. É comum o uso de lodos ativados ou lagoas de estabilização para esse fim. Lagoas anaeróbias são outra forma de tratamento que demanda polimento, o qual pode ser realizado também com outra lagoa de estabilização.

Mais recentemente, em um novo paradigma acerca do tratamento de efluentes, o saneamento passou a incorporar conceitos como o de reuso e reciclagem. Dessa forma, as águas residuárias podem ser interpretadas como fontes de matéria orgânica, nutrientes, insumo para produção de biogás.

Essas possibilidades vão de encontro às formas convencionais de tratamento, se apresentando como um vasto campo a ser pesquisado. Para a seleção da tecnologia a ser empregada, é necessário considerar a adaptação da tecnologia ao clima, aos usuários e às normas ambientais.

3.3.1 Lagoas de polimento

Para Von Sperling (2005c, p. 11), “os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos”. São tecnologias bastante indicadas para países de clima quente e em desenvolvimento pela disponibilidade de área, simples operação e necessidade de pouco ou nenhum equipamento. Apresentam-se como uma alternativa viável para a remoção adicional de matéria orgânica, remoção de nutrientes e remoção de patógenos.

Jordão e Pessôa (2005) afirmam que Lagoas de Estabilização podem ser classificadas como anaeróbias, facultativas, de maturação, aeradas, estritamente aeróbias e com macrófitas. O último tipo é utilizado como polimento final, tendo como um dos objetivos a remoção de nutrientes. Para os autores, as plantas devem ter corte e secagem regular, bem como correta destinação.

Marcos Von Sperling (2005b) define as lagoas de polimento: lagoas não mecanizadas que recebem o efluente de reatores anaeróbios. As profundidades devem ser menores que 1,0 metro.

No que se trata do escoamento nas lagoas, conceitualmente, há dois tipos de escoamento: de mistura completa ou fluxo de pistão (tubular). Modelagens hidrodinâmicas partem desses dois sistemas ideais para descrever a o comportamento dos fluidos nas lagoas (CESTARI, 2011).

Sistemas próximos ao regime tubular são alcançados quando há uma alta relação entre comprimento e largura das lagoas. Reatores em fluxo de pistão (ideais) equivaleriam a infinitos reatores de mistura completa (SPERLING, 2005b).

Para aumentar a relação entre comprimento e largura de lagoas, é comum o uso de chicanas. Elas dividem o reator formando corredores por onde o líquido escoar. Esse artifício aumenta o percurso do efluente dentro da lagoa.

Mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas tradicionais de estabilização

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são

- Volatilização da amônia
- Assimilação da amônia e dos nitratos pelas algas
- Nitrificação e desnitrificação
- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado

A volatilização da amônia, para Von Sperling (2005b), é o principal dos mecanismos. No meio líquido, a amônia se apresenta na seguinte reação de equilíbrio:



NH_3 é a amônia livre, a qual é passível de volatilização. Com valores altos de pH, o equilíbrio da equação se desloca para a esquerda, favorecendo o desprendimento da amônia para a atmosfera. Esse mecanismo é mais eficiente em lagoas de profundidades reduzidas (de até 1,0 metro). O desprendimento de bolhas de oxigênio do efluente pode acelerar esse processo.

Os processos de nitrificação e desnitrificação também são importantes. De forma simplificada, a nitrificação é o processo de oxidação da amônia (NH_4^{++}) a nitrato (NO_3^-), tendo o nitrito (NO_2^-) como produto intermediário. Atuam nesse processo principalmente as bactérias *nitrossomonas* e *nitrobacter*. Já a desnitrificação consiste na redução do nitrato ao nitrogênio gasoso (N_2) (VIVAN, 2012).

Mecanismos de remoção de fósforo em lagoas tradicionais de estabilização

Marcos Von Sperling (2005c) afirma que a remoção de fósforo em lagoas de estabilização se dá por dois mecanismos: precipitação de fosfatos em condições de elevado pH e retirada do fósforo orgânico juntamente com a saída das algas do sistema.

As lagoas de estabilização convencionais possuem o inconveniente de proporcionarem a proliferação de algas no efluente. Dessa forma, torna-se necessária a remoção dessa biomassa em etapas posteriores, para evitar a introdução de cor, sabor e odor no corpo receptor (ARAÚJO, G. M. et al., 2005). Filtros são empregados em larga escala para esse fim, porém essa etapa torna-se mais uma unidade das estações de tratamento. Diante desse contexto, as lagoas de lemnas apresentam-se como uma alternativa para o polimento de efluentes anaeróbios.

3.4 As macrófitas lemnáceas

As lemnas, também conhecidas como lentilha d'água ou *duckweed* (erva de pato em inglês), são as menores macrófitas que se conhece. Por essa característica, são constantemente confundidas com algas (SKILINCORN et al., 1993). Para os autores, a estrutura funcional

das lemnas foi simplificada ao longo da seleção natural, apresentando apenas o necessário para sobreviver em ambientes aquáticos.

Skilincorn e colaboradores (1993) afirmam que as 40 espécies de lemnas abrangem todo o globo, exceto áreas desertas ou de águas permanentemente congeladas. A superfície de águas frescas ou levemente salobras é o habitat natural das lemnas.

Devido a características como a capacidade de absorção de nitrogênio e fósforo, a tolerância a ambiente com altas taxas de nutrientes e a rápida proliferação, as lemnas tem sido estudadas na remoção de nutrientes (BERGMANN, B. A. et al., 2000). Essas macrófitas são bastante rústicas e apresentam bom desenvolvimento em ambientes eutrofizados, sendo tolerantes a variações bruscas no pH.

3.5 As lagoas de lemnas

As lagoas de lemnas são lagoas de polimento com macrófitas lemnáceas que possuem papel importantíssimo na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) por diversos mecanismos.

As lemnas formam um importante substrato para a fixação de biofilme aeróbio, fundamental para a nitrificação e oxidação da matéria orgânica. A elevada taxa de crescimento (a maior entre as angiospermas) é outra característica importante, pois, aliada a sua grande exigência por nitrogênio, confere exemplar remoção desse nutriente. Por conta da barreira física que formam na superfície da lagoa, as lemnas reduzem a ação do vento, possibilitando o processo de decantação, impedem a reprodução de insetos e bloqueiam a passagem de luz, evitando assim o crescimento de algas.

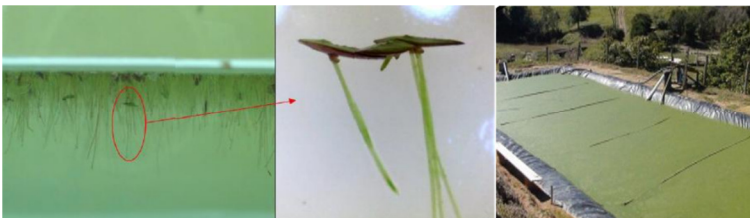


Figura 3: perfil da superfície de uma lagoa de lemnas; exemplar de *Landoltia punctata*; lagoa de lemnas.

Fonte: Mohedano (2012)

Para a implantação do sistema de lagoas de lemnáceas é necessário avaliar, como alerta Mohedano (2010), fatores tais como as condições do local (temperatura e sazonalidade), as características do

efluente (pH, disponibilidade de nutrientes, salinidade e toxicidade), condições climáticas e a área disponível e variáveis de engenharia (tempo de retenção hidráulica - TRH, profundidade, carga aplicada, pré-tratamento e configuração do sistema). De acordo com pesquisas de Bergmann e colaboradores (2000), a *Spirodela Punctata* é a melhor espécie para o polimento de efluentes, seguida da *Lemna gibba* e *Lemna minor*, porém deve-se avaliar ainda a adaptação da espécie ao ambiente e à composição do efluente.

Para o dimensionamento das lagoas de lemnas, os parâmetros utilizados devem seguir os padrões das lagoas de estabilização, que segundo Von Sperling (2005b) são a profundidade, o TRH e as cargas aplicadas. Entretanto, a concentração de amônia também deve ser considerada, por ser fator limitante para o crescimento das lemnas, variando em cada espécie. Cheng e colaboradores (2002) e Mohedano (2010) utilizaram respectivamente concentrações máximas de 240 mg.L^{-1} e 100 mg.L^{-1} . Recomenda-se concentrações inferiores a 100 mg.L^{-1} .

De acordo com Iqbal (1999), lagoas do tipo fluxo de pistão são mais indicadas para o tratamento, pois promovem distribuição uniforme dos nutrientes e evitam a formação de curtos circuitos. Além disso, aumentam a área de contato das lemnas com o efluente. Tem-se uma boa relação entre comprimento e largura a partir da proporção 10:1.

Profundidades de até um metro são recomendadas (MOHEDANO, 2004 e TAVARES 2007 apud MOHEDANO 2010, p.78), possibilitando o contato do efluente com o biofilme presente nas raízes. Outro fator importante para a boa operação do sistema é a determinação do fluxo e velocidade de aplicação horizontal, para que não haja distúrbios no sistema.

Segundo Alaerts (1996) e El-shafai e colaboradores (2006) o tempo de retenção hidráulica em lagoas de lemnas deve se encontrar entre 15 e 25 dias. No seu trabalho, Caicedo (2005) utilizou tempo de detenção hidráulica de 12 e 21 dias, respectivos a lagoas com alturas de 0,4 e 0,7 metros.

3.5.1 Remoção de nutriente em lagoas de lemnas

A remoção de nutrientes é influenciada pelas condições operacionais das lagoas, sendo importantes o tempo de retenção hidráulica, a carga aplicada, a densidade de biomassa e a temperatura. Quando as lagoas são operadas e manejadas corretamente, é possível alcançar valores satisfatórios de polimento.

A remoção de nitrogênio e fósforo ocorre principalmente pela incorporação direta na biomassa das lemnas, chegando a aproximadamente 50 % de eficiência por esse mecanismo (KÖRNER et al., 1998). Nas raízes das macrófitas também estão presentes bactérias que realizam desnitrificação e absorção do fósforo, que ainda é absorvido por bactérias presentes na coluna d'água e por fim, pode sedimentar-se na lagoa. Diversos autores afirmam que em lagoas de lemnas, a forma preferencial de remoção de nitrogênio é a amônia. (INGEMARSSON et al. 1984; LANDOLT and KANDELER 1987; PORATH e POLLOCK 1982 apud CHAIPRAPAT 2002, p. 23)

Os valores de remoção apresentados pelos pesquisadores são altamente satisfatórios. No trabalho de Xu e Shen (2011) foi obtida uma redução de 83,7% de nitrogênio total, já Körner e colaboradores (1998) verificaram uma remoção máxima de 97% de nitrogênio. El-Shafai e colaboradores (2006) obtiveram uma remoção de 98% desse nutriente. Benjawan e Koottatep (2007) conferiram uma remoção de 92% e 76%, sendo a maior delas a partir da aplicação de maior carga. BalKrishna e Polprasert (2008) obtiveram remoção de 58% para NT e 68% para NH-N. Mohedano e colaboradores (2012) alcançaram uma remoção de nitrogênio de 98,8%, numa relação de 4,4 g NTK.m².dia⁻¹.

A maior parte de remoção de fósforo nas lagoas de lemnáceas ocorre por absorção direta da biomassa. Xu e Shen (2011) obtiveram remoção de fósforo máxima de 89,4%, e Mohedano et al. (2012) obtiveram uma das maiores eficiências de remoção de fósforo relatadas, de 94,5%. Já Körner e demais pesquisadores (1998) apontam remoções de 73 a 99% de fósforo, em diferentes condições operacionais.

3.5.2 Manejo e densidade da biomassa em lagoas de lemnas

As lemnáceas são vegetais que apresentam crescimento rápido, vigoroso, normalmente com taxas exponenciais, podendo dobrar sua biomassa em 48h quando encontram condições ideais de luz, temperatura e nutrientes (CULLEY e MYERS 1978; MBAGWU e ADENJI 1988 apud FRANÇA et al., 2009)

Diante da elevada produção de biomassa, o correto manejo das lagoas é de fundamental importância para o bom funcionamento do sistema (IQBAL, 1999). A remoção de parte da biomassa deve ser realizada periodicamente para que não ocorra a formação de aglomerados. O acúmulo excessivo de lemnas causaria uma diminuição no desempenho de remoção de nutrientes pela morte das plantas que são

decompostas e liberam matéria orgânica e os nutrientes anteriormente removidos (KÖRNER et al., 1998), bem como a diminuição na taxa de crescimento (DRIVER et al. 2005; MOHEDANO 2010) pela competição por luz, nutrientes e CO₂.

Em outro extremo, a baixa densidade de lemnas nas lagoas provoca o decaimento na eficácia do sistema, formando clareiras na superfície, o que permitiria a entrada de luz na lagoa. Essa situação seria favorável ao desenvolvimento de algas que competem com as lemnas por nutrientes e aumentam o pH do sistema, tornando o nitrogênio amoniacal tóxico (CAICEDO 2005; ZIMMO et al. 2003; MOHEDANO 2010). A frequência de remoção da biomassa dependerá de diversos fatores que influenciam na taxa de crescimento, como a sazonalidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e pH, sendo necessário manutenção periódica. A densidade ótima de biomassa de lemnas em lagoas de tratamento está entre 200 e 600 g.m⁻² de matéria úmida. Driver e colaboradores (2005) chegaram a uma densidade máxima de 180 g.m⁻² (peso seco), sendo que quando essa foi ultrapassada, a taxa de crescimento tornou-se negativa. Frédéric e colaboradores (2006) obtiveram produção de 88 g.m⁻² (peso seco) em 7 dias.

Para lagoas de grandes dimensões existem equipamentos comerciais de retirada de biomassa, como espécies de colheitadeiras flutuantes e também aparelhos que se assemelham a filtros de piscina, como pode ser visto na figura 4. Essas alternativas dispensam o emprego de intensa mão de obra no manejo e evitam contato direto de operadores com o efluente, porém exigem investimento inicial na aquisição das máquinas.

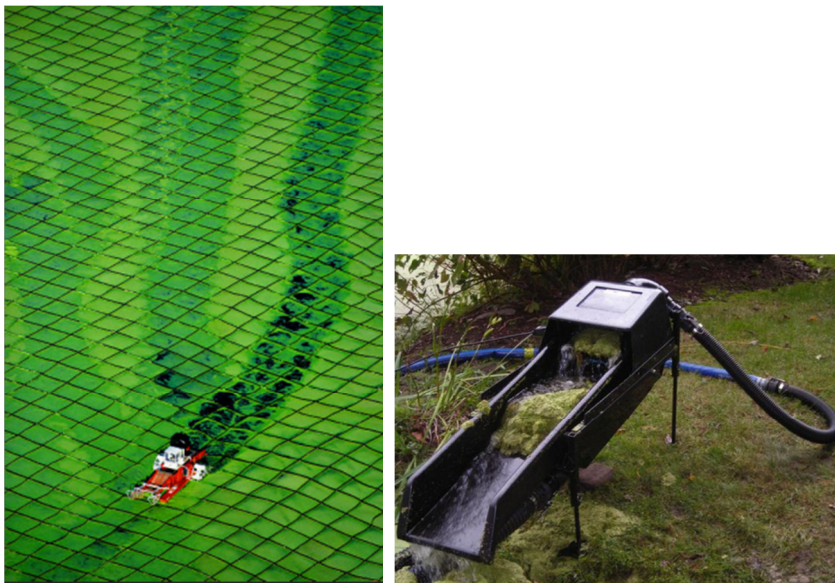


Figura 4: a) Manejo de lagoa de lemnas mecanizado; b) aparelho tipo filtro para remoção de lemnas de lagoas. Fontes: ProSkim. Disponível em <www.thepondconnection.com/biologicalapproches/proskim.html>. Alex McLan disponível em <www.alexmaclean.com/#/exhibitions/air-lines/Airlines_LS4764-36>. Acesso em jun. 2013.

Em lagoas menores, ou experimentais, peneiras com cabos longos são suficientes para execução da operação. Independentemente da tecnologia adotada, é essencial que a remoção seja feita de maneira difusa e constante, por toda superfície da lagoa, mantendo a uniformidade na densidade e evitando a formação das clareiras ou aglomerados.

3.5.3 Valorização da biomassa gerada

Diante a elevada produção de biomassa, torna-se necessário conhecer destinos propícios para o material. De forma oportuna, a biomassa é passível de reutilização e valorização econômica. Por apresentar grande teor de proteínas, torna-se matéria prima para o preparo de ração animal. Fasakin (1998), após avaliar a biomassa de *Spirodela polirrhiza*, encontrou um teor de proteína de 64,4 %.

De acordo com Palafox e colaboradores (2005), a substituição parcial dos concentrados proteicos pelas macrófitas é uma forma viável de alimentação uma vez que testes bromatológicos das lemnas revelam a

presença de até 45% de proteínas em peso seco. Além disso, essa é uma fonte de nutrientes de baixo custo, principalmente quando comparada com as rações tradicionais. Essa propriedade das lemnas se dá pela característica de intensa remoção de nitrogênio do efluente.

Graeff e colaboradores (2007) detectaram 45 % de proteína na matéria orgânica de exemplares de *lemna minor*. A partir de experimentos com carpas comuns (*Cyprinus carpio* L.), os pesquisadores recomendam uma substituição de 6 % da farinha de soja, tradicionalmente fornecida aos animais, por farinha da espécie de lemnas na fase de recria ou mesmo como suplemento de rações tradicionais.

Mohedano e demais pesquisadores (2012) apontam que em experimento realizado com tilápias, os peixes com dieta a base de lemnas não apresentaram diferença no crescimento em relação ao grupo controle. As lemnas apresentaram teor de 35 % de proteína bruta.

Diante da constante busca e investimentos em fontes renováveis de energia, essas macrófitas podem desempenhar um papel importante, já que outra característica dessas macrófitas é a concentração de amido nas folhas. Cheng e Stomp (2009) apontam uma proporção de 45,8 % (massa seca) de amido em *Spirodela polyrrhiza* cultivada em efluente anaeróbico de suínos. Para eles, os resultados indicam que a biomassa de lemnas pode produzir quantidades significativas de amido, o qual seria prontamente convertido em etanol.

Uma terceira alternativa para o aproveitamento das lemnas utilizadas no processo de polimento de efluentes seria a produção de biogás em digestores anaeróbios. Kesaano (2011) analisou três possibilidades de uso da biomassa removida no polimento de efluentes (alimentação animal, produção de etanol e produção de biogás). Para pequenas cidades, o autor recomenda a digestão da biomassa, uma vez que ela produz energia e ao mesmo tempo a biomassa digerida pode ser utilizada como uma fonte de alimentação, mesmo que de baixa qualidade.

4. Metodologia

Este trabalho foi desenvolvido por meio de um experimento, em escala piloto, instalado no laboratório de práticas experimentais do departamento de engenharia sanitária e ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, em Florianópolis. O trabalho está inserido no projeto de pesquisa Sequestro de Carbono e Polimento de Efluentes em Lagoas de Lemnáceas, através da Ativação Fotossintética por CO₂ suplementar (PNPD/CAPES) desenvolvido no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos da UFSC.

Foram verificadas a eficiência de remoção de nutrientes de esgoto sintético em lagoa de lemnas chicaneada e a produtividade de biomassa nessa lagoa. As análises ocorreram entre os dias 3 de maio e 11 de junho de 2013, totalizando 12 campanhas em 39 dias de experimento.

4.1 Montagem do Experimento e inoculação da lagoa

Integraram o experimento uma lagoa chicaneada (LC) e um reservatório (R), ambos em fibra de vidro. A lagoa possui formato retangular, com as dimensões em planta de 1 metro de largura e 3 metros de comprimento.

Onze chicanas de 75 centímetros dividem a lagoa transversalmente, formando 12 espaços os quais são denominados nesse trabalho de “trechos”. Dessa forma, o efluente percorre 12 metros dentro da lagoa. A altura útil da lagoa é de 33 centímetros, resultando em um volume útil de 0,99 m³. A fim de evitar a entrada de insetos ou outros animais, a lagoa foi coberta com tela.

O reservatório, dotado de tampa, possui capacidade de 1.000 litros, valor muito próximo ao volume de operação da lagoa. Apoiado em base de alvenaria de 1,0 m de altura, o reservatório disponibiliza carga hidráulica suficiente para conduzir o efluente sintético por gravidade à lagoa de lemnas.

O encaminhamento do efluente ocorreu por meio de uma mangueira flexível de 5 mm de diâmetro. Para fornecer a vazão desejada, cujo dimensionamento será detalhado a seguir, foi acoplado um registro na extremidade a jusante da mangueira. Com o dispositivo ajustado para permitir apenas o gotejamento necessário do efluente, obteve-se uma vazão contínua satisfatória.

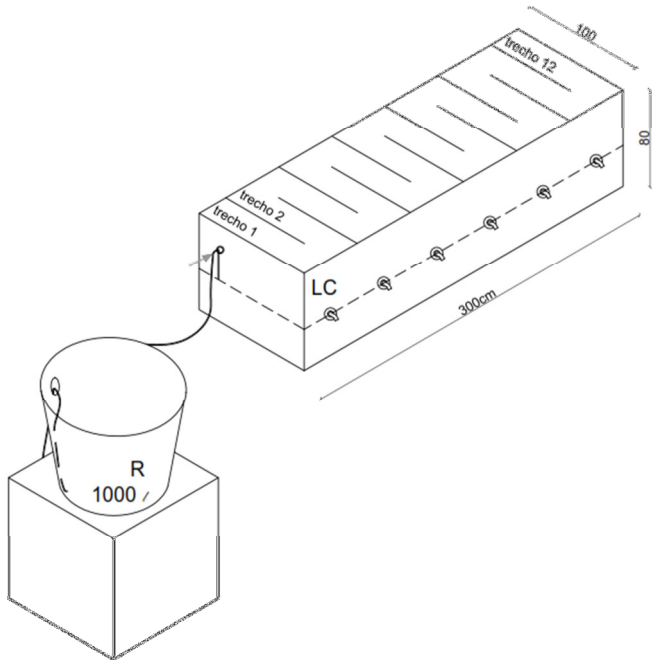


Figura 5: esquema ilustrativo do experimento

A espécie de lemna selecionada para esse experimento foi a *Landoltia punctata*. A escolha se deu pelo fato de ser uma espécie nativa, bem como pela experiência em ensaios prévios. A espécie é abundantemente encontrada no estado de Santa Catarina, como afirma Mohedano (2010).

Também foi importante para a seleção o estudo de Bergmann e colaboradores (2000) que classifica *Landoltia punctata* como primeira na produção de proteína entre 12 espécies. Essa característica indica um alto consumo de nitrogênio, oportuno para a remoção do nutriente. A classificação taxonômica da espécie é a seguinte:

Reino: Plantae
Divisão: Angiospermae
Classe: Monocotyledoneae
Ordem: Arales
Família: Araceae (Lemnaceae)

Sub-família: Lemnoideae
Gênero: *Landoltia*
Espécie: *Landoltia punctata*

A figura 6 traz a imagem de exemplares da espécie.



Figura 6: exemplares de *landoltia punctata*. Fonte: Mohedano (2010)

A lagoa foi inoculada com as lemnas trinta dias antes do início do experimento, para que houvesse uma adaptação lenta ao local e ao efluente. Na última quinzena desse período também ocorreu a introdução do efluente descrito a seguir a fim de promover a uniformidade do efluente na lagoa.

4.2 Caracterização do efluente

O efluente utilizado no experimento foi do tipo sintético. A sua composição se deu a partir de adaptação do efluente desenvolvido por Terada e colaboradores (2006) em pesquisa sobre remoção de nutrientes. Também foi considerada a experiência de ensaios anteriormente realizados pela equipe do LABEFLU. Como pré-requisito para a seleção dos componentes, foram considerados o valor e a sua disponibilidade. A tabela 1 traz a caracterização do efluente utilizado.

tabela 1: caracterização do efluente sintético

caracterização do efluente			
componente	fórmula	concentração (mg.L ⁻¹)	massa para 1 m ³ (g)
fosfato monopotássico	P ₂ O ₅ K ₂ O	34,0	34,0
nitrito de magnésio	Mg (NO ₃) ₂	92,8	92,8
nitrito de cálcio	Ca(NO ₃) ₂	21,0	21,0
ureia	(NH ₂) ₂ CO	12,0	12,0
cloreto de amônio	NH ₄ Cl	148,6	148,6
micronutrientes	-	6,0	6,0

O Fosfato monopotássico, o nitrito de magnésio, o nitrito de cálcio e os micronutrientes são insumos para cultivo em hidroponia. Os micronutrientes foram adicionados para manter a saúde das lemnas. Consistem em uma mistura de ferro, cobre, zinco, manganês, boro, molibdênio e níquel. O cloreto de amônio tem sua massa composta por 66% de Cl⁻ sendo somente 33% de NH₃ este fato foi considerado na determinação da concentração de amônia desejada.

O efluente foi preparado dentro do próprio reservatório, a partir de água de abastecimento e dos componentes citados. As renovações do efluente se deram imediatamente após o seu esgotamento.

4.3 Dimensionamento de cargas aplicadas e vazão na lagoa

O dimensionamento do sistema se deu a partir da carga superficial de amônia aplicada, já que esse parâmetro é limitante para a sobrevivência dessas macrófitas. A vazão foi calculada de acordo com a equação 2

$$\lambda_s = \frac{10 \times C_0 \times Q}{A} \quad (2)$$

Sendo

λ_s = taxa superficial adotada, 6 kg NH₃.ha⁻¹.dia⁻¹

C_0 = concentração afluente, 25 mg NH₃.L⁻¹

Q = vazão, m³.dia⁻¹

A = área superficial da lagoa, 3 m²

Assim, a vazão compatível com a lagoa foi calculada em 72 litros diários. Dessa forma, é possível calcular o tempo de detenção hidráulica, de acordo com a equação 3.

$$TDH = \frac{\text{Volume útil}}{\text{Vazão}} \quad (3)$$

Sendo

TDH = tempo de detenção hidráulica, dias

$Q = 72 \text{ L.dia}^{-1}$

Volume útil = 0,99 m³

A equação (3) nos fornece um tempo de detenção hidráulica de 13 dias e 21 horas, o que será aproximado aqui para 14 dias.

4.4 Operação do sistema e manejo da lagoa

A operação e o manejo da lagoa consistem na remoção da biomassa excedente e nos ajustes de vazão. A retirada da biomassa foi realizada duas vezes por semana, removendo em cada momento as lemnas de três trechos da lagoa. Para isso, a superfície de cada trecho era isolada com um pedaço de madeira flutuante no limite com os trechos adjacentes. Assim, foi possível remover exatamente a biomassa desejada. Os trechos eram selecionados a fim de manter a maior homogeneidade possível.

A alimentação da LC se deu por gotejamento a partir de um registro semiaberto. De posse do valor de 72 litros diários de efluente a ser inserido na LC, o gotejamento foi ajustado em tentativas sequenciais a fim de preencher uma proveta graduada de 500 ml em 10 minutos, tempo correspondente da vazão calculada para o volume do recipiente. Com a alimentação da lagoa, o nível do reservatório naturalmente decrescia, reduzindo a carga hidráulica disponível. Assim, ajustes do gotejamento foram realizados durante as atividades de manejo da lagoa.

O Efluente foi preparado dentro do próprio reservatório, com água de abastecimento e os componentes citados. Ao longo do experimento, foram preparadas cinco porções de 1.000 litros de efluente.

4.5 Avaliação da remoção de nutrientes

Conjuntamente com o manejo da lagoa, foram coletadas amostras do efluente para a verificação das concentrações de nitrogênio e fósforo. A coleta se deu em três pontos. O primeiro deles foi o efluente contido no reservatório, denominado de **Bruto**. O segundo ponto de coleta se localiza no centro da lagoa, no sentido longitudinal (trecho 6), denominado **Meio**. O terceiro ponto de coleta foi localizado no último trecho da lagoa (trecho 12), denominado aqui de **Fim**.

O efluente para amostragem foi coletado duas vezes por semana. Os parâmetros analisados do efluente estão descritos na tabela 2.

Tabela 2: parâmetros analisados do efluente

parâmetros analisados		
Parâmetro	Frequência	Método
OD	quinzenal	Sonda marca Alfakit modelo AT - 150
pH	duas vezes por semana	pHmetro eletrônico modelo HI 98107, Hanna Instruments®
Temperatura	duas vezes por semana	Termômetro de coluna de mercúrio
Amônia	duas vezes por semana	Adaptado de Standard Methods 4500 F
Nitrato	duas vezes por semana	Adaptado de Standard Methods 4500 B
NTK	semanal	Destilação Kjeldahl
Fosfato	duas vezes por semana	Adaptado de Standard Methods 4500 E

A amônia e o nitrogênio orgânico foram determinados conjuntamente pelo método de análise Kjeldahl, resultando no Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). O nitrogênio total é obtido da adição do NTK à concentração de nitrato.

Os parâmetros amônia, nitrato, fosfato e NTK foram analisados nas instalações do LABEFLU dentro do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) pertencente ao departamento. Todos os dados referentes às análises foram armazenados em planilha eletrônica Excel.

Para o tratamento dos dados obtidos, foram calculadas as médias e o desvio padrão para os mesmos grupos de valores. Para avaliar a remoção de nutrientes, além da verificação das concentrações, foram consideradas as cargas aplicadas e removidas. Assim, para conhecer a massa aplicada na lagoa por dia, foi utilizado o conceito de carga, que pode ser visualizado na equação 4

$$C = C_0 \times Q \quad (4)$$

Sendo:

C = carga (aplicada), mg.d⁻¹

C0 = concentração afluente; mg.L⁻¹

Q = vazão, L.d⁻¹

4.6 Avaliação da biomassa

Para conhecer a produtividade de biomassa, foram realizadas amostragens da densidade superficial da lagoa. A biomassa retirada no manejo correspondia a uma área conhecida.

Sabe-se que a lagoa possui área em planta de 3 m², distribuídos em 12 trechos de mesmo tamanho. Assim, a superfície de três trechos, de onde foi retirada biomassa a cada manejo, é de 0,75 m².

Para quantificar a biomassa produzida pelas lagoas, as lemnas removidas após o manejo foram secas em estufa a 55°C, a fim de se contabilizar a biomassa seca.



Figura 7: lemnas secas em estufa

A densidade de lemnas foi avaliada pela relação entre a massa de lemnas e a área que ela ocupa. Como mostra a equação 5

$$Densidade = \frac{Massa\ de\ lemnas}{Área\ ocupada} \quad (5)$$

Sendo:

Densidade representada em grama.m⁻²

Massa de lemnas = massa seca, em gramas

Área ocupada representada em m²

Já a produtividade de lemnas foi avaliada a partir da taxa de crescimento relativo, que relaciona a quantidade de lemnas removidas no manejo com a área da lagoa e o intervalo de tempo em que ocorreu o crescimento. O cálculo dessa taxa é apresentado na equação 6

$$TCS = \frac{Bt / N}{A} \quad (6)$$

Sendo:

TCS = taxa de crescimento relativo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

Bt = biomassa total removida no período (kg)

N = número de dias do período

A = superfície de lâmina d'água avaliada (m^2)

Também foi quantificado o nitrogênio presente nas lemnas a fim de realizar um balanço de massa do nitrogênio na lagoa. De acordo com a Association of Official Analytical Chemists (2005), a proteína bruta pode ser calculada a partir do nitrogênio total, como mostra a equação número 7.

$$PB = N \text{ Total} \times 6,24 \quad (7)$$

Sendo PB = proteína bruta

N total = nitrogênio total, neste caso equivalente ao NTK

Dessa forma, foi realizada análise de NTK de uma amostra da biomassa produzida na lagoa de lemas.

5. Resultados e Discussões

Esse item apresenta e discute os resultados obtidos a partir dos procedimentos experimentais propostos.

5.1 Remoção de nutrientes na lagoa de lemnas

Durante um período de 39 dias nos quais se procedeu o experimento, foram aplicados na lagoa de lemnas 2.808 litros de efluente. De modo geral a remoção dos nutrientes na lagoa de lemnas não apresentou a eficiência esperada, porém foram significativamente observados resultados positivos.

Foi necessário realizar correções no pH na lagoa utilizando hidróxido de sódio. Ocorreram dois ajustes de pH durante o experimento, quando a lagoa apresentava um potencial de hidrogênio menor que 5.

A figura 8 apresenta os valores de pH na lagoa.

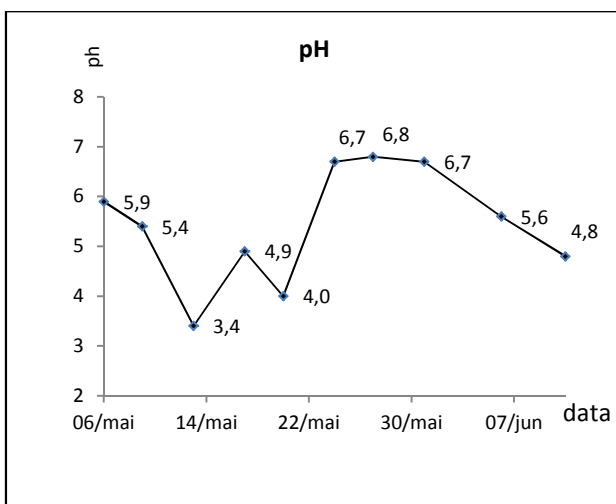


Figura 8: valores de pH ao longo do experimento na lagoa de lemnas

5.1.1 Remoção de nitrogênio na lagoa de lemnas

Como descrito na metodologia, foram avaliadas as seguintes formas de nitrogênio na lagoa: Amônia, Nitrato e NTK. Porém, por

conta das diferentes metodologias de análise (colorimétrica e destilação) e à consequente incompatibilidade dos valores entre amônia e NTK, os resultados obtidos nas análises de amônia foram descartados.

O gráfico a seguir traz as concentrações médias de NTK nos três pontos de amostragem.

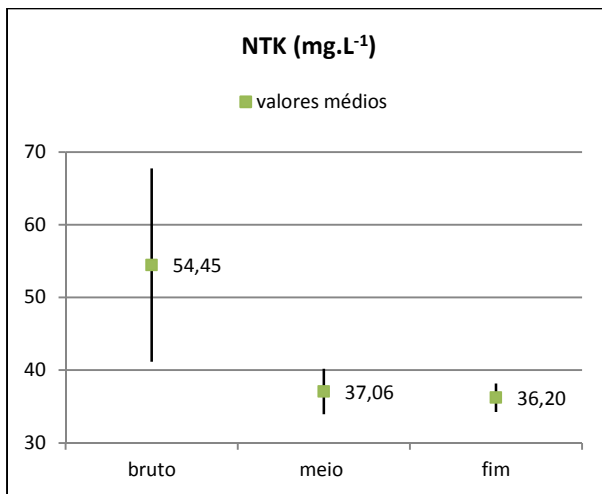


Figura 9: média e desvio padrão de NTK nos pontos bruto, meio e fim

De forma mais detalhada, pode-se verificar os valores das concentrações de NTK ao longo do tempo do experimento.

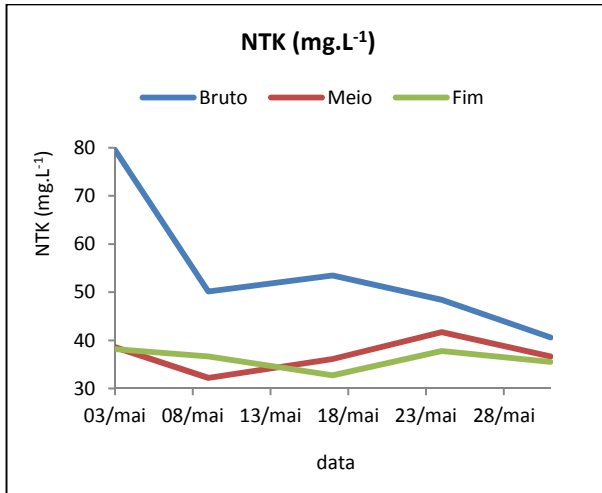


Figura 10: valores de NTK nos três pontos de amostragem ao longo do tempo

Nota-se que a concentração de NTK sofreu uma redução importante. A eficiência de remoção no ponto Meio foi de 31,3 % e no ponto Fim de 33,5 %. Porém, esses valores são inferiores aos apresentados em diversas pesquisas. Mohedano e colaboradores (2012) obtiveram eficiências de 95 % na remoção de NTK, no efluente de suinocultura utilizando a mesma espécie de lemnas. Também, foram alcançadas remoções de nitrogênio total de 83,7 % por Xu e Shen (2011).

Embora não seja definida uma concentração exata a partir da qual a amônia passa a ser tóxica para as lemnas, acredita-se que a aplicação de 152 g NTK ao longo do experimento, numa concentração de aproximadamente 80 mg NTK.L⁻¹ tenha causado efeitos tóxicos para as macrófitas. Bitcover e Sieling (1951 apud CAICEDO 2005, p. 51) relatam toxicidade causada por amônia a partir das concentrações de 46 mg N.L⁻¹.

Já a concentração de nitrato apresentou-se praticamente constante nos três pontos de amostragem, como pode ser visto na figura 11. Porém ocorreram grandes variações das concentrações ao longo do tempo, de acordo com a figura 12. Tal variação pode ter sido decorrente dos processos de nitrificação (formação de nitrato a partir da amônia) e de absorção do nitrato pelas macrófitas, causando inconstância nos valores.

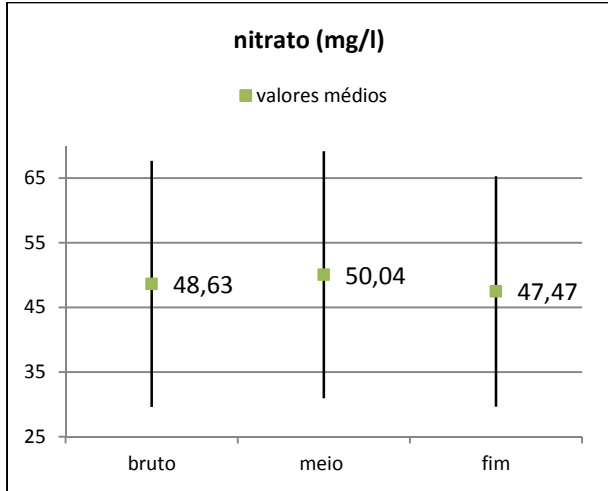


Figura 11: média e desvio padrão de nitrato nos pontos bruto, meio e fim.

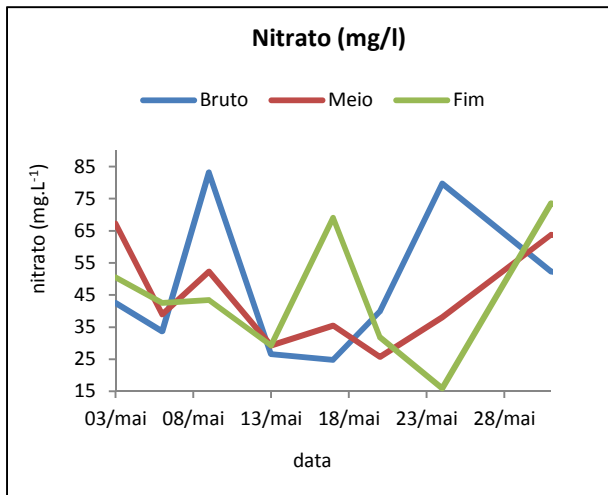


Figura 12: valores de nitrato nos três pontos de amostragem ao longo do tempo

A partir da análise dos valores médios de nitrato, nota-se certa constância nos valores das concentrações (em relação aos pontos de amostragem).

Devido a abundância de amônia inserida no efluente e à superfície para fixação de biofilme, juntamente com a elevada

concentração de oxigênio dissolvido (em média 6,4 mg OD.L⁻¹) acredita-se que o processo de nitrificação tenha efetivamente ocorrido. Por outro lado, diante da ausência de matéria orgânica (alimento) para população de bactérias heterotróficas desnitrificantes, acredita-se que o processo de desnitrificação não ocorreu. Dessa forma, o nitrato formado e o nitrato absorvido o saldo permaneceu constante.

Balanco de nitrogênio

A massa total de nitrogênio ao longo do experimento, a taxa de aplicação superficial e suas remoções, para NTK e nitrato podem ser visualizadas na tabela 3.

Tabela 3: massa de N, taxa de aplicação superficial diária e remoções de NTK e nitrato. *A indicação de remoção negativa de nitrato significa incremento desse parâmetro, ou seja, nitrificação.

Massa de N, taxa de aplicação superficial e remoções.				
	NTK		Nitrato	
	taxa de aplicação superficial (g.m ⁻² .d ⁻¹)	taxa de remoção (g.m ⁻² .d ⁻¹)	taxa de aplicação superficial (g.m ⁻² .d ⁻¹)	taxa de remoção (g.m ⁻² .d ⁻¹)
bruto	1,31	-	1,17	-
meio	0,89	0,42	1,20	-0,03
fim	0,87	0,44	1,14	0,03
geral	massa aplicada (g)	massa removida (g)	massa aplicada (g)	massa removida (g)
	152,91	51,25	136,54	3,23

A avaliação de NTK presente na biomassa de lemnas removida da lagoa fornece uma informação importante. A análise laboratorial revelou um teor de 45,2 mg NTK.g⁻¹ lemna seca, ou seja, 4, 5 % de toda biomassa removida corresponde ao nitrogênio. Ao longo do experimento, foram retirados 296 g (peso seco) de lemnas da lagoa. Assim, conclui-se que foram removidos 13,4 g de NTK via absorção direta pela biomassa. O restante da remoção ocorreu por nitrificação ou sedimentação, considerando que o baixo valor de pH reduz a volatilização da amônia.

5.1.2 Remoção de fósforo na lagoa de lemnas

A forma de fósforo avaliada na lagoa de lemnas foi o fosfato. As concentrações médias nos pontos de amostragem apontam remoções de

27,8 % e 29,9 % nos pontos Meio e Fim, respectivamente. Ao comparar essa eficiência com outras pesquisas que apontam 94,5 % (MOHEDANO, 2010) ou 89,4 % (XU; SHEN, 2011), conclui-se que a eficiência pode ser considerada baixa.

Acredita-se que a precipitação de fósforo na lagoa tenha sido baixa, uma vez que as condições de baixo pH e elevada concentração de oxigênio não favorecem a precipitação desse nutriente. O pH médio na LC ao longo do experimento era de 6,2 e concentração de OD em torno do 6 mg.L^{-1} . Os valores de pH podem ser visualizados na tabela 4

A figura 13 apresenta os valores médios das concentrações de fosfato.

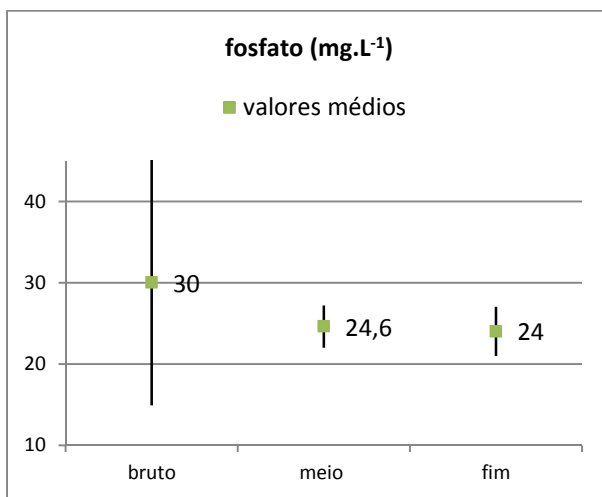


Figura 13: média e desvio padrão de fosfato nos pontos bruto, meio e fim

O gráfico aponta um desvio padrão alto para a média de fosfato no ponto Bruto. Os demais pontos apresentam-se mais constantes, como pode ser visto no gráfico seguinte, que ilustram as concentrações em cada dia de análise.

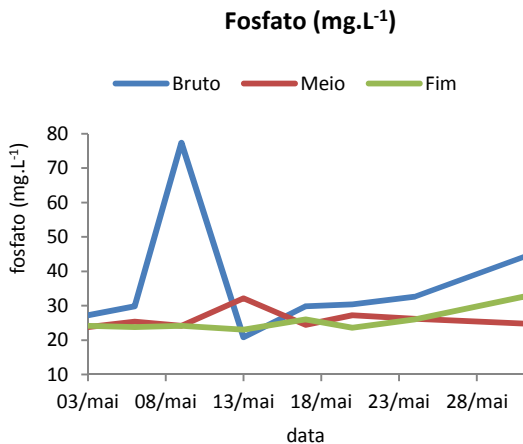


Figura 14: valores de fosfato nos três pontos de amostragem ao longo do tempo

A massa de remoção de fosfato ao longo do experimento pode ser conferida na tabela 4.

Tabela 4: massa, taxa de aplicação superficial e remoções de fosfato.

Massa de P, taxa de aplicação superficial e remoções.		
	Fosfato	
	taxa de aplicação superficial (g.m ⁻² .d ⁻¹)	taxa de remoção (g.m ⁻² .d ⁻¹)
bruto	0,84	-
meio	0,61	0,23
fim	0,59	0,25
geral	massa aplicada (g)	massa removida (g)
	98,73	29,54

Os dados brutos, médias e desvios padrão das análises do efluente são apresentados na tabela a seguir:

Tabela 5: dados brutos, médias e desvio padrão dos resultados das análises do efluente.

dados de análises									
Data	NTK mg.L ⁻¹			Nitrato mg.L ⁻¹			Fosfato mg.L ⁻¹		
	bruto	meio	fim	bruto	meio	fim	bruto	meio	fim
03/mai	79,63	38,57	38,21	42,51	67,31	50,49	27,20	23,80	24,20
06/mai	-	-	-	33,66	38,97	42,51	29,80	25,40	23,80
09/mai	50,12	32,20	36,68	83,26	52,26	43,40	77,40	24,20	24,20
13/mai	-	-	-	26,57	29,23	29,23	20,80	32,20	23,00
17/mai	53,48	36,12	32,76	24,80	35,43	69,09	29,80	24,40	26,00
20/mai	-	-	-	39,86	25,69	31,89	30,40	27,20	23,60
24/mai	48,44	41,72	37,80	79,71	38,09	15,94	32,60	26,20	26,00
31/mai	40,60	36,68	35,56	52,26	63,77	73,51	44,20	24,80	32,60
06/jun	-	-	-	47,83	60,23	67,31	29,20	23,00	21,20
11/jun	-	-	-	55,80	89,46	51,37	30,20	22,80	21,80
Médias	54,45	37,06	36,20	48,63	50,04	47,47	35,16	25,40	24,64
Desv. Padrão	14,85	3,49	2,18	20,06	20,15	18,78	15,92	2,75	3,19

5.1.3 Avaliação qualitativa da biomassa

Durante o período experimental foram observadas alterações morfológicas na estrutura das plantas. As lemnas apresentaram sinais de atrofia, com frondes menores do que o padrão e raízes muito curtas, como pode ser visto nas figuras 15 e 16. Esse fato pode indicar um estresse pela composição química do efluente na qual a planta reduz a sua superfície de contato com a água para evitar a toxicidade. Por exemplo, Mohedano (2010) cita que em altas concentrações de amônia, as lemnas apresentam raízes curtas ou inexistentes.

Outros possíveis fatores de estresse podem ser os baixos valores de pH (ver figura 8) e, também, a elevada dureza devido à introdução de sais contendo íons Mg^{+} e Ca^{+} (tabela 1), contudo esse parâmetro não foi avaliado.

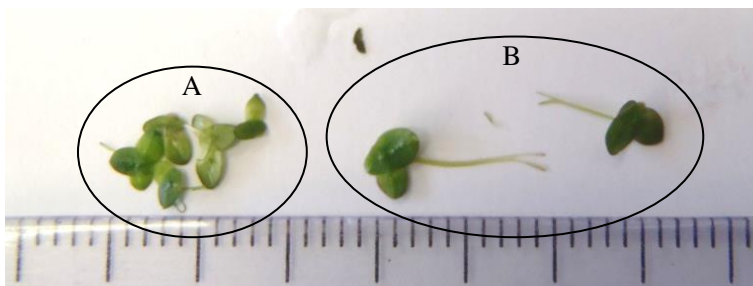


Figura 15: à esquerda (A): exemplares das lemnas utilizadas neste experimento. À direita (B): lemnas aparentemente mais saudáveis, provenientes de lagoas de tratamento de esgotos. Ambos grupos são de *Landoltia punctata*.

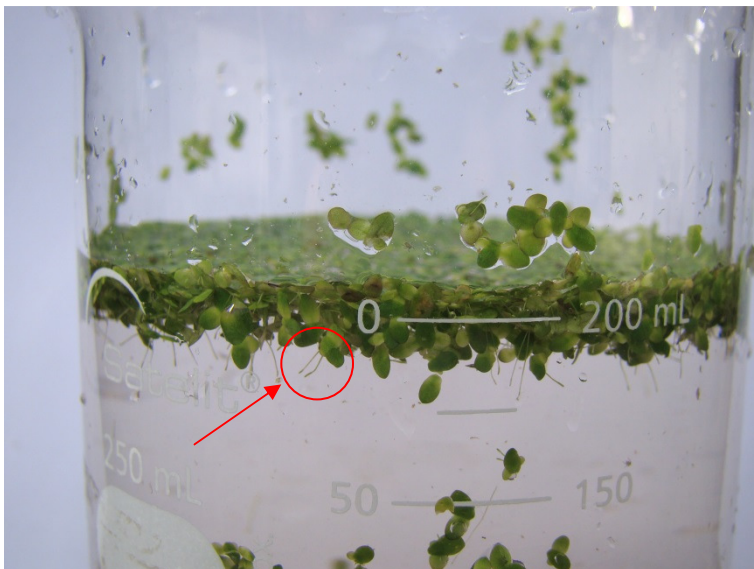


Figura 16: exemplares das lemnas deste experimento em becker de vidro, com detalhe para as raízes curtas e atrofiadas.

Durante os dias de monitoramento não ocorreram temperaturas extremas que pudessem interferir na saúde das lemnas. De acordo com os dados apresentados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (2013), as temperaturas máximas e mínimas para o período foram de 26,8 °C e 9,9°C respectivamente. A figura 17 traz informações mais detalhadas de temperatura local.

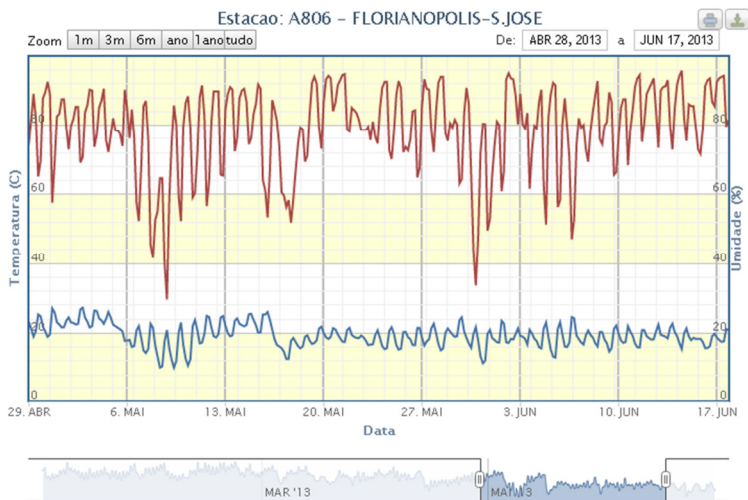


Figura 17: temperatura durante os dias de experimento.

Fonte: **INMET** (2013).

Teor de proteína na biomassa

De posse do teor de NTK na biomassa de lemnas produzida durante o experimento e a partir da informação de que a proteína bruta presente na biomassa equivale a 6,25 vezes a concentração de NT (Association of Official Analytical Chemists, 2005), obteve-se o seguinte resultado:

$$\text{NTK na biomassa} = 45,2 \text{ mg.g}^{-1}$$

$$\text{PB na biomassa} = \text{NT} \times 6,24$$

$$\text{PB na biomassa} = 282,0 \text{ mg PB.g de lemnas}^{-1}$$

Isso significa que 28,2% da biomassa corresponde a proteína bruta.

A concentração de proteína na biomassa é uma importante característica para a valorização dos sistemas de tratamento com lemnas. Segundo diversos autores o teor de PB pode variar de 12 a 45% dependendo da espécie e do meio. O teor de PB obtido nesta pesquisa assemelha-se ao teor de proteína encontrado em diversas dietas para animais. Mohedano (2005) e Tavares (2009) utilizaram com sucesso dietas para peixes (tilápias) contendo 28% de PB, com biomassa de lemnas.

5.2 Produtividade de biomassa

A biomassa gerada foi quantificada a partir da pesagem das lemnas removidas em excesso da lagoa. Os valores de biomassa removida nos manejos, densidade e taxa de crescimento superficial são apresentados na tabela 6.

Tabela 6: quantificação da biomassa produzida na lagoa de lemnas, a partir da massa seca

quantificação da biomassa				
data de remoção da biomassa	massa seca	densidade	dias transcorridos	taxa de crescimento relativo
-	g	g.m^{-2}	d	$\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$
09/maio	46,8	62,40	-	-
13/maio	47,2	62,93	4	3,93
17/maio	25,0	33,33	4	2,08
20/maio	24,7	32,93	3	2,74
24/maio	31,6	42,13	4	2,63
27/maio	25,7	34,27	3	2,86
31/maio	22,2	29,60	4	1,85
03/junho	22,5	30,00	3	2,50
06/junho	26,5	35,33	3	2,94
11/junho	23,7	31,60	5	1,58
taxa crescimento superficial global $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$				2,52

A densidade de lemnas na lagoa apresentou-se consideravelmente constante. Dentre as dez amostragens realizadas, apenas as duas primeiras tiveram valores maiores que a média. Isso se deu ao fato de ajuste da frequência de manejo com o início do experimento. As oito demais amostragens apresentaram valores entre 30,0 e 42,1 g lemna seca. m^{-2} .

Tem-se algumas referências de densidade de lemnas, como 1.600 g lemna úmida. m^{-2} em uma lagoa de 6.000 m^2 (ALAERTS et al., 1996) ou 400 a 800 g lemna úmida. m^{-2} (DWRP, 1996; SKILLICORN, 1993 APUD IQBAL 1999). Para fins de comparação, pode-se considerar que o peso seco seja dez vezes inferior ao peso de lemnas úmidas. A densidade obtida no presente estudo é reduzida em relação a essas apresentadas. Além da avaliação qualitativa da biomassa no que se

refere a estresse químico e de nutrientes, devem ser observadas as proporções da lagoa para melhor compreender os dados de densidade.

O mesmo ocorre com a taxa de crescimento relativo. A lagoa chicaneada apresentou um crescimento global de $2,52 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Mohedano (2010) traz uma relação de taxas de crescimento relativo que vão de 5,5 a $38 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Em dois momentos durante o presente estudo foi necessário corrigir o pH da lagoa chicaneada, que encontrava-se menor que 5. Isso pode indicar uma alta dureza do efluente, provocada pela concentração elevada de Ca e Mg, característica que prejudica o crescimento das lemnas. Deve-se, portanto, relacionar a qualidade da biomassa, tipo de efluente e proporção da lagoa.

6. Conclusões

Ao final deste experimento, pode-se confirmar que as lagoas de lemnas são uma tecnologia eficiente e com simplicidade operacional para o polimento de efluentes. Contudo, alguns fatores físico-químicos do efluente sintético utilizados (como o baixo pH e elevada dureza) além da alta carga de nitrogênio, podem ter inibido o crescimento das lemnas, reduzindo assim a eficiência com relação àquela esperada.

Foi obtida eficiência de remoção de NTK de 33,5% e de 29,9% para fosfato. Diante das concentrações constantes de nitrato e da esperada absorção desse componente pela biomassa, acredita-se que ocorreu processo de nitrificação na lagoa de lemnas.

A taxa de crescimento relativo de biomassa foi de $2,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e a proteína presente nessa biomassa apresentou teor satisfatório para a introdução de lemnas na dieta de peixes (28,2 % em massa seca).

A proximidade entre as concentrações de cada nutriente nos pontos Meio e Fim leva a crer que a lagoa de chicanas não tenha funcionado em regime de fluxo e pistão, mas em mistura completa. Talvez a alimentação por gotejamento na entrada da lagoa, por conta da baixa vazão e perda de carga ao longo da lagoa não tenha gerado uma saída imediata de efluente na lagoa, descaracterizando o fluxo de pistão.

7. Recomendações

Para experimentos futuros, no caso de utilização de efluentes sintéticos, algumas recomendações devem ser observadas, a fim de tornar esse efluente mais próximo de um efluente real. É necessário reduzir a concentração de amônia para níveis assimiláveis pelas lemnas. Também é importante reavaliar a composição do efluente no que se refere às concentrações de Mg e Ca, por conta da dureza resultante. O pH deve ser regularizado com um elemento com função de tamponamento.

Outra recomendação seria a aplicação de efluente sanitário real no experimento, evitando assim os ajustes anteriormente mencionados.

8. Referências

AGUJARO, L. F.; ISAAC, R. D. L. Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba , Capivari e Jundiaí – estado de São Paulo , Brasil – e avaliação de seus corpos d’ água em relação à eutrofização. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. **Anais...** Cancun, 2002. p. 1–7.

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

ARAÚJO, G. M.; OLIVEIRA, E. C. A. DE; INGUNZA, M. DEL P. D.; et al. Avaliação da utilização de filtros anaeróbios simplificados, na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...**Campo Grande, 2005. p. 1-12

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. 1986.

AZEVEDO, Sandra. Toxinas de cianobactérias : causas e conseqüências para a saúde pública. **Med Online**, 8 jun. 1998. Disponível em: < http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm> Acesso em: 1 jun. 2013

BENJAWAN, L.; KOOTTATEP, T. Nitrogen removal in recirculated duckweed ponds system. **Water Science & Technology**, v. 55 n. 11, p. 103-110, 2007.

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

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

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pn_sb/>. Acesso em: 1. jun 2013.

BRASIL. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento. Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações automáticas**. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_auto_graf>. Acesso em: 28 jun. 2013

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

CESTARI, J. L. **Estudo Hidrodinâmico de Floculadores Mecanizados Aplicados ao Tratamento de Água**, Dissertação. Ilha Solteira. 76 p. 2011.

CHAIPRAPAT, S. Modeling nutrient uptake process and growth kinetics of duckweed *spirodela punctata* 7776 for nutrient recovery from swine wastewater. Dissertação. Raleigh 119 p. 2002.

CHENG, J. J.; STOMP, A.-M. Growing Duckweed to Recover Nutrients from Wastewaters and for Production of Fuel Ethanol and Animal Feed. **Clean**, v. 37, n. 1, p. 17–26, 2009.

CHENG, J; BERGMANN, B. A; CLASSEN, J. J.; et. al, Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctata*. **Bioresource technology**, v. 81, n. 1, p. 81–5, 2002.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v. 321, n. 5891, p. 926–9, 2008.

DRIEVER, S. M.; H, V. N. E.; ROIJACKERS, M. M. Growth limitation of *Lemna minor* due to high plant density. **Aquatic Botany**, v. 81, n. 3, p. 245–251, Mar. 2005.

EL-SHAFAI, S. A; EL-GOHARY, F. A; NASR, F. A; et. al. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource technology**, v. 98, n. 4, p. 798–807, mar. 2006.

ESTADOS UNIDOS. National oceanic and atmospheric administration. **“Dead zone” is a more common term for hypoxia, which refers to a reduced level of oxygen in the water.** Disponível em: <<http://oceanservice.noaa.gov/facts/deadzone.html>>. Acesso em: 16/6/2013.

ESTEVEVES, F. DE A. **Fundamentos de Limnologia**. 2nd ed. Rio de Janeiro: Interciencia, 1998.

FASAKIN, E. A. Nutrient quality of leaf protein concentrates produced from water fern (*azolla africana* desv) and duckweed (*spirodela polyrrhiza* l. schleiden). **Bioresource technology**, p. 185–187, 1998.

FRANÇA, G. M. DE O.; FILHO, J. F. DE M.; PEREIRA, C. M. et al. Valor nutricional de *Lemna valdiviana* Phil (Araceae) submetida a diferentes concentrações de fertilização com excremento de aves. **Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 19–26, 2009.

FRÉDÉRIC, M.; SAMIR, L.; LOUISE, M.; ABDELKRIM, A. Comprehensive modeling of mat density effect on duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication. **Water research**, v. 40, n. 15, p. 2901–10, 2006.

GIATTI, L. **Saúde Ambiental**. Manaus: Editora da Universidade Federal do Amazonas, 2009.

GRAEFF, Á.; VIANNA, A. G.; TONETTA, D.; et. al. Avaliação do potencial nutritivo da Macrófita aquática *Lemna minor* , por meio da análise da composição química e por sua utilização em ração para carpa comum (*Cyprinus carpio* L .) na fase de recria. **Evidência**, p. 37–50, 2007.

GUASMI, I.; KHERICI-BOUSNOUBRA, H.; KHERICI, N.; HADJI, F. Assessing the organic pollution of surface water of Medjerda watershed (NE Algeria). **Environmental Earth Sciences**, v. 60, n. 5, p. 985–992, 2009.

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

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Tratamento de esgotos domésticos.** 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 683p.

KESAANO, M. **Sustainable Management of Duckweed Biomass Grown for Nutrient Control in Municipal Wastewaters.** Tese, civil and Environmental Engineering, Utah State University, Logan, 2011

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

MOHEDANO, R. A.; FRACALLOSSI, D. M. ; RODRIGUES, J.B.R. . *Lemna valdiviana* uma planta que trata os efluentes e alimenta peixes cultivados. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. (87), p. 33-40, 2005.

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

MOHEDANO, R. D. A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento do efluente de suinocultura e na fixação de carbono.** 2010. 270 f. Tese (doutorado) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2010.

MOHEDANO, R. DE A.; COSTA, R. H. R. DA; VIEIRA, B. et al. Uso de lagoas de lemnas no saneamento ambiental rural: tratamento de

efluentes da suinocultura e sua valorização na piscicultura. In Ecosanlac, 2, 2012, Anais...

MOLISANI, M. M.; ESTEVES, F. DE A.; LACERDA, L. D. DE; et al. Emissões naturais e atrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do rio macaé (Macaé RJ Brasil) som influência das atividades de exploração de petróleo e gás na bacia de campos. Química Nova, v. 36, n. 1, p. 27-33, 2013.

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

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

PALAFX, Ponce; JESÚS, T.; ISAIAS Febrero Toussaint, et al. Perspectivas de la Lemna sp. para la alimentación de peces. **Revista Eletrônica de Veterinaria REDVET**, mar. 2005. Disponível em: <<http://www.veterinaria.org/revistas/redvet/n030305.html>>. Acesso em ago. 2012

PORTAL G1 (Brasil). **Companhia nega despejo de esgoto na morte de peixes em lagoa no RN**. Disponível em: <<http://g1.globo.com/rn/rio-grande-do-norte/noticia/2013/05/companhia-nega-despejo-de-esgoto-na-morte-de-peixes-em-lagoa-no-rn.html>>. Acesso em: jun. 2013.

SKILINCORN, P.; SPIRA, W.; JOURNEY, W. **Duckweed aquaculture: a new aquatic farming system for developing countries**, 1993.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 2005a.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 2005b

SPERLING, M. V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 2005c

TEIXEIRA, M. DA G. L. C.; COSTA, M. DA C. N.; CARVALHO, V. L. P. DE; et. al. Gastroenteritis Epidemic in the Area of the Itaparica Dam , Bahia , Brazil1. **Bulletin of PAHO** v. 27, n. 3, 1988.

TERADA, A.; YAMAMOTO, T.; TSUNEDA, S.; HIRATA, A. sequencing batch membrane biofilm reactor for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: novel application of membrane-aerated biofilm. **InterScience**, 2006.

VERSOLATO, Bruno. Brasil pode ter zona morta permanente. Estadão. 4 jun. 2009. Disponível em <www.estadao.com.br/noticias/vidae,brasil-pode-ter-zona-morta-permanente,382446,0.htm>. Acesso em 1 jun. 2013.

VIVAN, M. L. **Estabelecimento do processo de nitrificação / desnitrificação para o pós tratamento de digestatos da suinocultura**, 2012. 112 f. UFSC. Dissertação (mestrado) – Departamento de Engenharia Química, UFSC, Florianópolis, 2012

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource technology**, n. 102, p. 848-853, 2011.

ZIMMO, O. R.; DER STEEN, N. VAN; H. GIJZEN. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. **Water research**, p. 4587–4594, 2003.