

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL – MESTRADO
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM
GESTÃO E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ESTUDO EXPLORATÓRIO DE MACRÓFITAS
ÁQUATICAS: POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO
(N-NH₃) E DE APROVEITAMENTO DE BIOMASSA

Maria Fernanda Preussler de Souza Greco

Santa Cruz do Sul, março de 2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Maria Fernanda Preussler de Souza Greco

**ESTUDO EXPLORATÓRIO DE MACRÓFITAS ÁQUATICAS:
POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO (N-NH₃) E DE
APROVEITAMENTO DE BIOMASSA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul- UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Rosana de C. de S. Schneider

Co-orientador: Prof. Dr. Jair Putzke

Santa Cruz do Sul, março de 2010

Maria Fernanda Preussler de Souza Greco

ESTUDO EXPLORATÓRIO DE MACRÓFITAS ÁQUATICAS: POTENCIAL DE FITORREMEDIAÇÃO (N-NH₃) E DE APROVEITAMENTO DE BIOMASSA

Esta dissertação foi submetida ao Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul- UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Prof. Ph.D. Gustavo Zúñiga
Universidad de Santiago de Chile - USACH

Prof. Dr. Ênio Leandro Machado
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Prof^a. Dr^a. Rosana de Cassia de Souza Schneider
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC - Orientadora

Prof. Dr. Jair Putzke
Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC - Co-orientador

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a DEUS, por me fazer existir, me dar saúde e proteção, e me permitir concluir mais esta etapa em minha vida.

A minha orientadora Prof^ª. Dr^ª. Rosana de Cássia de Souza Schneider pelo incentivo, apoio e sobre tudo pelas grandes ideias e pela ajuda, ampliando meus caminhos e proporcionando-me novos conhecimentos. Agradeço também pela paciência e compreensão no decorrer deste trabalho.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Jair Putzke, por todo apoio, consideração e auxílio no desenvolvimento das pesquisas e na colaboração com as espécies trabalhadas neste trabalho.

Ao Prof. Dr. Ênio Leandro Machado por todo auxílio prestado na idealização e metodologias utilizadas neste trabalho.

A CAPES, pelo apoio financeiro, na forma de bolsa modalidade II para a realização do mestrado no período de 02/2008 à 02/2010.

Ao apoio do Engenheiro Ambiental Filipe Zerwes pela ajuda na instalação, operação e manutenção dos sistemas testados neste trabalho. Bem como ao Engenheiro Ambiental Guilherme Becker que fez parte da etapa I deste trabalho e das acadêmicas do curso de biologia Débora Frohlich e Eloisi Moraes e do curso de química Mateus Szarblewski pela parceria na realização das análises das amostras da etapa II.

Outro agradecimento é para o Biólogo Pablo Gressler que foi fundamental na identificação das espécies de bactérias que se desenvolveram nos sistemas avaliados.

Aos professores do Mestrado em Tecnologia Ambiental pela oportunidade de receber bolsa de estudos e por todos os incentivos e auxílios prestados no decorrer destes dois anos e a Raquel que sempre esteve disposta a ajudar, sempre prestativa, estendendo assim aos demais funcionárias do MTA.

A Daniela Muller e aos demais bolsistas do Laboratório de Engenharia Ambiental e a Lilian e aos demais bolsistas dos Laboratórios de Ensino de Química da UNISC por todo apoio e auxílio durante o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço ao companheirismo e parceria de meus colegas de mestrado, pois tenho a certeza que amigas verdadeiras se formaram em nesta turma que foi muito unida.

Aos meus amigos que estiveram na torcida, através de estímulo, cooperação, compreensão e ajuda durante toda a realização deste trabalho.

Por fim à Minha Maravilhosa Família, Mauro- meu marido, Leonardo- meu filho e Helena- minha filha, que entenderam a minha ausência e correria, a Thaís minha “filha de coração”, que também esteve presente nesta jornada. Peço desculpas a eles pelas falhas que eu tenha cometido no decorrer destes dois anos, devido a tensão e aos compromissos que assumi quando iniciei esta jornada, mas saibam que se por ventura as tenha cometido não foram intencionais.

Aos meus pais Norma e Hercules, aos meus irmãos, Ana Paula e Fabio, e aos demais familiares e amigos que me apoiaram e me auxiliaram nesta etapa. E, também, a duas pessoas que foram fundamentais no cuidado e organização da minha casa e da família, à Maria Ortência e à Fernanda.

Agradeço à todos vocês de coração, por todo amor recebido, pelo incentivo, apoio e participação ao longo de toda esta caminhada. E também aqueles que aqui não citei, mas que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

RESUMO

A fitorremediação é uma das alternativas para a prevenção da poluição em meios hídricos através do uso de sistemas vegetais. Porém, as espécies que remediam tais meios acabam sendo destinadas, na maioria das vezes, a lixões e aterros sanitários. Este trabalho teve como objetivo principal realizar um estudo exploratório com uso de macrófitas aquáticas na remoção de N-NH₃ residual no efluente da Estação de Tratamento de Efluente (ETE) da Universidade. A metodologia desenvolvida para avaliar o potencial de fitorremediação das macrófitas foi realizada em diferentes fluxos de vazão (fluxo contínuo e fluxo por batelada) e foi dividida em quatro etapas. E a metodologia para avaliar o aproveitamento de biomassa foi determinada através da massa obtida pelo percentual de óleo extraído e percentual de teor de celulose encontrado para cada espécie. As espécies avaliadas não apresentaram potencial oleaginoso, menos de 1%. Porém, apresentaram valores consideráveis quanto ao teor de celulose, como por exemplo, a espécie *Azolla filiculoides* com aproximadamente 27% de celulose seguida pelas espécies *Eichhornia crassipes*, *Salvinia herzogii*, *Limnobium laevigatum*, *Salvinia minima*, *Myriophyllum aquaticum* e *Utricularia gibba* com 20%, 19%, 18,8%, 17,5%, 14% e 11,5% respectivamente. Com base nos resultados a fitorremediação com macrófitas aquáticas a remover N-NH₃ foi constatada em todas as etapas deste trabalho, onde nas etapas III e IV a remoção do poluente foi total. De acordo com o teor de celulose encontrado, a biomassa das macrófitas pode ser utilizada para outras finalidades mais nobres. Dentre as macrófitas estudadas na etapa I as espécies que apresentaram melhores resultados na fitorremediação foram *Myriophyllum aquaticum* (remoção de 94,33% de N-NH₃ e teor de celulose de 13,9%), *Eichhornia crassipes* (remoção de 87,98% de N-NH₃ e teor de celulose de 20,2%), *Salvinia herzogii* (remoção de 78,87 % de N-NH₃ e teor de celulose de 19%) e *Azolla filiculoides* (remoção de 78,02% de N-NH₃ e teor de celulose de 27%).

PALAVRAS CHAVE: Fitorremediação; macrófitas aquáticas; nitrogênio amoniacal, aproveitamento de biomassa; potencial oleaginoso; teor de celulose.

ABSTRACT

Phytoremediation is an alternative to prevent pollution in water resources through the use of plants. Generally, plants used for phytoremediation turn out to waste. The objective of this research is an exploratory study of the use of macrophytes in the removal of N-NH₃ from the UNISC Campus residual effluent. For this objective was evaluated the phytoremediation potential from seven macrophytes and the evaluation of respective biomass. Phytoremediation systems were designed using continuous flow and batch flow. The potential use of biomass was evaluated considering obtained mass, extracted oil and cellulose content. The potential of N-NH₃ removal was found in the four treatments. Species assessed showed low oleaginous content, less than 1%, but showed considerable amounts on the cellulose content (e.g *Azolla filiculoides* 27% of cellulose content; *Eichhornia crassipes* 20%, *Salvinia herzogii* 19%; *Limnobium laevigatum* 18.8%, *Salvinia minima* 17.5%, *Myriophyllum aquaticum* 14% and *Utricularia gibba* 11.5%). Based on the results phytoremediation using macrophytes is efficient to remove N-NH₃ and thus reduce the load polluting effluent. In the stages III and IV was obtained total removal of the pollutant in the two type of flows studied. According to the results related to cellulose content, the biomass of macrophytes can be used for several purposes. Among the macrophytes studied in the phase I, the species that showed better phytoremediation performance were *Myriophyllum aquaticum* (removal of 94.33% of N-NH₃ and 13.9% of cellulose content); also *Eichhornia crassipes* (87.98% removal of N-NH₃ and 20.2% of cellulose content), *Salvinia herzogii* (removal of 78.87% N-NH₃ and 19% of cellulose content) and *Azolla filiculoides* (78.02% removal of N-NH₃ and 27% of cellulose content).

KEY WORDS: Phytoremediation; aquatic macrophytes; biomass exploitation; oleaginous potential; cellulose content.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sistema baseado em macrófitas aquáticas flutuantes (enraizadas ou livres).	23
Figura 2 - Sistema baseado em macrófitas aquáticas submersas.	23
Figura 3 - Sistema baseado em macrófitas aquáticas emergentes: (a) fluxo superficial; (b) fluxo subsuperficial horizontal; (c) fluxo subsuperficial vertical (percolação).....	24
Figura 4 - Esquema geral com a descrição de cada etapa de tratamento da ETE da universidade onde o estudo foi realizado.....	36
Figura 5 - Imagens resgistradas das espécies de macrófitas avaliadas.....	37
Figura 6 - Vista do sistema por batelada instalado no leito de secagem da ETE da universidade onde o estudo foi realizado.....	39
Figura 7 - Vista superior do sistema por batelada com os detalhes da distribuição das macrófitas em cada reservatório.....	39
Figura 8 - Vista superior do local onde a etapa II do sistema foi instalado na ETE.....	41
Figura 9 - Vista lateral do sistema de fluxo contínuo instalado na ETE- Etapa II.....	42
Figura 10 - Vista superior do sistema em batelada do experimento de fitorremediação- Etapa IV.	44
Figura 11 - Representação gráfica do DQO em relação as sete espécies avaliadas nos 14 dias de experimento de fitorremediação do efluente da UNISC- Etapa I.....	54
Figura 12 - Representação gráfica da concentração de Nitrogênio amoniacal nos experimentos de fitorremediação do efluente- Etapa I	55
Figura 13 - Representação gráfica do crescimento de biomassa das espécies de macrófitas avaliadas na etapa I.....	57
Figura 14 - Reservatório contendo a espécie <i>Azolla filiculoides</i> no 1º dia.....	58
Figura 15 - Reservatório contendo a espécie <i>Azolla filiculoides</i> no 14º dia.....	58
Figura 16 - Imagem registrada do último reservatório da linha de tratamento no 1º dia de experimento, mostrando o crescimento de espécies eutrofizantes	59
Figura 17 - Imagem registrada do último reservatório da linha de tratamento no 3º dia de experimento, mostrando o crescimento de espécies eutrofizantes	59
Figura 18 - Reservatórios da linha de controle no 3º dia de experimento- Etapa II	60

Figura 19 - Representação gráfica da relação entre a vazão, temperatura e evapotranspiração nos primeiros sete dias de experimento- Etapa II	61
Figura 20 - Representação gráfica da concentração de N-NH ₃ ao longo dos sete dias de experimento e no 14º dia- Etapa II	63
Figura 21 - Representação gráfica da concentração de NTK no primeiro, segundo e sétimo dia de experimento- Etapa II	64
Figura 22 - Representação gráfica da presença de oxigênio dissolvido nas amostras de efluentes avaliadas- Etapa II	65
Figura 23 - Representação gráfica da DQO nas amostras avaliadas do experimento- Etapa II .	66
Figura 24 - Representação gráfica da concentração de P _i nas amostras analisadas no sistema de fitorremediação- Etapa II.....	67
Figura 25 - Representação gráfica como comparativo entre as vazões trabalhadas nas etapas II e III deste trabalho	68
Figura 26 - Representação gráfica dos valores de vazão e evapotranspiração da etapa III	69
Figura 27 - Último reservatório da linha de controle no 7º dia de experimento- Etapa III	70
Figura 28 - Último reservatório da linha de tratamento no 7º dia de experimento- Etapa III	70
Figura 29 - Representação gráfica dos parâmetros de temperatura e pH de cada reservatório ao longo dos dias de experimento- Etapa III.....	71
Figura 30 - Representação gráfica da redução da concentração de N-NH ₃ nas amostras ao longo dos dias de experimento na etapa III	72
Figura 31 - Representação gráfica do crescimento de biomassa do peso inicial e final durante os sete dias de experimento- Etapa III	73
Figura 32 - Representação gráfica da temperatura dos efluentes e evapotranspiração durante os sete dias de experimento na etapa IV	74
Figura 33 - Representação gráfica da elevação do pH nos sete dias de experimento na etapa IV	75
Figura 34 - Imagens dos reservatórios no sétimo dia de experimento- etapa IV: a) controle; b) <i>Myriophyllum aquaticum</i> + <i>Utricularia gibba</i> + <i>Salvinia minima</i> ; c) <i>Utricularia gibba</i> ; d) <i>Myriophyllum aquaticum</i> ; e) <i>Salvinia minima</i>	76
Figura 35 - Concentração de N-NH ₃ durante os sete dias de experimento na etapa IV	77

Figura 36 - Cromatogramas íon total dos extratos metanólicos obtidos em duplicata da amostra de <i>Salvinia herzogii</i>	80
Figura 37 - Cromatogramas íon total dos extratos metanólicos obtidos em duplicata da amostra de <i>Wolfia</i> sp.	80
Figura 38 - Cromatogramas íon total dos 4 extratos metanólicos obtidos nas duas espécies de macrófitas analisadas	81
Figura 39 - Cromatograma dos compostos identificados nos extratos metanólicos obtidos nas duas espécies de macrófitas analisadas	82
Figura 40 - Percentual médio encontrado no teor de celulose para os métodos do ácido nítrico e extração alcalina	83
Figura 41 - Percentual médio de teor de celulose da biomassa de cada espécie de macrófita avaliada na etapa I	84
Figura 42 - Crescimento de microrganismos encontrados em amostras do efluente branco após 7 dias de inoculação no meio de cultura com Agar Sabouraud-dextrose	85
Figura 43 - Imagem do gênero <i>Cylindrospermopsis</i>	87
Figura 44 - Imagem do gênero <i>Planktothrix</i>	87
Figura 45 - Imagem do gênero <i>Gloeotrichia</i>	87
Figura 46 - Imagem do gênero <i>Microcystis</i>	87
Figura 47 - Imagem do gênero <i>Oscillatoria</i>	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros necessários para o desenvolvimento de cada espécie de macrófita	26
Tabela 2 - Vantagens e limitações da fitorremediação	27
Tabela 3 - Possíveis aproveitamentos de resíduos do processamento de fibras vegetais	33
Tabela 4 – Parâmetros físico químicos analisados nas amostras coletadas na etapa I	40
Tabela 5 - Parâmetros analíticos das etapas de fitorremediação	45
Tabela 6 - Granulometria encontrada para cada espécie que o potencial oleaginoso foi avaliado	47
Tabela 7 - Comparativo entre os valores encontrados na amostra denominada como efluente bruto com os parâmetros estabelecidos na Licença de operação FEPAM nº 4584 de 2007 e na Resolução do CONSEMA 128/06	52
Tabela 8 - Crescimento de biomassa das espécies durante os dias de experimento - Etapa II	62
Tabela 9 - Crescimento de biomassa das espécies avaliadas durante sete dias na Etapa IV	78
Tabela 10 - Crescimento de biomassa das espécies avaliadas nas quatro etapas do experimento	90
Tabela 11 – Redução de N-NH ₃ nas quatro diferentes etapas do experimento	91

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	18
2.1	Tratamento de efluentes domésticos.....	19
2.1.1	Fitorremediação	19
2.1.1.1	Poluentes a serem removidos pela fitorremediação	21
2.1.1.2	Funcionamento de sistemas de fitorremediação.....	21
2.1.1.3	Sistemas de fitorremediação com macrófitas aquáticas	22
2.1.1.3.1	Sistemas baseados em macrófitas aquáticas flutuantes (enraizadas ou livres).....	22
2.1.1.3.2	Sistemas baseados em macrófitas submersas	23
2.1.1.3.3	Sistemas baseados em macrófitas aquáticas emergentes.....	24
2.1.1.4	Macrófitas	24
2.1.1.5	Vantagens e desvantagens da fitorremediação	26
2.1.2	Espécies avaliadas para fitorremediação	27
2.2	Aproveitamento da biomassa	29
3	METODOLOGIA.....	36
3.1	Instalação das unidades de tratamento.....	36
3.2	Espécies de macrófitas aquáticas utilizadas	36
3.3	Ensaio de fitorremediação com diferentes sistemas de macrófitas.....	38
3.3.1	Etapa I.....	38
3.3.2	Etapa II	41
3.3.3	Etapa III	43
3.3.4	Etapa IV	43
3.3.5	Metodologias utilizadas para a caracterização dos efluentes avaliados	45
3.3.5.1	Carga aplicada ao sistemas.....	46
3.4	Aproveitamento de biomassa	46

3.4.1	Determinação do potencial oleaginoso.....	46
3.4.1.1	Análise dos extratos por cromatografia gasosa	47
3.4.2	Determinação do teor de celulose.....	48
3.4.2.1	Método do ácido nítrico.....	48
3.4.2.2	Extração alcalina para os métodos do ácido nítrico associado ao ácido peroxiacético.	49
3.5	Caracterização de microrganismos nos efluentes de fitorremediação.....	49
3.5.1	Caracterização de microrganismos por inoculação	49
3.5.2	Caracterização de bactérias eutrofizantes por microscopia.....	51
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	52
4.1	Ensaio de fitorremediação com diferentes sistemas de macrófitas.....	52
4.1.1	Etapa I.....	52
4.1.1.1	Caracterização efluente bruto	52
4.1.1.2	Caracterização efluente tratado	53
4.1.1.2.1	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	53
4.1.1.2.2	Concentração de Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₃).....	54
4.1.1.2.3	Crescimento de biomassa	56
4.1.2	Etapa II	58
4.1.2.1	Crescimento de biomassa	61
4.1.2.2	Concentração de N-NH ₃	62
4.1.2.3	Concentração de NTK	63
4.1.2.4	Oxigênio Dissolvido (OD)	64
4.1.2.5	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	65
4.1.2.6	Concentração de Fósforo Total (P _T).....	67
4.1.3	Etapa III	68
4.1.3.1	Concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH ₃).....	71
4.1.3.2	Crescimento de biomassa	72
4.1.4	Etapa IV	73
4.1.4.1	Concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH ₃).....	76

4.1.4.2	Crescimento de biomassa	78
4.2	Aproveitamento da biomassa	79
4.2.1	Avaliação do potencial oleaginoso	79
4.2.1.1	Análise dos extratos por cromatografia gasosa	79
4.2.2	Avaliação do teor de celulose	82
4.2.3	Caracterização de microrganismos nos efluentes de fitorremediação	84
4.2.3.1	Caracterização de microrganismos por inoculação	84
4.2.3.2	Caracterização das bactérias eutrofizantes por microscopia	86
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	88
6	PRÓXIMOS TRABALHOS.....	93

1 INTRODUÇÃO

Com o crescente aumento da população mundial, os recursos naturais estão se tornando cada vez mais escassos. O significado desta redução não se deve apenas a quantidade disponível dos mesmos, mas também a qualidade em que estes recursos estão disponíveis.

A água, além de ser um dos principais recursos naturais para a nossa sobrevivência, é um meio que “filtra o ambiente” e carrega várias impurezas produzidas pelo homem, principalmente no que se refere ao lançamento de esgotos de centros urbanos, nos meios hídricos.

A falta de saneamento básico além de prejudicar a saúde da população, eleva os gastos da saúde pública com o tratamento às vítimas de doenças causadas pela falta de abastecimento de água, sistema de tratamento de esgoto e coleta de lixo. Segundo estudo da Coordenação de Pós-graduação e Pesquisa em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, já em 2004, 68% das internações nos hospitais públicos eram decorrentes de doenças provocadas por água contaminada, o que tende a aumentar a medida que cresce a população e ações preventivas não são tomadas (AMBIENTE BRASIL, 2004).

A disposição de resíduos, nutrientes e poluentes, provenientes de despejos industriais e domésticos tem gerado diversos problemas, ocasionando a eutrofização dos corpos hídricos, aumentando a carga de sedimentos depositados, bem como a concentração de elementos tóxicos (MARTINS, 2005).

Com isso a necessidade de aprimorar métodos de tratamento de efluentes e torná-los mais eficientes (custo/benefício) para o poluidor, é de grande importância em comparação com a qualidade ambiental que queremos proporcionar para o futuro.

Em regiões de clima tropical e subtropical, a digestão anaeróbia apresenta-se como solução econômica e confiável para o tratamento de esgotos sanitários, mas o processo anaeróbio fornece efluente com constituintes residuais, como gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos. Desta forma, efluentes advindos de reator anaeróbio de manta de lodo (reator UASB), por exemplo, necessitam de um sistema de pós-tratamento (SOUZA et al., 2000).

A fitorremediação é uma das alternativas para a descontaminação ambiental que envolve o uso de sistemas vegetais e de sua microbiota para remover, degradar ou isolar substâncias

tóxicas do ambiente. Esta técnica já é muito estudada e visa projetar áreas com baixo custo e de fácil operação e manutenção (ARAUJO et al., 2000).

O tratamento de efluentes ricos em materiais em suspensão e nutrientes orgânicos e inorgânicos tem se aprimorado, sendo ele de diferentes naturezas, como o físico e/ou biológico (KIM et al., 2005). Os tratamentos efetuados com macrófitas aquáticas flutuantes se mostraram bastantes promissores (KIM et al., 2005) e vêm sendo utilizados com êxito no tratamento de efluentes urbanos. No entanto, ainda existe um reduzido aproveitamento da biomassa vegetal produzida nesses sistemas de tratamento, onde as plantas necessitam ser retiradas periodicamente para otimizar a remoção de nutrientes (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006).

Este método de tratamento de efluentes gera uma quantidade considerável de biomassa e com isso surge a necessidade de avaliar novas formas de reutilização deste material.

Segundo Oashi (1999), utilizar eficazmente a biomassa renovável significa aproveitá-la de forma integral, adotando métodos e processos que transformem seus principais componentes em produtos úteis, tais como alimentos, energia, produtos químicos e também como nutrientes.

Toda biomassa é constituída de uma base seca, que consiste quase que integralmente de lignocelulose, nome dado a um conjunto de três polímeros que são: celulose, hemicelulose e lignina, que serve para produzir uma variedade de combustíveis, entre os quais se destacam alternativas para gasolina e óleo diesel, como para a produção de uma gama de substâncias químicas que sustentam a vida moderna (OASHI, 1999).

A produção de energia e aproveitamento da biomassa celulósica pode ser uma alternativa promissora para dar um destino adequado a biomassa gerada na fitorremediação evitando assim o descarte destes em aterros e/ou lixões.

Sendo assim, este trabalho teve como objetivo principal avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal através do potencial de fitorremediação de sete espécies de macrófitas aquáticas e avaliar o potencial de aproveitamento da biomassa gerada para produção de energia, como o efluente gerado na ETE- Estação de tratamento de efluentes da UNISC - Universidade de Santa Cruz do Sul, RS/ Brasil.

Desta forma propôs-se: realizar estudos em fluxo de batelada e fluxo contínuo em sistema de fitorremediação com sete diferentes espécies de macrófitas aquáticas; avaliar o potencial oleaginoso de duas espécies de macrófitas aquáticas; avaliar o teor de celulose presente nas sete

espécies estudadas na fitorremediação; selecionar espécies de macrófitas aquáticas mais eficientes nos sistemas com os diferentes fluxos trabalhados na fitorremediação; e, caracterizar os microrganismos presentes no meio de fitorremediação.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A presença em uma determinada região de um curso d'água em quantidade e qualidade adequados quase sempre age como fator decisivo para a instalação de comunidades urbanas ou agrícolas e mesmo para o início e continuidade do processo produtivo dos mesmos, uma vez que são usados para fornecer água, energia elétrica, transporte, alimento, diversão (MACHADO, 2005).

Contrariamente a tais necessidades, os cursos d'água vêm sendo poluídos por estas comunidades que necessitam deles para a sua sobrevivência. Esgotos domésticos e industriais, arraste de resíduos urbanos e agrícolas, entre outros, são as principais formas de contaminação e ocasionam alterações a qualidade dos meios hídricos, principalmente nos grandes centros urbanos. Cada uma dessas fontes possui características próprias quanto ao uso poluente que carregam, sendo que os esgotos domésticos apresentam contaminantes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias (MACHADO, 2005).

A utilização dos corpos hídricos lóticos (rios e córregos) ou lênticos (lagos, represas), e sua conservação com relação à qualidade de água de forma a atender ao uso múltiplo de seus recursos, é um dos grandes desafios em todo o mundo na atualidade (ANDRADE et al., 2007).

As águas de esgoto quando lançadas em um rio, são estabilizadas pela ação de organismos vivos presentes na água e por processos químicos nas quais é utilizado o oxigênio do ar (BOTELHO, 1987).

Segundo Andrade et al. (2007), a produção de resíduos domésticos, industriais e agrícolas tem gerado diversos problemas, ocasionando eutrofização dos reservatórios, aumentando a carga de sedimentos depositados, bem como a concentração de metais pesados e outros elementos tóxicos.

A eutrofização de lagos e reservatórios se dá devido ao enriquecimento de nutrientes para plantas, principalmente fósforo e nitrogênio, que entram como soluto e se transformam em partículas orgânicas ou inorgânicas (OGASHAWARA, 2006). O processo não é função exclusivamente da presença de nutrientes na água, mas é controlado também por fatores físicos ambientais naturais, entre os quais se destacam a transparência, a temperatura da água, estrutura térmica bem como o regime hidráulico do corpo de água (OGASHAWARA, 2006).

A eutrofização pode ou não ser benéfica, aumentando a produtividade primária, tornando o sistema ideal para a presença dos consumidores (zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes), ou causando sérios desequilíbrios com o superpovoamento de algas microscópicas (OGASHAWARA, 2006).

A eutrofização maléfica se dá pelas atividades antrópicas onde o homem polui através do lançamento de efluentes domésticos, efluentes industriais, resíduos agrícola, entre outros.

2.1 Tratamento de efluentes domésticos

Os esgotos, ricos em matéria orgânica, são lançados, na maioria das vezes, sem tratamento prévio no meio ambiente, poluindo corpos aquáticos e pondo em risco a saúde das populações que utilizarão essa água (COSTA et al., 2003).

Antes de serem lançados nos recursos hídricos, estes efluentes deveriam passar por sistemas de tratamento melhorando a qualidade e reduzindo o impacto negativo que venham a causar caso sejam descartados sem tratamento.

Existem várias técnicas de tratamento para os efluentes domésticos que visam a redução da carga orgânica gerada principalmente nos grandes centros urbanos. Uma destas técnicas é a fitorremediação que é um processo de tratamento de meios contaminados que utiliza plantas para remover poluentes.

2.1.1 Fitorremediação

O tratamento de efluentes ricos em materiais em suspensão e nutrientes orgânicos e inorgânicos tem se aprimorado, sendo ele de diferentes naturezas, como o físico e/ou biológico.

Conforme Andrade et al. (2007), o uso de vegetais para a melhoria das condições físico-químicas de meio aquoso é muito conhecido e aplicado no tratamento de efluentes. Esse é o caso do uso de algas que, associadas a vários tipos de microorganismos, desenvolvem-se degradando, imobilizando ou acumulando poluentes. Isso ocorre de modo natural em águas residuárias, onde,

por exemplo, as plantas interagem simbioticamente com as bactérias. O autor salienta ainda que nessa simbiose, as plantas produzem, por meio de fotossíntese, a maior parte de oxigênio utilizado pelas bactérias aeróbias na degradação de matéria orgânica.

As bactérias, por sua vez, liberam pela respiração o CO₂ que é empregado pelas algas na fotossíntese, além de outros produtos que auxiliam no desenvolvimento vegetal. Outra simbiose que pode maximizar a eficiência da fitorremediação do meio aquático é a presença de micorrizas, o que aumenta a absorção de água e elementos inorgânicos pelas plantas (ANDRADE et al., 2007).

Os tratamentos efetuados com macrófitas aquáticas flutuantes se mostraram bastante promissores, segundo Henry-Silva e Camargo (2006), e vêm sendo utilizados com êxito no tratamento de efluentes urbanos. Estes autores avaliaram a eficiência de sistemas compostos de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) no tratamento de efluentes gerados por um viveiro de manutenção de reprodutores de camarões-canela (*Macrobrachium amazonicum*). Em outro trabalho de Henry-Silva e Camargo (2008), os autores concluíram que a remoção de nutrientes das macrófitas utilizadas nos tratamentos, foram constatados os maiores valores de remoção para o fósforo total (41,9% pelo controle; 71,6% por *E. crassipes*; 69,9% por *P. stratiotes*; 72,5% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 72,1% por *P. stratiotes* + *E. crassipes*) e entre as formas nitrogenadas, as maiores remoções foram verificadas para N-nitrito (14,8% pelo controle; 54,3% por *E. crassipes*; 54,5% por *P. stratiotes*; 51,1% por *E. crassipes* + *P. stratiotes*; e 52,7% por *P. stratiotes* + *E. crassipes*).

Redding et al. (1997), que avaliaram o tratamento de efluentes de piscicultura utilizando macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, constataram que elevadas concentrações de N-amoniacal (0,2 - 4,3 mg L⁻¹) e N-nitrato (1,2 - 11,7 mgL⁻¹), reduziram formas nitrogenadas, respectivamente, de 4,3 e 3,3% por *Azolla filiculoides* (flutuante), 8,2 e 5,9% por *Elodea nuttalli* (submersa) e 10,7 e 15,4% por *Rorippa asturtiumaquaticum* (emersa).

Henry-Silva e Camargo (2008) destacaram ainda que a eficiência dos sistemas com *E. crassipes* e *P. stratiotes* na redução da turbidez pode ser atribuída principalmente ao grande desenvolvimento radicular dessas duas espécies e à pouca profundidade dos tanques, que, provavelmente, criaram condições favoráveis para a adsorção e precipitação do material particulado em suspensão.

2.1.1.1 Poluentes a serem removidos pela fitorremediação

As substâncias alvo da fitorremediação incluem metais (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se), compostos inorgânicos (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}), elementos químicos radioativos (U e Cs), hidrocarbonetos derivados de petróleo (BTEX), pesticidas e herbicidas (atrazine, bentazona, compostos clorados e nitroaromáticos), explosivos (TNT, DNT), solventes clorados (TCE, PCE) e resíduos orgânicos industriais (PCPs, PAHs), entre outros (DINARDI et al., 2003).

Ainda segundo Dinardi et al. (2003), o aguapé é capaz de retirar quantidades consideráveis de fenóis, metais pesados e outras substâncias tais como 0,7 mg de Cd/Os (peso seco) e 0,5 mg de Ni/g de peso seco (PS).

2.1.1.2 Funcionamento de sistemas de fitorremediação

Muitas plantas são capazes de bioacumular poluentes em suas partes acima da superfície, que são colhidas então para a remoção de tais contaminantes.

A Fitorremediação degrada a matéria orgânica, reduz DBO, DQO, odor proveniente do H_2S , teor de hidrocarbonetos, solventes, produtos clorados, amônia, metais pesados, etc.

O sistema é dimensionado de acordo com as condições encontradas como, área disponível, grau de contaminação, fonte de poluição, etc. Seu mecanismo de ação é baseado na combinação de plantas com ou sem substratos (areia, solo ou cascalho) onde, de forma natural e sob condições ambientais adequadas, ocorre a formação de biofilme, que agregam uma população variada de microrganismos. Estes microrganismos juntamente com as plantas, com os substratos e em condições ideais de umidade e temperatura promovem a extração do poluente (MELO, 2007).

É considerada uma tecnologia de custo relativamente baixo se comparado com outras tecnologias convencionais de tratamento de efluentes, principalmente por utilizar plantas e seus microrganismos associados, ou seja, por se caracterizar como sendo um processo natural no meio ambiente.

As plantas através de sua zona radicular apresentam a capacidade de biotransformar moléculas orgânicas exógenas, onde a rizosfera, como é denominada esta zona, tem sido desde então estudada por sua importante função de utilizar moléculas poluentes como fonte de nutrientes para os diversos microrganismos que cohabitam nesta região (MELO, 2007).

A fitorremediação utiliza sistemas vegetais para recuperar águas e solos contaminados por poluentes orgânicos ou inorgânicos. Esta área de estudo tomou impulso nos últimos dez anos, quando verificou-se que a zona radicular das plantas apresenta a capacidade de biotransformar moléculas orgânicas exógenas (externas) (MAZZUCO, 2008). A rizosfera, como é denominada esta zona, tem sido desde então estudada por sua importante função: fonte de nutrientes para os diversos microrganismos que cohabitam nesta região (DINARDI et al., 2003). Assim, como a sua capacidade de estimular a degradação de pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos polinucleares e outras substâncias químicas (FAÇANHA, CASTRO e SANTANA, 2007).

2.1.1.3 Sistemas de fitorremediação com macrófitas aquáticas

Dinardi et al., (2003) descrevem vários tipos de sistemas de lagoas para aplicação das macrófitas, que podem ser constituídos dependendo das características de cada planta ou do sistema de lagoa que se deseja empreender:

2.1.1.3.1 Sistemas baseados em macrófitas aquáticas flutuantes (enraizadas ou livres)

Trata-se de plantas com seus tecidos fotossintéticos flutuantes e com raízes longas livres ou enraizadas, dependendo da profundidade do meio a ser tratado (Figuras 1).

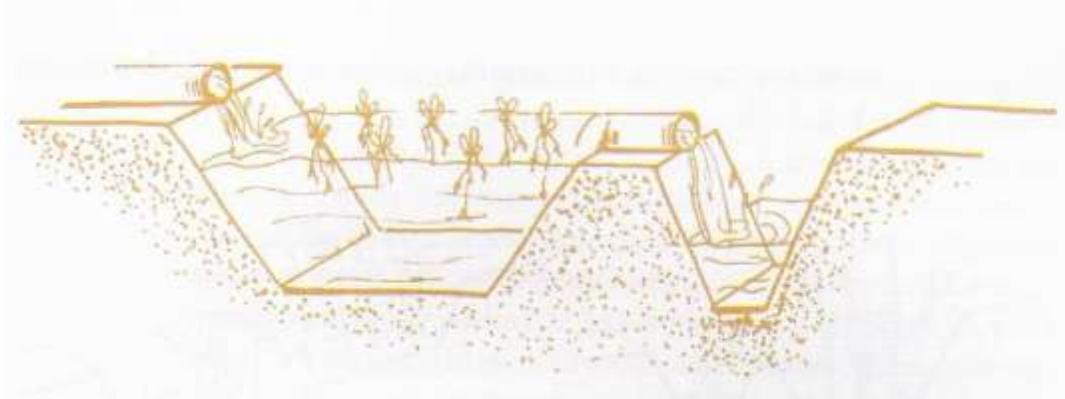


Figura 1 - Sistema baseado em macrófitas aquáticas flutuantes (enraizadas ou livres).
Fonte: Andrade et al., 2007.

2.1.1.3.2 Sistemas baseados em macrófitas submersas

Tratam-se de plantas com os seus tecidos fotossintéticos completamente imersos. As principais espécies que integram este tipo são: *Elodea canadensis*, *Elodea nuttali*, *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum*, *Potamogeton* spp. (Figura 2).

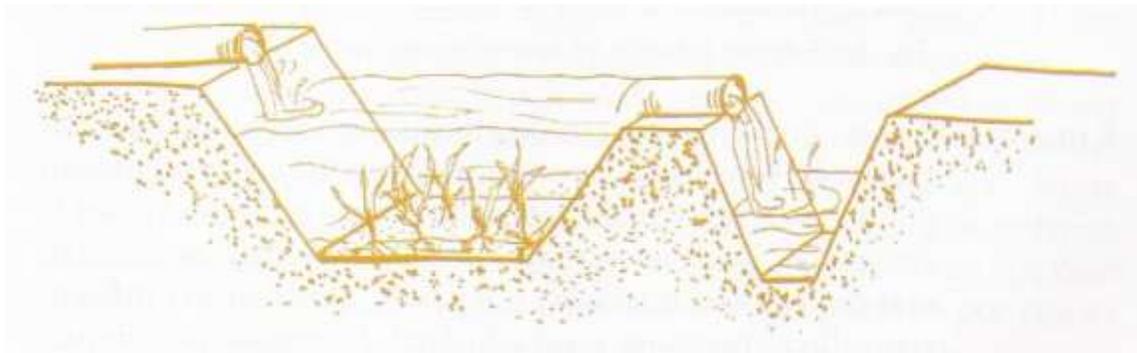


Figura 2 - Sistema baseado em macrófitas aquáticas submersas.
Fonte: Andrade et al., 2007.

2.1.1.3.3 Sistemas baseados em macrófitas aquáticas emergentes

Na concepção de um sistema de tratamento é possível optar por um destes tipos, isoladamente, ou combiná-los, seja entre si, seja com órgãos de sistemas convencionais de depuração (Figura 3).

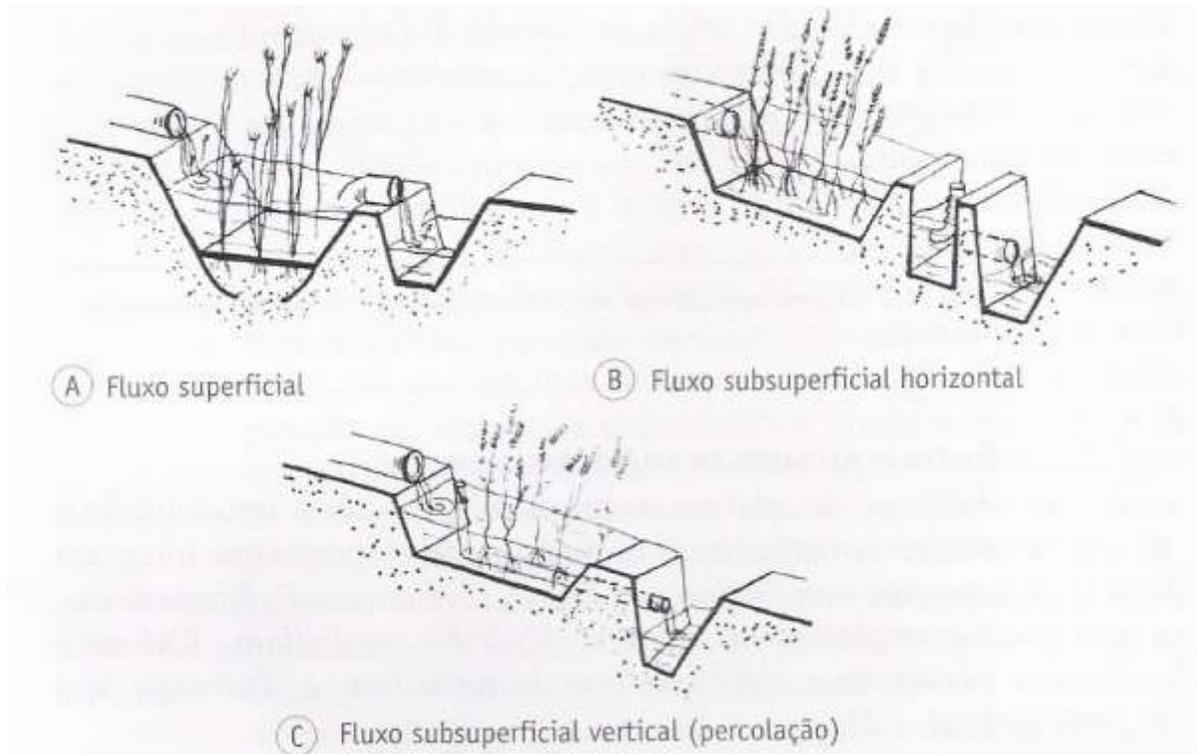


Figura 3 - Sistema baseado em macrófitas aquáticas emergentes: (a) fluxo superficial; (b) fluxo subsuperficial horizontal; (c) fluxo subsuperficial vertical (percolação).

Fonte: Andrade et al., 2007.

2.1.1.4 Macrófitas

Macrófitas aquáticas são vegetais muito utilizados na descontaminação de águas e efluentes, algumas são hospedeiras de algas e bactérias fixadoras de nitrogênio. Segundo COOK (1996), as macrófitas aquáticas ou plantas vasculares são todas as plantas cujas partes fotossinteticamente ativas estão o tempo todo ou por alguns meses em cada ano, submersas em água ou flutuantes em sua superfície.

Conforme Andrade et al. (2007), plantas superiores como macrófitas aquáticas, são muito utilizadas no tratamento de efluentes e destacam, com base em diversos autores, algumas espécies mais avaliadas como propícias para esse tipo de uso: *Phragmites australis*, *Elodea* sp., *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens* e *Eichhornia crassipes*.

A ampla distribuição e a capacidade de colonizar novos ambientes, associadas às altas taxas de crescimento e à elevada capacidade de estocarem nutrientes, tornam as macrófitas flutuantes potencialmente atrativas do ponto de vista econômico (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Estas espécies constituem-se em uma importante comunidade nos ecossistemas aquáticos, por sua abundância, alta produtividade e contribuição para a diversidade biológica (ANDRADE et al., 2007). Proporcionam local adequado para o desenvolvimento de microorganismos, pois suas raízes servem de substrato para a deposição de ovos de diversos animais e abrigo para o zooplâncton, que constitui a principal alimentação de muitos peixes pequenos (ROCHA e ESPÍNDOLA, [ca. 2006]).

Por necessitarem de altas concentrações de nutrientes para seu desenvolvimento, as macrófitas aquáticas são utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos, pois suas raízes podem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas, além de formarem uma densa rede capaz de reter as mais finas partículas em suspensão (ROCHA e ESPÍNDOLA, [ca. 2006]).

A presença de Aguapé, Alface-d'água e Orelha-de-rato, são indicadoras de ambientes poluídos (estado trófico do ambiente aquático), pois estas espécies costumam se desenvolver melhor em ambientes eutrofizados (isto é, enriquecido por nutrientes), com altas concentrações de matéria orgânica (ROCHA e ESPÍNDOLA, [ca. 2006]).

Segundo Andrade et al. (2007), contribuem para a caracterização de ambientes, pois podem ser usadas como bioindicadoras da qualidade da água na despoluição de ambientes aquáticos. Já conforme Rocha e Espíndola [ca. 2006], a presença de Lírio-d'água, elódea e algumas espécies de *Nymphoides*, são indicadoras de ambientes menos poluídos.

Alguns limites de tolerância de cada planta devem ser observados. Com isso a Tabela 1 mostra alguns parâmetros fundamentais a serem observados para o crescimento e eficiência de algumas macrófitas avaliadas neste trabalho.

Tabela 1 - Parâmetros necessários para o desenvolvimento de cada espécie de macrófita

Nome científico	<i>Azolla</i> sp.	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Utricularia</i> sp.	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Limnobium laevigatum</i>
Família	Azoláceas	Pontederiáceas	Lentibulariáceas	Halorragáceas	Salviniáceas	Salviniáceas	Hidrocaritáceas
Crescimento	médio	rápido	rápido	rápido	rápido	rápido	médio
pH	6,0 a 8,0	5,5 a 9,0	5,0 a 8,0	5,5 a 7,5	6,0 a 8,5	6,0 a 8,5	5,5 a 7,5
Temperatura	10 a 26°C	15 a 30°C	15 a 30°C	22 a 30°C	15 a 30°C	15 a 30°C	18 a 28°C
Porte	pequeno	grande	pequeno	médio	pequeno	pequeno	médio
Zona	superfície	superfície	submersa	meio ou fundo	superfície	superfície	superfície

Fonte: Adaptado de AQUAONLINE, 2007; ROCHA e ESPÍNDOLA,[ca. 2006].

2.1.1.5 Vantagens e desvantagens da fitorremediação

A fitorremediação oferece várias vantagens que devem ser levadas em conta. Grandes áreas podem ser tratadas de diversas maneiras, a baixo custo, com possibilidades de remediar

águas contaminadas, o solo e subsolo e ao mesmo tempo embelezar o ambiente (DINARDI et al., 2003).

Conforme Costa (2004), algumas vantagens e limitações com o uso da fitorremediação podem ser vistas na Tabela 2.

Tabela 2 - Vantagens e limitações da fitorremediação

VANTAGENS	LIMITAÇÕES
<ul style="list-style-type: none"> - Baixo custo de implantação - Melhoria da paisagem - Reduzido impacto ambiental - Aceitação pelo público - O produto final (a planta) pode ser valorizado economicamente. Possibilidade de reciclagem de metais - Processo mais facilmente controlado do que com microorganismos - Tecnologia que fornece a sua própria energia (pela fotossíntese) - A colheita das plantas que acumulam metais pesados é fácil de realizar com a tecnologia existente - Espécies carnívoras controlam a proliferação de larvas de mosquitos, entre outros vetores. 	<ul style="list-style-type: none"> - Os metais não são remediados, se não estiverem ao alcance das raízes - Tecnologia anda em desenvolvimento e ainda não aceita por organismos reguladores - Tratamento mais lento que as técnicas físico-químicas tradicionais (dura pelo menos o tempo de crescimento da planta), demandando médias e grandes áreas de tratamento - Se a concentração de metais é muito tóxica, a vegetação pode não se desenvolver - Conhece-se pouco sobre o cultivo, a genética, a reprodução e as doenças das plantas fitorremediadoras - Pode haver propagação da contaminação na cadeia alimentar se as plantas acumuladoras forem ingeridas por animais - Evita proliferação de moscas, mosquitos, borrachudos e roedores - Se as plantas liberarem compostos que permitam o aumento da mobilidade dos metais, este em vez de serem assimilados pelas plantas podem ser “lavados” para as águas subterrâneas - As plantas são, em geral, seletivas no metal em remediar, embora possam ocasionalmente remediar mais do que um metal - Necessidade de manejo das macrófitas (retirada e descarte)

Fonte: Adaptado de Costa, 2004; COOPER et al. (1990).

2.1.2 Espécies avaliadas para fitorremediação

As espécies estudadas neste trabalho foram: *Azolla filiculoides* Lam., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Utricularia gibba* L., *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Vederkruid, *Salvinia herzogii* (Aubl.), *Salvinia minima* Baker e *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine que estão presentes em habitat naturais da região.

I) *Azolla filiculoides* Lam.: flutuante que pertence a classe Filicopsida, a ordem Salviniales e a família Asollaceae, de 1 a 5 centímetros de comprimento, formando um tapete

mais ou menos compacto que cobre a superfície da água, com numerosas raízes simples, filamentosas. Ramificações alternas pseudodicotômicas, frondes pequenas, bilobadas, imbricadas que cobrem totalmente as ramificações. A porção central mais espessa, com aerênquima, coloração verde ou vermelho-esverdeado, com uma cavidade central em cujo interior são encontradas algas cianofíceas, conhecidas como cianobactéria ou algas azuis, do gênero *Anaebaena* (CORDAZZO & SEELIGER, 1995).

II) *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.: planta perene da classe Liliopsida, ordem Commelinales e família Pontederiaceae, aquática, fixa e flutuante. Na flutuante o caule é estolonífero e curto e as raízes numerosas, pendentes e plumosas, em geral de coloração azulada. Roseta de folhas com pecíolos curtos e grossos, às vezes quase globosos, que servem de flutuadores, lâmina orbicular ou reniforme, glabra. Durante o verão apresenta flores azuis, com matriz amarela, dispostas em espigas. A reprodução é por via vegetativa ou por sementes (CORDAZZO & SEELIGER, 1995).

III) *Utricularia gibba* L.: é aquática ou semi-aquática, pertence a classe Utriculariotea, a ordem Lamiales e a família Lentibulariaceae. Pode ser considerada uma planta carnívora, sendo adequada à fitorremediação por eliminar as possíveis larvas que estariam proliferando-se no meio. O nome *Utricularia* vem do latim utriculus, pequena garrafa. As utriculárias aquáticas são semelhantes a uma massa de filamentos que pode atingir vários metros. Com folhas filiformes onde dispõe as armadilhas. No inverno a planta para o seu crescimento e passa à forma de hibernagem, uma espécie de tubérculo que lhe permite resistir ao frio (DAEY et al., 2006).

IV) *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Vederkruid: *Myriophyllum brasiliense* (Camb) é sinônimo de *Myriophyllum aquaticum* (Vederkruid) Verdc, planta aquática muito difundida mundialmente, pertencente à classe Dicotyledoneae, ordem Myrtales e a família Haloragaceae (COUCH & NELSON, 1991; NEGRISOLI et al., 2003), sendo originária da América do Sul e de ocorrência natural no Brasil. É uma planta perene, aquática, podendo se desenvolver totalmente submersa, como nos aquários, ou com a porção terminal dos ramos emersa. A planta mantém-se enraizada no lodo, no fundo de lagos com até 2 m de profundidade, ou nas margens, deixando que os ramos avancem pela água; a parte terminal dos ramos geralmente emerge em concentrações densas, que permitem apoio - a parte fora da água pode atingir 30 cm de comprimento (KISSMANN, 2000; NEGRISOLI et al., 2003). Apesar de ser de água doce, é uma

das plantas aquáticas que toleram a maior concentração de salinidade; só a partir de concentrações de 1% de cloreto de sódio na água começa a se inibir o desenvolvimento (NEGRISOLI et al., 2003).

V) *Salvinia herzogii* (Aubl.): conhecida como marrequinha é uma planta aquática flutuante muito utilizada em aquarismo, da classe Filicopsida, ordem Salviniiales e família Salviniaceae. Sua beleza delicada é mais ressaltada quando vegeta sobre laguinhos e fontes pequenas. Multiplica-se muito rapidamente e por este motivo também é considerada daninha, sendo que o seu controle pode ser muito difícil, dependendo da extensão da lâmina de água. Suas folhas são ovais, pilosas e sulcadas. Despoluidora, cresce em ambientes aquáticos bem contaminados. Sua remoção periódica é necessária para que não impeça a passagem de luz solar no meio. Devem ser cultivadas em sol pleno nos mais diversos tipos de recintos de água doce, sendo que não são necessárias adubações. Multiplica-se por divisão da planta (MEIRELLES, [ca. 2008]).

VI) *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine: é uma planta de superfície, ornamental, nativa das Américas do Sul e Central, muito usada em todo o mundo em aquários, lagos, fontes e ainda como filtro biológico. Pertence a classe, ordem e família Hydrocharitaceae. Luz: sol pleno e meia-sombra, ou em aquários e fontes com boa iluminação; Tamanho: em média 10 cm, mas pode chegar a 15 cm de diâmetro. As raízes podem chegar a 30 cm e quando atingem o fundo a planta desenvolve folhas que se elevam acima da superfície da água com grande efeito visual; Crescimento: médio a rápido dependendo da disponibilidade de nutrientes; Utilidades: além da planta ser ornamental, pode ser usada como filtro biológico, para fazer sombreamento em algumas áreas para peixes e plantas que não toleram iluminação excessiva e suas longas raízes são um excelente esconderijo para peixes menores, alevinos e crustáceos. Cuidados: Fácil. Não é invasiva, mas periodicamente deve-se retirar algumas mudas para que não tomem conta de toda a superfície.

2.2 Aproveitamento da biomassa

A fitorremediação, por ser uma alternativa para a descontaminação ambiental que envolve o uso sistemas vegetais e de sua microbiota, é muito realizada com macrófitas aquáticas que

reduzem elevados índices de nitrogênio e fósforo. Estes vegetais vêm sendo utilizados com êxito no tratamento de efluentes urbanos e de aquicultura (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Esta técnica produz, no final do ciclo da planta, uma elevada biomassa e esta precisa ser descartada corretamente dependendo dos poluentes que assimilaram durante o tratamento.

Segundo Gentelini et al. (2008), que avaliou a produção de biomassa de duas macrófitas aquáticas num sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica sob três condições de tempo de detenção hidráulica, aguapé (*Eichhornia crassipes*) pode aumentar sua massa verde em 15% por dia acumulando 800 kg por hectare, dobrando-a a cada seis ou sete dias. Sob condição ótima, produz até 480 toneladas de massa verde por hectare ano, com um incremento de volume de 4,8% ao dia (ALVES et al., 2003).

Por outro lado a *Egeria densa* apresenta alta taxa de crescimento específico e tempo de duplicação relativamente curto, podendo ocupar grandes extensões e acumular cerca de 50 toneladas por hectare nas regiões mais colonizadas (RODELLA et al., 2006).

A diferença nos valores de produtividade e taxas de crescimento de macrófitas aquáticas decorre principalmente da espécie e o tipo ecológico, competição intra e interespecífica e das características abióticas, constituídas de temperatura, radiação, transparência da água, nível da água e velocidade de corrente, tipo de substrato e concentração de nutrientes (CAMARGO et al. 2006).

Este método de tratamento de efluentes gera uma quantidade considerável de resíduos e com isso surge a necessidade de avaliar novas formas de reutilização desta biomassa.

Segundo Oashi (1999), utilizar eficazmente a biomassa renovável significa aproveitá-la de forma integral, adotando métodos e processos que transformem seus principais componentes em produtos úteis, tais como alimentos, energia e produtos químicos.

Nesse contexto, alternativas de aproveitamento dessa biomassa excedente podem ser implementadas, como por exemplo, na produção de papel e biogás, na alimentação de animais e na fertilização de solos (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Os vegetais utilizados nesta técnica fornecem materiais de importância econômica para a sociedade, pois podem ser utilizadas como alimento para o homem e para animais de criação, como fertilizante de solo, como fertilizante de tanques de piscicultura ou abrigo para alevinos, como matéria prima para a fabricação de remédios, utensílios domésticos, artesanatos e tijolos

para a construção de casas, como recreação e lazer, pois podem ser cultivadas em lagos artificiais como plantas ornamentais (MARTINS, 2005).

Este resíduo (biomassa), dependendo da contaminação que remediou, pode servir de matéria prima para outros produtos. Segundo MARTINS (2005), estas espécies fornecem materiais de importância econômica para a sociedade, pois podem ser utilizadas como alimento para o homem e para o gado, como fertilizante de solo, como fertilizante de tanques de piscicultura ou abrigo para alevinos, como matéria prima para a fabricação de remédios, utensílios domésticos, artesanatos e tijolos para a construção de casas, como recreação e lazer, pois são cultivadas em lagos artificiais como plantas ornamentais, etc.

Por serem compostos vegetais, outras possibilidades de reaproveitamento da biomassa das macrófitas podem ser estudadas, tais como produção de energia, avaliando o teor de celulose e de óleo de cada espécie para produção de biocombustíveis.

A celulose é um polímero de "cadeia longa" que é composto por um único monômero, carboidratado (hidratado de carbono), classificado como polissacarídeo (ARINELLI, 2009). Ela é o componente estrutural primário das plantas e pode ser utilizada para a produção de álcool de cadeia curta.

Segundo Yang e Wyman (2007), enzimas conhecidas como celulases foram melhoradas para dividir a celulose, e a melhor integração do processo realçou ainda mais o desempenho da tecnologia. O combustível feito da biomassa celulósica traz inúmeros benefícios tanto para a economia, o meio ambiente, quanto para a segurança energética nacional.

Os materiais lignocelulósicos possuem outras aplicações de grande valia, além de suprirem as necessidades energéticas dos processos. A lignina, também chamada "petróleo verde", é considerada o primeiro composto aromático renovável e poderá substituir o petróleo em muitas de suas aplicações. Tanto a lignina como seus derivados são bastante valorizados no mercado (OASHI, 1999).

Castro e Dantas (2008) mencionam que a discussão sobre a bioenergia não deve apenas se focar aos biocombustíveis, mas levar em conta também a bioeletricidade, pois a produção pode ser feita de forma conjunta, porque o desenvolvimento do etanol de celulose irá criar um custo de oportunidade entre gerar etanol ou eletricidade a partir da biomassa contida em resíduos, como florestais e agrícolas.

O etanol celulósico poderá ser produzido em escala pré-comercial em 2011 e produzido no Brasil, e especialistas do Centro de Tecnologia Canavieira asseguram que o sucesso do mercado mundial de biocombustíveis nos próximos anos está na obtenção de enzimas capazes de reduzir os custos de produção de etanol celulósico (JORNAL CANA, 2009).

Juntamente com a celulose, ela se presta ainda para a fabricação de plásticos biodegradáveis e possui uma gama de aplicações na farmacologia, agroquímica, perfumaria e em diversos produtos alimentares. Da mesma maneira, a celulose encontrada na biomassa vegetal tem uma grande aplicação como emulsificante e adesivo. Além disso, dadas as suas propriedades cicatrizantes e de retenção de água, poderá ter grande utilização em produtos médicos e cosméticos. Finalmente, a hemicelulose, em face das suas propriedades gelificantes utilizadas na alimentação, poderá representar uma força abundante de polímeros para a indústria química (OASHI, 1999).

Pode-se citar, ainda, como exemplos: plásticos e polímeros em geral, adubos, defensivos e outros produtos para a agricultura; fibras sintéticas, elastômeros, tais como borracha sintética e borracha natural aditivada e modificada; adesivos; solventes; lubrificantes; tenso-ativos (detergentes e outros produtos de limpeza); produtos para vedação; proteção e decoração de superfícies; perfumes e aromas; aditivos para preservação e beneficiamento de alimentos; fármacos e medicamentos veterinários e muitos outros produtos de química fina (OASHI, 1999).

A celoluse é reconhecida como constituinte de cerca de 33% do peso da planta, em combinação com a lignina, com hemicelulose e pectina e não é digerível pelo homem, constituindo uma fibra dietética (ARINELLI, 2009).

Na indústria química a celulose costuma ser empregada para a produção de polpa e fibras, as quais tem um mercado certo, no entanto, muito mais celulose poderia ser utilizada de materiais alternativos, como resíduos, lixos e outros como, biomassa produzida no processo de fitorremediação de efluentes industriais e esgotos (OASHI, 1999). Neste sentido já existem várias iniciativas como mostra na Tabela 3 a seguir.

Tabela 3 - Possíveis aproveitamentos de resíduos do processamento de fibras vegetais

Resíduo			
Fibra	Produto principal	Denominação	Aproveitamento para outros fins
Sisal	Fibra verde antes da secagem	Bucha verde (já separada do bagaço) – umidade aprox.: 120% em massa	Uso potencial para produção de celulose
	Fibra beneficiada	Refugo/bucha	Reforço de gesso, produção de fios e celulose
	Fios	Bucha branca (sem tratamento)	Produção de celulose (uso total)
	Cordas	Fibras curtas (menos de 3 cm)	Combust. e adubo (uso desprez.)
	<i>Baler twine</i>	Bucha (tingim. c/ anilina e mist. c/ óleo mineral)	Reprocessamento (uso total)
	(Fio agrícola)	Fibras curtas (tingim. c/ anilina e mist. c/ óleo mineral)	Combustível (uso total)
	Tapetes	Retalhos de fios (submetidos a tingimento a quente)	Uso potencial para produção de celulose
Piçava	Fibra limpa e penteada	Mistura de fibras e palha (refugo)	Nenhum
	Fibra p/ prod. Vassouras	Fibras fora de padrão	Reprocessamento (parcial)
Algodão	Fios para tecelagem	Microfibras: 85% algodão e 15% poliéster	Enchimento para almofadas e colchões
Polpa celulose de eucalipto	Produção de papel	Rejeito - umidade aprox.: 60% em massa	Papel de qualidade inferior
		Pó residual não peneirado – umidade aprox.: 80% em massa	Desprezível
Coco	Fibras longas	Fibra curta	Parcial
		Refugo de fibra longa	Nulo
	Fibras longas e médias	Fibras curtas (1-3 cm)	Parcial: filtros, mantas, tapetes e substrato agrícola
	Fibras longas e curtas	Pó misturado com fibrinhas – umidade aprox.: 80% em massa	Parcial: o pó (50% em massa) é utilizado como substrato agrícola
Rami	Fibra bruta de 1ª para tecelagem	Resíduo do amaciamento	Substrato de uso agropecuário
	Fibra bruta de 2ª para tecelagem	Resíduo do amaciamento	Substrato de uso agropecuário
Banana	Fruta de mesa e para indústria	Fibra do pseudocaule - base seca	Substrato de uso agrícola
Malva	Fibra bruta limpa	Fibra tipo 4	Tecelagem e fiação, com baixo rendimento

FONTE: Savastano et al. (1997); Oashi (1999).

Outros estudos importantes na área de produtos químicos e materiais industriais foram realizados por pesquisadores de grandes instituições internacionais, como a Universidade de Laval, a Universidade de Sherbrooke e a Universidade de Quebec, entre outras, que têm desenvolvido várias pesquisas sobre a utilização das fibras naturais como matérias-primas valiosas para a produção de diferentes compósitos, procurando descobrir novas oportunidades de mercado (OASHI, 1999):

- Materiais compósitos à base de resinas termoplásticas e de fibras de madeira transformada. Um procedimento combinando uma reação química com temperaturas elevadas, em conjunto com outros materiais, tem permitido fabricar compósitos de qualidade superior a partir de resinas termoplásticas, recicladas ou não, e de fibra de madeira transformada.
- Produção de biomassa lignocelulósica a partir de culturas de curta rotação. Algumas culturas intensivas de curta rotação (como a cultura de plantas que crescem em lugares úmidos) constituem em uma maneira ecológica de produzir biomassa lignocelulósica, podendo esta ser convertida em energia ou servir de matéria-prima para a indústria de massas (pastas) e também de papéis ou outros materiais. Esse tipo de cultura permite igualmente valorizar as terras degradadas e abandonadas pela agricultura. Esse tipo de cultura chega a alcançar normalmente rendimentos anuais em torno de vinte ou mais toneladas de matéria seca por hectare. A utilização de usinas municipais de depuração de lodo como fertilizante confere uma vantagem suplementar à tecnologia, capaz de contribuir para a reciclagem de importantes quantidades desse material dentro de um novo conceito integrado.
- O "craqueamento com reação a vapor" aplicado a um novo tipo de indústria: as biorrefinarias. Na separação dos constituintes das fibras de madeira e de plantas, o fracionamento com alta pressão de vapor ou craqueamento vem permitir a valorização da celulose, das hemiceluloses, de lignina e de diversos produtos de extração dentro de diversos setores industriais (agroalimentar, farmacêutico, biomateriais, etc). Assim, a tecnologia é chamada a contribuir para o progresso de um novo tipo de indústria: as biorrefinarias. Ao transformar esses compostos através do craqueamento, essas indústrias

com "efluente zero" poderão fabricar toda uma gama de produtos de alto valor agregado: produtos de química fina, derivados oxi-aromáticos, etc.

- Fabricação de placas de revestimento (*panneaux*) - Desenvolvimento de adesivos fenolformadeildo à base de lignina modificada. Os pesquisadores do Departamento de Ciências da Madeira, da Universidade de Laval, implantaram um procedimento que permite aumentar a taxa de incorporação da lignina dos adesivos fenolformadeildo utilizadas pelos fabricantes de placas de revestimento (aglomerados). Realizada a partir de procedimentos termoquímicos, essa nova receita de fabricação de adesivos permite acreditar que brevemente as empresas que produzem esse tipo de revestimento possam melhorar a confiabilidade, a qualidade e a rapidez de suas técnicas de fabricação.

Qualquer que seja a origem ou a forma de obtenção da biomassa (florestal, agrícola ou urbana), é importante que se considerem as suas potencialidades de valorização. Alguns tipos de biomassa possuem um maior potencial de aproveitamento e, por isso, originam produtos com melhores oportunidades de mercado (OASHI, 1999).

A reutilização dos recursos renováveis deve ser o principal fator a ser considerado para evitar que processos agressivos, que utilizem muita energia e que produzam produtos não recicláveis ou não renováveis, sejam reduzidos da cadeia de produção em escala mundial.

Com isso a biomassa deve ser considerada como um dos maiores recursos energéticos do futuro, e como as plantas são partes integrantes de um sistema bioenergético, pois recuperam o oxigênio, remove o dióxido de carbono e purificam o ambiente (água, ar e solo).

3 METODOLOGIA

3.1 Instalação das unidades de tratamento

O local de estudo onde o sistema de fitorremediação foi instalado foi na estação de tratamento de efluentes (ETE) do campus da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC) que funciona sob licença ambiental de operação de nº 4584/2007- DL emitida pela FEPAM-Fundação de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler - RS. Esta estação opera com uma vazão máxima de $360 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ e é constituída pelas seguintes unidades de tratamento de efluentes: tanque equalizador, desarenador, gradeamento, reator UASB, biofiltro aerado, decantador e leito de secagem de lodo, conforme mostra a Figura 4. O efluente avaliado foi coletado na caixa de inspeção localizada ao final do tratamento realizado na estação (destacado em azul) e onde o sistema foi instalado no leito de secagem (destacado em azul).



Figura 4 - Esquema geral com a descrição de cada etapa de tratamento da ETE da universidade onde o estudo foi realizado

3.2 Espécies de macrófitas aquáticas utilizadas

As espécies de macrófitas flutuantes estudadas foram escolhidas em uma propriedade rural localizada na Linha Número Um, interior do município de Vera Cruz - RS. Tais espécies foram escolhidas e estão apresentadas na Figura 05: a) *Azolla filiculoides*; b) *Eichhornia*

crassipes; c) *Utricularia gibba*; d) *Myriophyllum aquaticum*; e) *Salvinia herzogii*; f) *Salvinia minima*; g) *Limnobium laevigatum*.

As macrófitas aquáticas foram retiradas de reservatórios onde se encontravam cultivadas a mais de cinco anos com condições mínimas de crescimento, ou seja, estavam em condições artificiais de crescimento e acostumadas com este habitat. Com isso, ao serem introduzidas em outros meios poderiam sofrer quando expostas a elevadas cargas de poluentes. As espécies selecionadas foram armazenadas durante um período de aproximadamente 48 h para aclimação em reservatório com água potável.

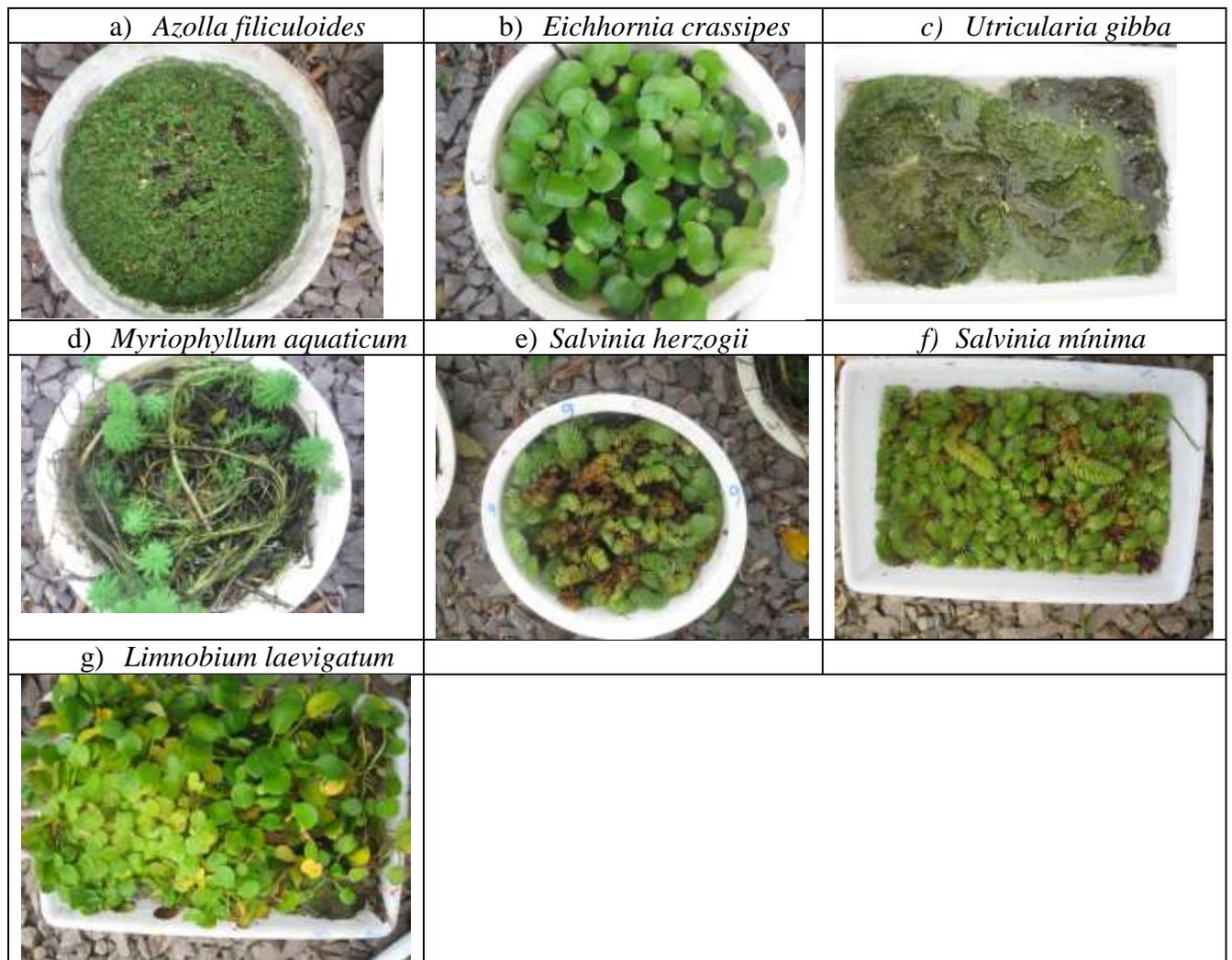


Figura 5 - Imagens resgistradas das espécies de macrófitas avaliadas

Cabe destacar que algumas espécies avaliadas são espécies inéditas estudadas, com exceção da *Eichhornia crassipes*, e que este estudo buscou verificar o comportamento, a resistência, o crescimento das unidades e a remoção de contaminantes dos efluentes avaliados.

3.3 Ensaios de fitorremediação com diferentes sistemas de macrófitas

O tipo de sistema de fitorremediação instalado foi, conforme classifica Andrade et al. (2007), um sistema simples e combinados baseados em macrófitas flutuantes (enraizadas ou livres) e macrófitas submersas. Na concepção deste sistema de tratamento foi optado em avaliar as espécies isoladamente, e também combiná-las, seja entre si, e mantendo o fluxo superficial de tratamento.

Este trabalho foi realizado através de dois diferentes fluxos, em quatro etapas:

- Etapa I- Sistema por batelada com sete espécies de macrófitas;
- Etapa II- Sistema de fluxo contínuo com três espécies mais eficientes de macrófitas avaliadas na etapa I;
- Etapa III- Sistema de fluxo contínuo com três espécies mais eficientes de macrófitas avaliadas na etapa I - ordem inversa a etapa II e substituição de uma das espécies;
- Etapa IV- Sistema por batelada com três espécies diferentes de macrófitas avaliadas na etapa I.

3.3.1 Etapa I

Após o condicionamento das espécies de macrófitas no meio em que seriam estudadas foi realizado o primeiro experimento de fitorremediação realizado em batelada, sendo todas colocadas em tanques separados com uma lâmina de água de 8,0 cm de altura, correspondendo a um volume aproximado de 28,8 L de efluente em cada reservatório (61 cm x 59 cm) onde cada

espécie foi avaliada em duplicata. A Figura 6 mostra a localização do sistema por batelada na ETE e a Figura 7 como as macrófitas foram distribuídas no sistema.



Figura 6 - Vista do sistema por batelada instalado no leito de secagem da ETE da universidade onde o estudo foi realizado



Figura 7 - Vista superior do sistema por batelada com os detalhes da distribuição das macrófitas em cada reservatório

Nesta etapa uma amostra inicial foi coletada no primeiro dia. Esta amostra denominada como “efluente bruto” foi coletada na caixa de inspeção localizada ao final do tratamento da ETE. Cabe destacar que o “efluente bruto” é o efluente que já passou por tratamento em reator de

fluxo ascendente (UASB) e biofiltro aerado na ETE da universidade, e que nos estudos desta dissertação foi avaliado para fins de caracterização inicial na primeira etapa deste trabalho.

Novas coletas foram realizadas no sétimo e décimo quarto dias de cada reservatório onde as espécies estavam sendo avaliadas, totalizando 14 amostragens por dia. As análises dos efluentes foram realizadas na Central Analítica da UNISC, seguindo as normas *do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed. (2005) e os parâmetros que foram analisados nesta etapa estão citados na Tabela 04 a seguir.

Tabela 4 – Parâmetros físico químicos analisados nas amostras coletadas na etapa I

Efluente	1º Dia	7º Dia	14º Dia
Bruto (caracterização inicial)	DBO5; DQO; NTK; N-NH ₃ ; Pt; Condutividade; pH e turbidez	-	-
Reservatório 1 A- <i>Azolla filliculoides</i>	-	DQO;NTK;N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 1 B- <i>Azolla filliculoides</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 2 A- <i>Eichhornia crassipes</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 2 B- <i>Eichhornia crassipes</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 3 A- <i>Utricularia sp.</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 3 B- <i>Utricularia sp.</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 4 A- <i>Myriophyllum aquaticum</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 4 B- <i>Myriophyllum aquaticum</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 5 A- <i>Salvinia herzogii</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 5 B- <i>Salvinia herzogii</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 6 A- <i>Salvinia minima</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 6 B- <i>Salvinia minima</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 7 A- <i>Limnobium laevigatum</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃
Reservatório 7 B- <i>Limnobium laevigatum</i>	-	DQO; NTK; N-NH ₃	DQO; NTK; N-NH ₃

O crescimento das macrófitas foi determinado pelo peso inicial e final das espécies, após remoção do excesso de líquidos em papel filtro por aproximadamente 5 minutos.

3.3.2 Etapa II

Na segunda etapa, as três espécies mais eficientes na etapa I quanto ao potencial de remoção de nitrogênio amoniacal, foram avaliadas por um sistema de fluxo contínuo, onde sete reservatórios foram interligados. Foi construído um sistema contendo um reservatório central com volume 500L, sendo chamado de “tanque de equalização de efluente bruto” e este distribuindo a vazão para dois fluxos: um fluxo sendo chamado de “fluxo efluente tratado” e outro fluxo chamado de “fluxo efluente de controle”, que serviu de comparativo do efluente do fluxo de tratamento (Figura 8).



Figura 8 - Vista superior do local onde a etapa II do sistema foi instalado na ETE

A Figura 9 mostra como foi construído o sistema na ETE e como o fluxo contínuo de fitorremediação foi interligado ilustrando deste a entrada do efluente bruto no reservatório, dividindo o fluxo entre a linha de tratamento e a linha sem tratamento (controle), bem como onde as amostras foram coletadas. Com uma lâmina de água de 8,5 cm de altura, o volume trabalhado nesta etapa foi de aproximadamente de 30,6 L de efluente em cada reservatório (com dimensões de 61 cm x 59 cm). Esta figura mostra também a saída do efluente tratado que foi despejado dentro do leito de secagem, pois este possui um sistema de recirculação de percolados para o tratamento da ETE, portanto tal efluente foi descartado visando a redução de impactos ambientais em corpos d'água ou no solo.

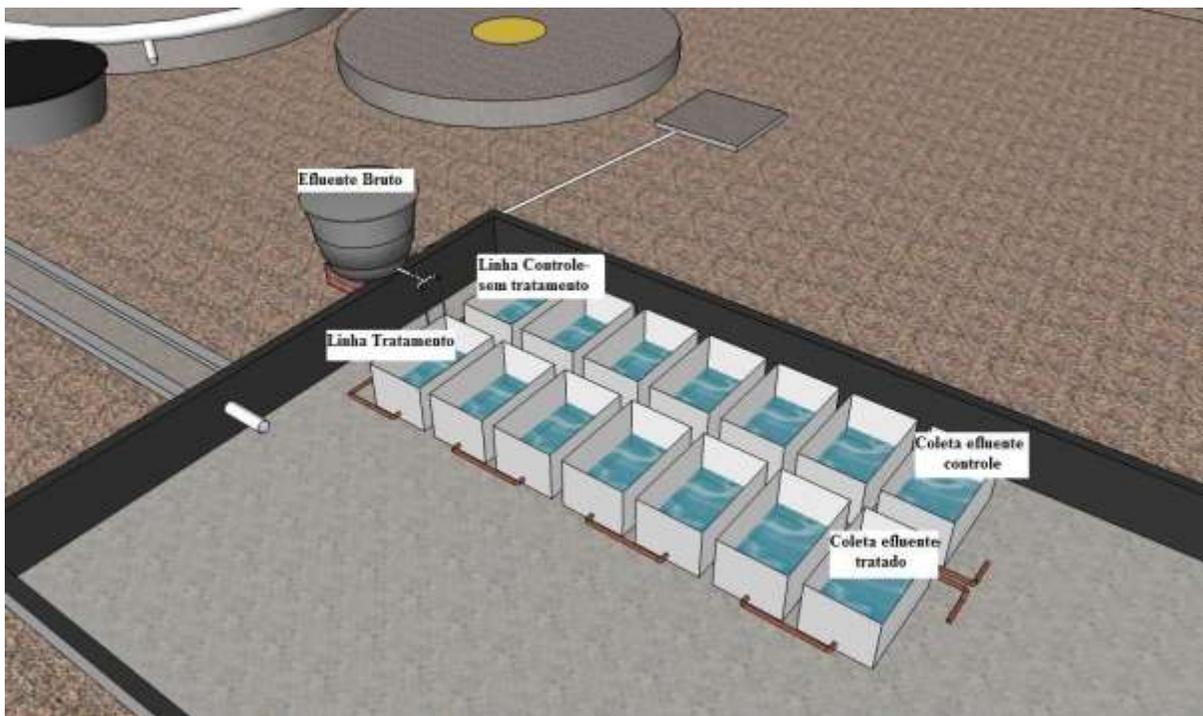


Figura 9 - Vista lateral do sistema de fluxo contínuo instalado na ETE- Etapa II

As espécies avaliadas foram distribuídas na seguinte ordem:

1º e 2º reservatório- *Azzola filiculoides*;

3º e 4º reservatório- *Utricularia gibba*;

5º e 6º reservatório- *Myriophyllum aquaticum*;

No 7º reservatório foi onde as amostras foram coletadas para análise.

Os parâmetros avaliados nesta etapa foram: DQO, OD, NTK, N-NH₃, P_t- Fósforo total; Vazão do sistema, pH, temperatura e evapotranspiração (num Bécker com 100 mL). O crescimento das macrófitas foi determinado pelo mesmo método utilizado na etapa I. O tempo de retenção hidráulica (TDH) e a carga orgânica aplicada (C_{org}) foram determinados nesta etapa.

3.3.3 Etapa III

Na terceira etapa, as espécies avaliadas foram distribuídas na seguinte ordem: 1° e 2° reservatório- *Myriophyllum aquaticum*; 3° e 4° reservatório- *Utricularia gibba*; 5° e 6° reservatório- *Salvinia minima*. O 7° reservatório foi onde as amostras foram coletadas para análise.

O fluxo do sistema foi o mesmo executado na etapa II (fluxo contínuo), porém com algumas diferenças quanto:

- Modificação na sequência (ordem dentro dos reservatórios) das macrófitas dentro do sistema de remediação;

- E substituição da espécie *Azolla filiculoides* pela espécie *Salvinia minima*, pois a espécie *Azolla filiculoides* não se mostrou eficiente na etapa II, sendo observada a morte de todas as unidades que foram introduzidas nos reservatórios;

- As análises das amostras foram realizadas avaliando o parâmetro de nitrogênio amoniacal e, também, o pH, a temperatura, a vazão do sistema, o TDH, a C_{org} aplicada, a evapotranspiração diária (num bécker com 100 mL) e o crescimento das macrófitas conforme etapa I.

3.3.4 Etapa IV

Na última etapa do experimento as três espécies testadas na etapa III foram novamente avaliadas, porém o fluxo do sistema foi modificado, sendo estabelecido em batelada.

Os testes foram instalados com quatro diferentes tipos de remediação, onde em um reservatório foram introduzidas as três espécies trabalhadas na etapa III, e nos outros três testes reservatórios foram introduzidas uma espécie em cada. Ainda houve a inclusão de mais um reservatório (controle) que não continha macrófitas, servindo de comparativo aos outros testes, como pode ser visualizado na Figura 10.



Figura 10 - Vista superior do sistema em batelada do experimento de fitoremediação- Etapa IV

Esta etapa foi realizada em duplicata, ou seja:

- 1º e 2º reservatório (1 A e 1 B) - controle sem macrófitas;
- 3º e 4º reservatório (2 A e 2 B) – *Salvinia minima*, *Utricularia gibba* e *Myriophyllum aquaticum*;
- 5º e 6º reservatório (3 A e 3 B) – *Myriophyllum aquaticum*;
- 7º e 8º reservatório (4 A e 4 B) – *Utricularia gibba*;
- 9º e 10º reservatório (5 A e 5 B) – *Salvinia minima* .

As análises das amostras desta etapa foram: nitrogênio amoniacal, pH, temperatura, lâmina d'água (nível de efluente) dentro de cada reservatório, a evapotranspiração diária (num bécker com 100 mL), o crescimento das macrófitas conforme etapa I, TDH e C_{org} .

3.3.5 Metodologias utilizadas para a caracterização dos efluentes avaliados

A caracterização inicial do efluente em estudo, aqui chamado de efluente “bruto”, foi realizada através de análise da Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Fósforo total (P_t), Condutividade, pH e Turbidez, onde a primeira caracterização foi realizada pela Central Analítica da UNISC sendo enviada uma amostra do efluente bruto no 1º dia, e no 7º e 14º dia uma amostra de cada reservatório, totalizando 28 amostras. Na segunda etapa deste trabalho, esta caracterização foi realizada em laboratórios de ensino seguindo os métodos da Tabela 05.

Tabela 5 - Parâmetros analíticos das etapas de fitorremediação

Parâmetros	Método	Referência
DQO	5220- D Método colorimétrico	Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater 21 th – APHA-AWWA-WEF – method 5220 D
OD	Método de Winkler	ADAD, 1982
NTK	4500- N _{org} B. Método Macro-Kjeldahl	Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater 21 th – APHA-AWWA-WEF – method 2130 B
N-NH ₃	4500- NH ₃ B. Destilação Preliminar 4500- NH ₃ C. Método titulométrico	Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater 21 th – APHA-AWWA-WEF – method 2130 B & C
P _t	4500 – P C. Método Colorimétrico por Ácido Vanadomolibdofosfórico	Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater 21 th – APHA-AWWA-WEF – method 4500 P - C

Na etapa II os parâmetros analisados foram: pH, DQO, OD, N-NH₃, NTK, P_t e biomassa, todos os parâmetros foram avaliados em laboratórios de química da universidade, exceto o NTK cujas amostras foram encaminhadas para a Central Analítica.

Nas etapas III e IV somente o N-NH₃, temperatura, evapotranspiração, pH e biomassa foram determinados e estas análises foram realizadas nos laboratórios de química da universidade, conforme metodologia descrita acima. Ainda foi determinado o fator de carga e o coeficiente volumétrico de cada uma destas etapas.

3.3.5.1 Carga aplicada ao sistemas

Os valores médios da carga aplicada neste trabalho foram relacionados aos parâmetros medidos em cada etapa. Na etapa 1 a carga aplicada foi para os parâmetros de DQO e o N-NH₃. Na etapa II foram os parâmetros de: DQO, NTK, N-NH₃ e P_t. E para as etapas III e VI foi determinada a carga aplicada para o N-NH₃. Conforme SOUSA (2004), a carga aplicada de DQO pode variar bastante, onde oscilou de 5,01 a 9,45g DQO m⁻². dia⁻¹ para a DQO, entre 1,16 e 1,93 g NTK m⁻². dia⁻¹ para o nitrogênio, e entre 0,15 e 0,22 g P m⁻². dia⁻¹ para a carga de fósforo.

Alguns fatores hidrológicos podem influenciar na carga hidráulica do sistema, tais como: precipitação, infiltração, evapotranspiração, taxa de carregamento hidráulico e profundidade interferem na eficiência do desempenho do sistema *wetland* (SOUSA, 2004). Por isso um sistema de cobertura foi instalado no sistema de fitorremediação.

Outro parâmetro importante neste dimensionamento é a variação de temperatura, pois SOUSA (2004) observou que a variação entre 30 e 34 °C fazia com que cerca de 50% da carga hidráulica afluyente se perdia devido à evapotranspiração.

3.4 Aproveitamento de biomassa

3.4.1 Determinação do potencial oleaginoso

Duas amostras de biomassa de macrófitas foram submetidas a extração por solvente, visando a identificação de moléculas provenientes de fase lipídica do vegetal inicialmente produzido. Para tanto foram utilizados dois tipos de solvente (hexano e metanol).

As espécies avaliadas foram *Salvinia herzogii* e *Wolfia* sp. e o extrato foi obtido a partir de 30g de biomassa previamente seca com 100 mL de solvente foi concentrado e 100mg dos extratos foram novamente dissolvidos no solvente de extração até 5 mL para a seguir serem analisados por cromatografia gasosa.

3.4.1.1 Análise dos extratos por cromatografia gasosa

As duas macrófitas estudadas, *Salvinia herzogii* e *Wolfia* sp., foram coletadas e secas por 4 dias em estufa, numa temperatura de aproximadamente 50 °C e monitoradas por teste de umidade em balança de umidade até alcançar teores menores que 10% em água.

Após o procedimento de secagem elas foram trituradas separadamente em liquidificador, seguindo-se extração por ultrassom, peneirando-se ambas e separando em duas granulometrias conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Granulometria encontrada para cada espécie que o potencial oleaginoso foi avaliado

Espécie	Granulometria fina (g)	Granulometria grossa (g)
<i>Salvinia herzogii</i>	3,2480	3,3443
<i>Wolfia</i> sp.	3,3534	3,4517

Foram extraídas com 50 mL de metanol, por 1h assistidas no ultrassom. O extrato foi filtrado a vácuo, rotaevaporado e redissolvido em diclorometano. O extrato assim obtido foi seco em sulfato de sódio anidro (Na₂SO₄) para a seguir ser conduzido a análise por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas.

Para a análise por cromatografia gasosa foi utilizado o cromatógrafo a gás acoplado com espectrômetro de massas CGQP2010 Plus, marca Shimadzu, equipado com Injetor Automático AOC 20i. O sistema de injeção foi do tipo split/splitless com split de 1:50 e temperatura de 250°C, a coluna

As condições da coluna de DB5 MS 30m x 0,25 mm x 0,25 µm iniciaram em 80°C aquecendo até 300°C (10°C/ min), continuando o aquecimento a 30°C/min até 300°C; no detector

de massas a temperatura da fonte de ionização e a temperatura de interface em 300°C. O injetor foi utilizado no modo split de 1:5 e a 250°C. A análise foi conduzida no modo SCAN, sendo que os extratos foram injetados em triplicata com uma alíquota de 1µL. A análise dos picos separados nos cromatogramas foi realizada por similaridade com os espectros das Bibliotecas Wiley 8 e Nist 05.

3.4.2 Determinação do teor de celulose

Para a determinação do teor de celulose na biomassa das macrófitas estudadas a metodologia utilizada neste trabalho foi otimizada baseada no trabalho de Sansígolo e Santos (2000) que descreveram métodos não-convencionais para a determinação de celulose como parâmetro de seleção de árvores matrizes visando a produção de polpa kraft-aq.

O excesso de água de cada espécie foi retirado em estufa numa temperatura de 50°C por aproximadamente 48h. Após foram trituradas, pesadas amostras de 5g de cada espécie e armazenadas em recipiente hermeticamente fechado e devidamente identificados evitando o contato com a umidade do ar e a troca de amostras. Foram realizados testes em duplicata para cada espécie avaliada, seguindo os seguintes métodos abaixo descritos.

3.4.2.1 Método do ácido nítrico

Para a determinação do teor de celulose na biomassa, foi utilizado primeiramente o Método do Ácido Nítrico, conforme Sansígolo e Santos (2000), onde foi preparada uma solução com 90 mL de ácido nítrico e 732 mL de ácido acético glacial. Foi adicionada uma amostra de 1 g de cada amostra da espécie estudada em um balão de fundo chato de 50 mL. Adicionou-se uma alíquota de 25 mL da solução de ácido acético glacial previamente preparada. A seguir a mistura foi deixada em refluxo por 25 min a 120° C. Após esta etapa o extrato foi deixado em repouso para o abaixamento da temperatura e em seguida foi filtrado a vácuo. O resíduo sólido foi colocado em um cadinho de placa sinterizada n° 2 previamente pesado. Procedeu-se a lavagem

com 500 mL de água quente e 25 mL de etanol. O resíduo então foi levado à estufa a 100°C até peso constante. O cadinho então foi transferido para um dessecador até alcançar a temperatura ambiente e novamente pesado. O cálculo do percentual de celulose foi realizado a partir da massa de cada espécie vegetal seca de partida.

3.4.2.2 Extração alcalina para os métodos do ácido nítrico associado ao ácido peroxiacético

Durante a extração da celulose empregando ácido acético, conforme Sansígolo e Santos (2000), pode haver a introdução de grupos acila nos polissacarídeos e, portanto, poderia aumentar a margem de erro no cálculo do percentual de celulose se não fossem removidos. Assim, uma segunda etapa de ataque ao resíduo foi realizada que foi através do método de Extração Alcalina, para eliminação de possíveis grupos acilas nas cadeias de polissacarídeos. Foi transferido, conforme descreve Sansígolo e Santos (2000), o resíduo absolutamente seco para um béquer, onde foi adicionado juntamente 25 mL de uma solução de NaOH 5,2 mol L⁻¹ durante 1 hora, agitado esporadicamente com um bastão de vidro. Então, decorrido o tempo, foi filtrado a vácuo através de cadinho de placa sinterizada previamente pesado. Foi então realizada a lavagem com 500 mL de água quente e levado à estufa a 100 °C até peso constante. Após esfriar, foi calculado o conteúdo de celulose em relação ao porcentual obtido a partir do material inicial seco (SANSÍGOLO e SANTOS, 2000).

3.5 Caracterização de microrganismos nos efluentes de fitorremediação

3.5.1 Caracterização de microrganismos por inoculação

Esta etapa foi realizada durante a disciplina de mestrado Biorremediação, ministrada pelo Professor Valeriano Antonio Corbellini. Para a coleta das amostras os tubos de ensaio com tampas de rosca foram previamente esterilizados.

As amostras foram retiradas de três reservatórios presentes na unidade experimental de fitorremediação da ETE da UNISC e foram classificadas como:

- I) Bruto- amostra retirada do efluente não tratado.
- II) Controle- amostra retirada do efluente que passou pelo mesmo número de reservatórios, porém sem fitorremediação.
- III) Tratado- amostra retirada do efluente que passou pelos reservatórios com fitorremediação.

Os meios de cultura utilizados foram Ágar Nutriente, Ágar Sabouraud-dextrose e Ágar Caseinato e foram preparados e esterilizados em auto clave, das seguintes formas:

- a) Ágar nutriente (g L^{-1})
5g de peptona, 3g de extrato de carne, 15g de ágar e 1L de água deionizada.
- b) Ágar Sabouraud-dextrose (g L^{-1})
40g de glicose anidra, 10g de peptona bacteriológica, 15g de ágar e 1L de água deionizada.
- c) Ágar Caseinato (g L^{-1})
2g de glicose, 0,2g de caseína, 0,5g de $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,02g de FeCl_3 , 20g de Agar bacteriológico e 1L de água destilada. O pH foi ajustado para 6,5-6,7 com ácido glacial.

Com a finalidade de impedir a contaminação durante o preparo das placas, utilizou-se bico de Bunsen.

Para cada meio de cultura e amostra o mesmo procedimento foi adotado da seguinte forma: foi introduzido 1mL da amostra em tubo de ensaio com tampas de rosca e após 9mL do meio de cultura, tomando os devidos cuidados para não contaminar com os microorganismos presentes no ambiente. Então, todo o líquido do tubo foi despejado em uma placa de petri com 10cm de diâmetro.

Após o preparo de todas as amostras em duplicata, elas foram incubadas em estufa à 30°C por 7 dias.

3.5.2 Caracterização de bactérias eutrofizantes por microscopia

A caracterização ficológica e a identificação das espécies encontradas foram realizadas a partir da confecção de lâminas a fresco, com visualização em microscópio óptico binocular. As mensurações de cada exemplar foram feitas com o uso de ocular micrométrica, tomando-se como base a média de cinco indivíduos. A identificação ficológica teve como fonte bibliográfica os trabalhos de:

- Cronberg e Annadotter (2006), os quais seguem o sistema taxonômico de Anagnostidis & Komárek (1988) para o sistema de classificação da Ordem Oscillatoriales;
- Komárek & Anagnostidis (1989) para o sistema de classificação da Ordem Nostocales ;
- Komárek & Anagnostidis (1998) para o sistema de classificação da Ordem Chroococcales.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Ensaios de fitorremediação com diferentes sistemas de macrófitas

4.1.1 Etapa I

Na primeira etapa, para o sistema instalado, o fluxo estabelecido em batelada e sete espécies de macrófitas foram avaliadas quanto ao potencial de fitorremediação.

4.1.1.1 Caracterização efluente bruto

Considerando uma vazão média de 120 m³ d⁻¹ de efluente gerado na ETE, foi realizada uma amostragem e encaminhada para caracterização na Central Analítica, onde os resultados podem ser constatados na Tabela 7 e também podem ser comparados com os limites estabelecidos na Licença de Operação 4584/2007-DL e na Resolução 128/2006 do CONSEMA.

Tabela 7 - Comparativo entre os valores encontrados na amostra denominada como efluente bruto com os parâmetros estabelecidos na Licença de operação FEPAM nº 4584 de 2007 e na Resolução do CONSEMA 128/06

Parâmetros	Efluente Bruto*	LO 4584/2007-DL**	CONSEMA 128/06
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	21,0	-	120
DQO (mg L ⁻¹)	83	até 300	330
N total (mg L ⁻¹)	65,5	-	20
N amoniacal (mg L ⁻¹)	65,3	até 20	20
P total (mg L ⁻¹)	0,90	-	3
Condutividade (mS/cm)	1,130	-	-
Ph	8	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9
Turbidez (uT)	12,00	-	-

* Efluente que passou pelo tratamento da ETE da UNISC, porém na fitorremediação considerado como efluente bruto, pois ainda não passou pelo sistema.

** Deverá atender aos padrões listados na Resolução 128/2006 do Consema.

Fonte: CONSEMA (2006); FEPAM (2007).

Pode-se observar que praticamente todos os parâmetros atendem as normas da Resolução CONSEMA 128/06, exceto o NTK e o N-NH₃ que se encontraram acima do regulamentado pela resolução do CONSEMA e dos limites estabelecidos pela LO 4584/2007-DL.

Uma possível causa do excesso de N-NH₃, é que o efluente exposto à anaerobiose, durante seu tratamento no reator UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*)- Reator anaeróbio de fluxo ascendente, possui um déficit de matéria orgânica, gerando como residual alto teor de nitrogênio amoniacal (FREITAS, 2008).

4.1.1.2 Caracterização efluente tratado

4.1.1.2.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Visando avaliar o potencial de cada espécie tendo em vista a remoção de DQO durante os quatorze dias, pode ser observado que em geral houve remoção de tal carga nos sete primeiros dias, em 10 reservatórios (Figura 11). Após, houve, na maioria dos reservatórios (doze dos quatorze reservatórios analisados), um aumento da DQO no décimo quarto dia.

As cargas orgânicas de DQO aplicadas na etapa I foram de 0,04212 e 0,2106 g de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ para TDH de sete dias e quatorze dias, respectivamente.

No geral pode ser observado que nos primeiros sete dias, houve uma boa remoção de DQO, exceto em um dos reservatórios que continha a espécie *Azolla filiculoides* onde houve o aumento da DQO no sétimo dia, em outro reservatório que continha a espécie *Limmobium laevigatum*, e ainda em um reservatório que continha a espécie *Myriophyllum aquaticum*.

No 14º dia, nota-se que houve aumento da taxa de DQO na maioria dos reservatórios, com exceção do reservatório já citado acima contendo a espécie *Azolla filiculoides* que no 7º dia aumentou e no 14º reduziu.

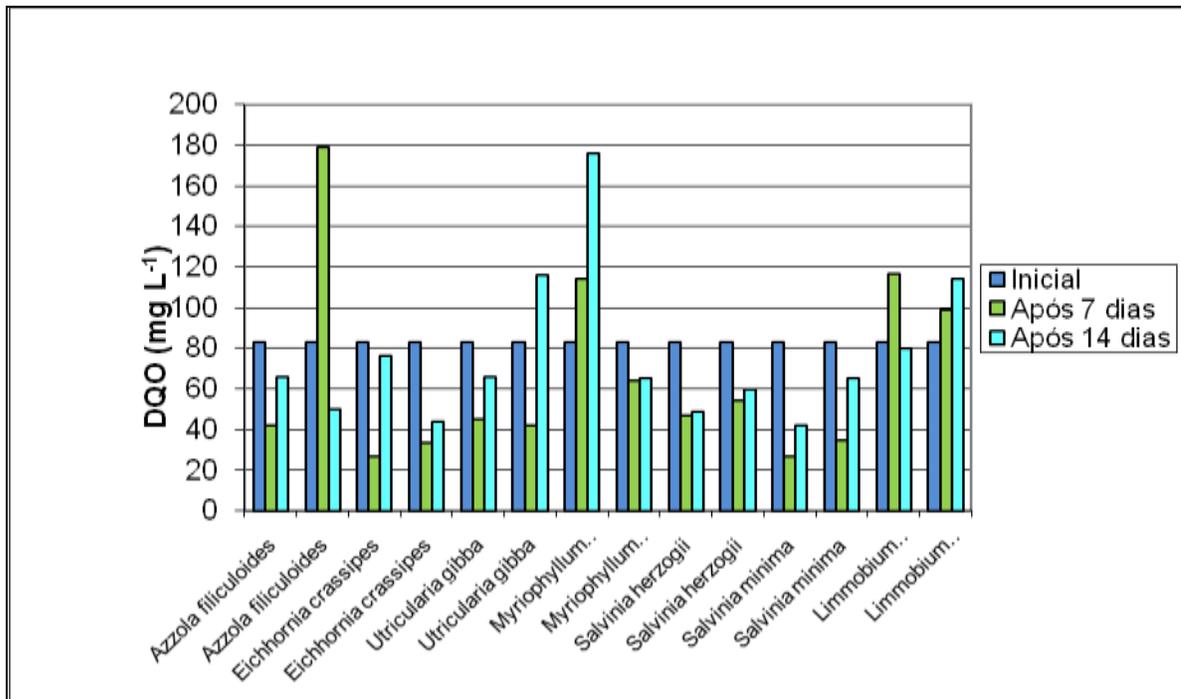


Figura 11 - Representação gráfica do DQO em relação as sete espécies avaliadas nos 14 dias de experimento de fitorremediação do efluente da UNISC- Etapa I

Resultados similares também foram observados por Freitas (2008), com *wetlands*, onde em testes feitos com a planta Capim elefante (*Pennisetum purpureum*), também houve uma variabilidade da DQO no período de testes realizados.

Neste parâmetro é possível observar uma redução de carga orgânica presente no efluente no sétimo dia de experimento, na maioria dos reservatórios. No entanto salienta-se no 14º dia ocorreu elevação da DQO na maioria dos reservatórios, podendo este fato ser associado a morte de unidades das espécies avaliadas, onde a decomposição das próprias espécies alterou a quantidade de matéria orgânica presente em cada reservatório.

4.1.1.2.2 Concentração de Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃)

O principal parâmetro investigado foi a remoção de nitrogênio amoniacal, uma vez que este é um dos parâmetros que estavam acima do limite permitido pela licença ambiental e pela legislação vigente. Os resultados encontrados estão na Figura 12.

A carga orgânica média para a etapa I foi dimensionada para a área superficial de cada reservatório, de 0,3519 m², e para uma lâmina d'água de 0,08 m, ou seja, o volume trabalhado foi de 0,028 m³. Considerando a concentração inicial de N-NH₃ (65,3 mg L⁻¹), a carga orgânica trabalhado foi de 0,033 g de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ para um TDH (tempo de detenção hidráulica) de sete dias de análise e para o TDH de quatorze dias a carga aplicada foi de 0,1657 g de N-NH₃ m⁻² dia⁻¹.

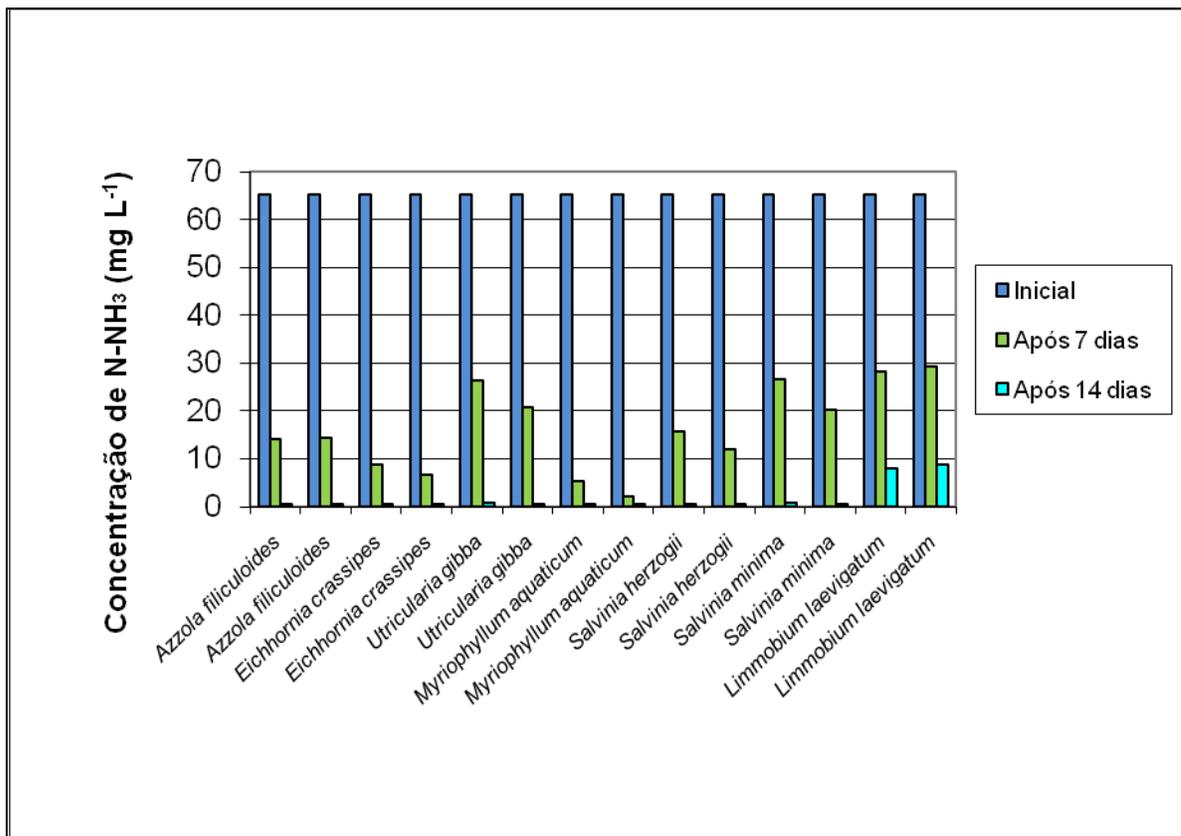
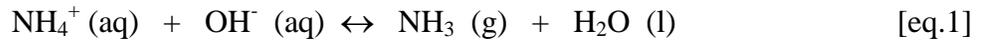


Figura 12 - Representação gráfica da concentração de Nitrogênio amoniacal nos experimentos de fitorremediação do efluente- Etapa I

Observa-se que houve considerável remoção de N-NH₃ no 7º dia e praticamente reduzindo a zero no 14º dia de experimento, exceto a *Limmobium laevigatum*, que não mostrou tamanha eficiência em comparação com as outras avaliadas, mas mesmo assim apresentou valores abaixo dos limites estabelecidos nas legislações pertinentes. A espécie com melhor remoção no 7º dia foi a *Myriophyllum aquaticum*, pois reduziu drasticamente a concentração de

N-NH₃ com uma média de 3,7mg L⁻¹, seguida pela *Eichhornia crassipes* com 7,85 mg L⁻¹, e após a espécie *Azolla filiculoides* com 14,35 mg L⁻¹.

Salienta-se que junto a absorção da planta ocorre a evaporação da amônia que está no meio. Isto se deve ao estado físico da amônia em meio básico como mostra a equação 1.



A medida que a NH₃ (g) escapa para o meio ambiente, há um deslocamento deste equilíbrio para a direita levando a formação de mais NH₃(g) e consumindo o nitrogênio amoniacal do meio. No entanto, a mineralização deste nitrogênio pelas plantas é menos agressivo ao meio ambiente, uma vez que a NH₃ na atmosfera pode causar efeitos sobre as plantas apresentados por Krupa (2003).

Conforme Muhammeto e Soyupak (2000) a qualidade da água quanto N_{org} - Nitrogênio orgânico, N-NO₃- nitrogênio amoniacal, fósforo, ortofosfato, DBO₅, fitoplantos e a camada de sedimentos, em lagoas rasas estão diretamente relacionados ao desenvolvimento de macrófitas submersas e emergentes.

Estes parâmetros provocam mudanças sazonais no crescimento das macrófitas. Segundo modelo previsto por estes autores a fração de nitrogênio em biomassa de macrófita seca foi de 0,08g/peso seco com uma vazão de denitrificação de 0,09 L dia⁻¹.

4.1.1.2.3 Crescimento de biomassa

A realização dos experimentos de fitorremediação com as diferentes espécies de macrófitas permitiu identificar as espécies que adquiriram maior massa durante os quatorze dias de experimento. Observou-se que a maioria das espécies apresentou aumento de massa (Figura 13), com exceção da espécie *Limnobium laevigatum* que reduziu massa significativamente até o 14º dia de experimento.

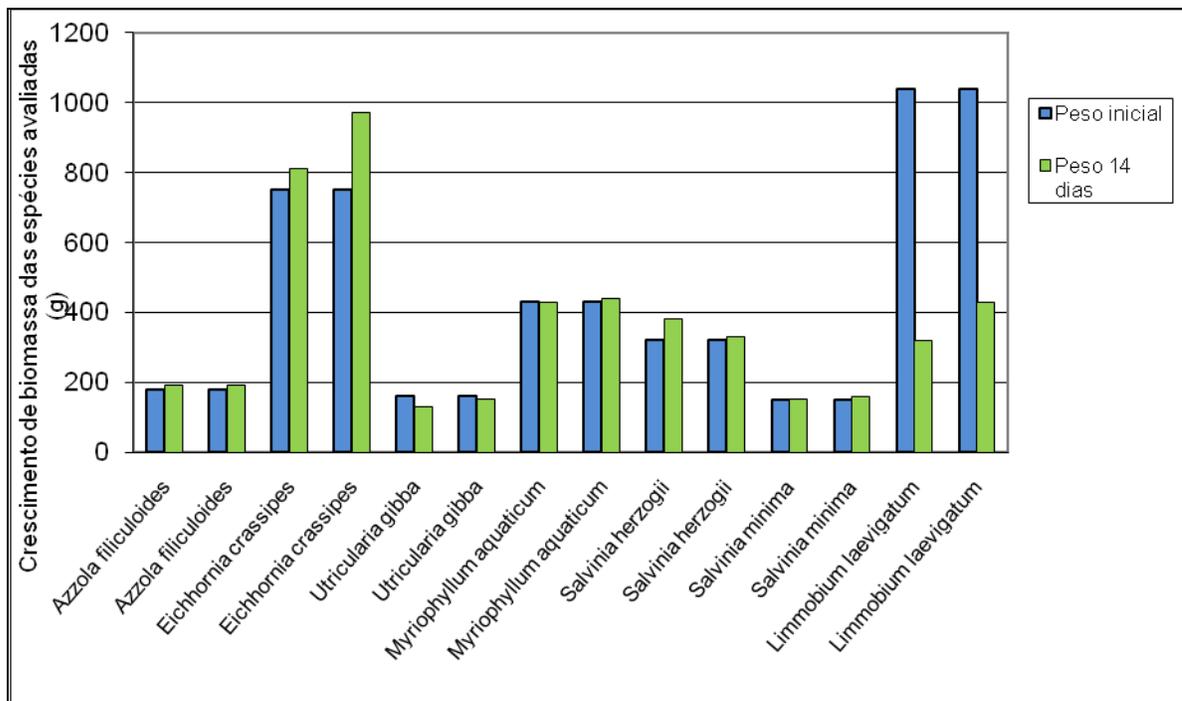


Figura 13 - Representação gráfica do crescimento de biomassa das espécies de macrófitas avaliadas na etapa I

Pode-se notar que no geral houve um crescimento de massa das macrófitas, exceto nas espécies *Utricularia gibba* e *Limnobium laevigatum*. Porém, em função da retenção de líquidos nas raízes por parte das macrófitas, houve uma dificuldade na pesagem das mesmas. No entanto, pode-se observar que houve um crescimento significativo da biomassa da espécie *Eichhornia crassipes* com 18,67%, seguida pela espécie *Salvinia herzogii* com 10,94% e após a espécie com 8,33% da *Azolla filiculoides*, (conforme Figuras 14 e 15) cobrindo praticamente toda a superfície do tanque.

A presença de $N-NH_3$ no efluente pode ser responsável pelo crescimento das plantas, pois fazendo uma avaliação dos resultados, foi observado que, na maioria dos tanques, houve o crescimento e que também houve uma ótima remoção do $N-NH_3$, podendo então associar o crescimento à remoção do nutriente. E também que a espécie *Limnobium laevigatum*, que obteve um significativo decaimento de massa, foi a que removeu menos $N-NH_3$, isto pode ter ocorrido devido a decomposição da própria macrófita.



Figura 14 - Reservatório contendo a espécie *Azzola filiculoides* no 1º dia



Figura 15 - Reservatório contendo a espécie *Azzola filiculoides* no 14º dia

Outros trabalhos como de Parkm, Na e Uchrin (2003) mostraram que o nitrogênio amoniacal aumenta e diminui dependendo da contribuição da deterioração bioquímica de matéria orgânica e da remoção pelas plantas aquáticas.

Conforme Leme (2008), a DQO é usada para medir o conteúdo de matéria orgânica presente nas águas residuárias e naturais. Sendo assim, pode ser concluído que um dos fatores para esta elevação foi de que as espécies estudadas apresentaram decomposição após remover o contaminante e que a presença das algas contribuiu significativamente para a elevação da DQO.

Neste sentido, com os resultados obtidos confirma-se que a remoção de $N-NH_3$ com o emprego de macrófitas é possível, no entanto ainda é necessário acompanhar a evolução deste poluente para a atmosfera, uma vez que o efluente apresenta pH elevado, acima de 8,0.

4.1.2 Etapa II

O experimento por fluxo contínuo, segunda etapa do trabalho, foi construído com duas linhas de análises, na linha de tratamento do efluente foram introduzidas três espécies de macrófitas (*Azzola filiculoides*, *Utricularia gibba* e *Myriophyllum aquaticum*). A outra linha nomeada de controle serviu apenas de comparativo, para observar a redução na concentração, principalmente, de $N-NH_3$ e também o potencial de eutrofização do meio.

Ao longo dos sete dias de experimento, pode ser notado desenvolvimento de algumas espécies eutrofizantes. As Figuras 16 e 17 mostram imagens do 1º e 3º dia do reservatório final da linha de tratamento (onde as amostras eram coletadas) e assim pode ser comparado o desenvolvimento dentro de espécies eutrofizantes.



Figura 16 - Imagem registrada do último reservatório da linha de tratamento no 1º dia de experimento, mostrando o crescimento de espécies eutrofizantes



Figura 17 - Imagem registrada do último reservatório da linha de tratamento no 3º dia de experimento, mostrando o crescimento de espécies eutrofizantes

Cabe destacar que tal ambiente de cultivo apresentou condições ideais para o surgimento de um *bloom* de algas, em especial as cianobactérias. Estes indivíduos têm preferência, via de regra, por ambientes de baixa intensidade luminosa (MUR et al., 1978) o que pode ter sido proporcionado pela cobertura plástica do aparato experimental. A temperatura elevada da água é outro fator que contribui para o sucesso deste grupo de organismos (ROBARTS, 1987).

Sobretudo cabe destacar, segundo Blomqvist et al. (1994), que cianobactérias não-fixadoras de nitrogênio são favorecidas por nitrogênio amoniacal, ao invés de nitratos que favorecem o desenvolvimento de microalgas eucarióticas.

Já na linha de controle, ainda no terceiro dia, foi perceptível o maior desenvolvimento de tais espécies eutrofizantes, como mostra a Figura 18 de dois reservatórios. Este fato ocorreu devido a esta linha não possuir vegetais para a remoção de poluentes.



Figura 18 - Reservatórios da linha de controle no 3º dia de experimento- Etapa II

Outro fator importante foi que a vazão do sistema teve que ser aumentada, entre os dias 26 e 27 de novembro de 2009, devido ao entupimento do sistema com materiais sólidos sedimentáveis que estavam no fundo do reservatório que abasteceu tal sistema. Estes materiais sólidos, que entraram no reservatório principal, são provenientes do efluente tratado da universidade, onde pode ser notado que quando aumenta a vazão de emissão de efluentes na ETE, estes surgem em quantidades elevadas, e por fim, acabam indo para o reservatório que abastece todo o sistema de fitorremediação. A Figura 19 apresenta que o aumento da temperatura teve uma relação direta com a evapotranspiração avaliada durante os dias de experimento.

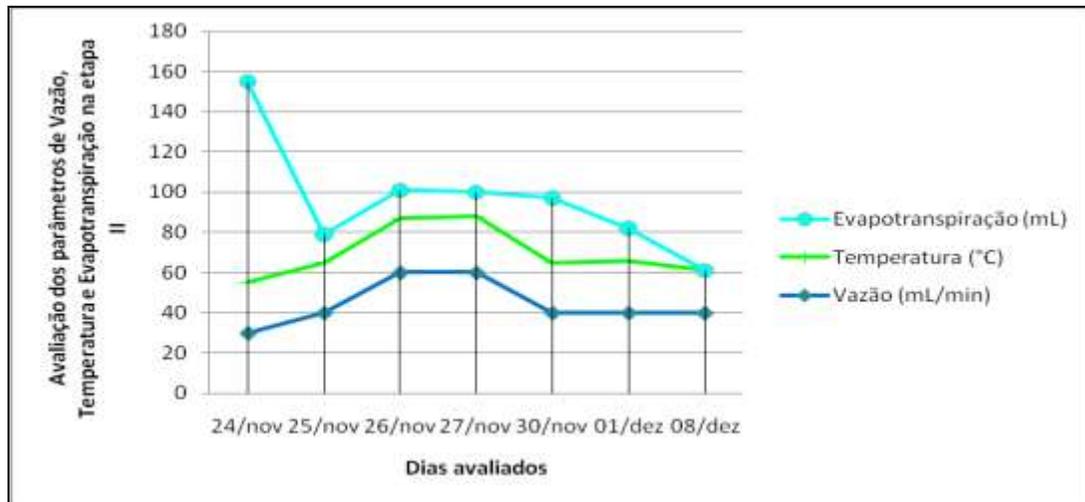


Figura 19 - Representação gráfica da relação entre a vazão, temperatura e evapotranspiração nos primeiros sete dias de experimento- Etapa II

4.1.2.1 Crescimento de biomassa

Nesta etapa do experimento, a maioria das espécies teve uma redução mássica durante a fitorremediação. Este fato pode ser resultado de vários aspectos. Um deles pode ser a elevada concentração de nitrogênio presente no efluente a ser tratado, onde as espécies mais sensíveis não suportam elevadas concentrações. A Tabela 8 mostra que a espécie que melhor resistiu e que teve um pequeno aumento mássico foi a *Myriophyllum aquaticum* com 5,4% de crescimento. Neste quadro pode ainda ser visualizado que a espécie *Azolla filiculoides* não resistiu a carga de nitrogênio contida no efluente e todas as unidades acabaram morrendo. Já a espécie *Utricularia gibba* teve uma redução mássica de 12% aproximadamente, talvez devido a sua sensibilidade a concentração de tal poluente.

Outro aspecto pode ser a ordem de distribuição de cada espécie nos reservatórios do sistema de fitorremediação, talvez a espécie que apresentou maior resistência, devesse estar nos primeiros reservatórios onde o efluente chega com uma concentração maior de nitrogênio amoniacal. Justificando assim a execução da etapa III deste trabalho.

Tabela 8 - Crescimento de biomassa das espécies durante os dias de experimento - Etapa II

<i>Pesagem</i>	<i>Azolla filiculoides</i>	<i>Utricularia gibba</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
Inicial (1º dia)	60 g	572 g	746 g
Final (14º dia)	0 g	502 g	786 g
Crescimento	0	0	40 g

4.1.2.2 Concentração de N-NH₃

Quanto à concentração de N-NH₃, esta reduziu tanto no efluente de controle (branco) como no efluente tratado em comparação ao efluente bruto que passou pelo sistema de fitorremediação.

O objetivo de remoção de N-NH₃ deste trabalho foi atingido, principalmente se compararmos uma análise realizada no 14º dia de experimento onde houve uma significativa redução desta concentração no efluente tratado, chegando a 0,28 mg L⁻¹, como pode ser visualizado na Figura 20.

Pode ser considerado ainda que a carga orgânica aplicada, em média, na etapa II (com área superficial total de 2,4633 m², volume médio de 0,2094 m³ e a lâmina d'água de 0,085 m) foi de 0,0565 g DQO m⁻² dia⁻¹ para um TDH médio de 0,469 dia.

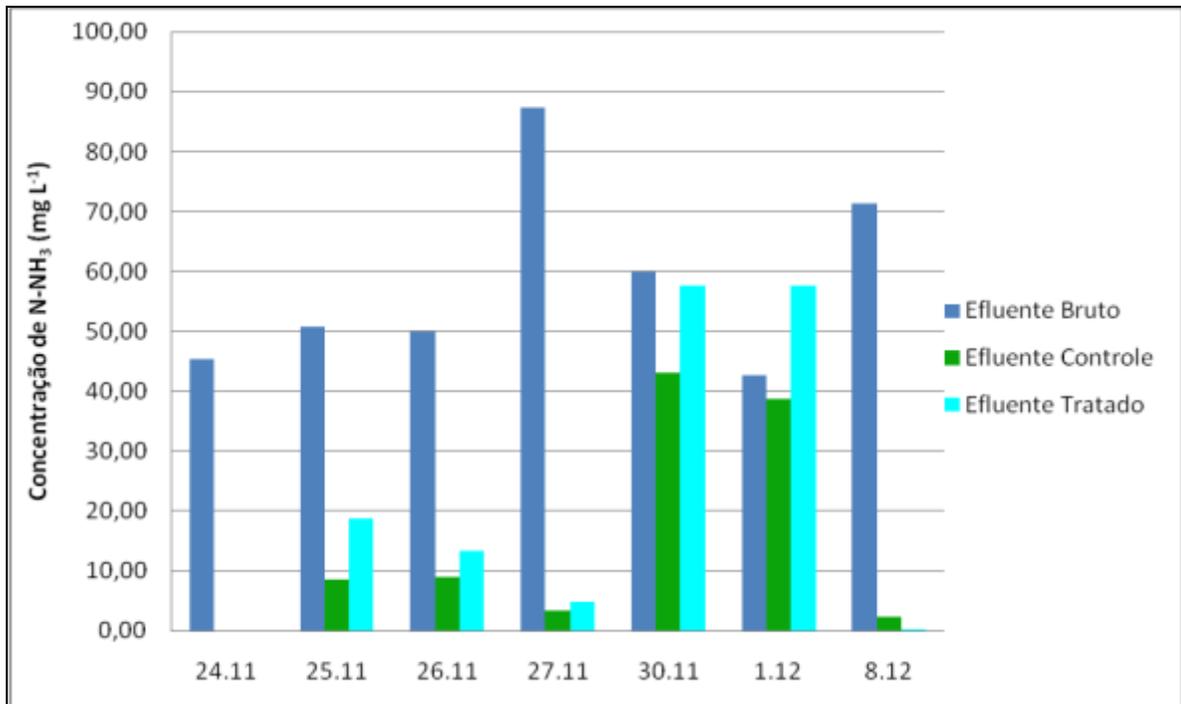


Figura 20 - Representação gráfica da concentração de N-NH₃ ao longo dos sete dias de experimento e no 14º dia- Etapa II

Porém, na Figura 20, ainda pôde ser observado que no 5º e 6º dias as amostras dos efluentes de controle e tratado apresentaram maiores concentrações N-NH₃ devendo este fato estar associado com o aumento da vazão do sistema, o qual havia entupido no dia anterior.

Após quatorze dias, uma nova amostra foi coletada, após controle da vazão, e foi possível verificar que o efluente tratado apresentou menor carga de N-NH₃ do que o efluente de controle, estando estes dentro dos limites permitidos para emissão (menor que 20 mg L⁻¹).

4.1.2.3 Concentração de NTK

Pode ser verificado na Figura 21 que este parâmetro (NTK) é todo o nitrogênio presente no efluente, não só o N-NH₃, e neste sentido observa-se que houve redução de tal concentração no segundo dia de experimento, porém o efluente tratado apresentou maior carga de NTK do que o efluente de controle. Após, no sétimo dia, foi constatado o aumento de tal concentração, estando relacionada tal elevação a necessidade de aumento de vazão do sistema, conforme já

destacado no item anterior e também devido a presença de nitratos, os quais não foram medidos nesta etapa.

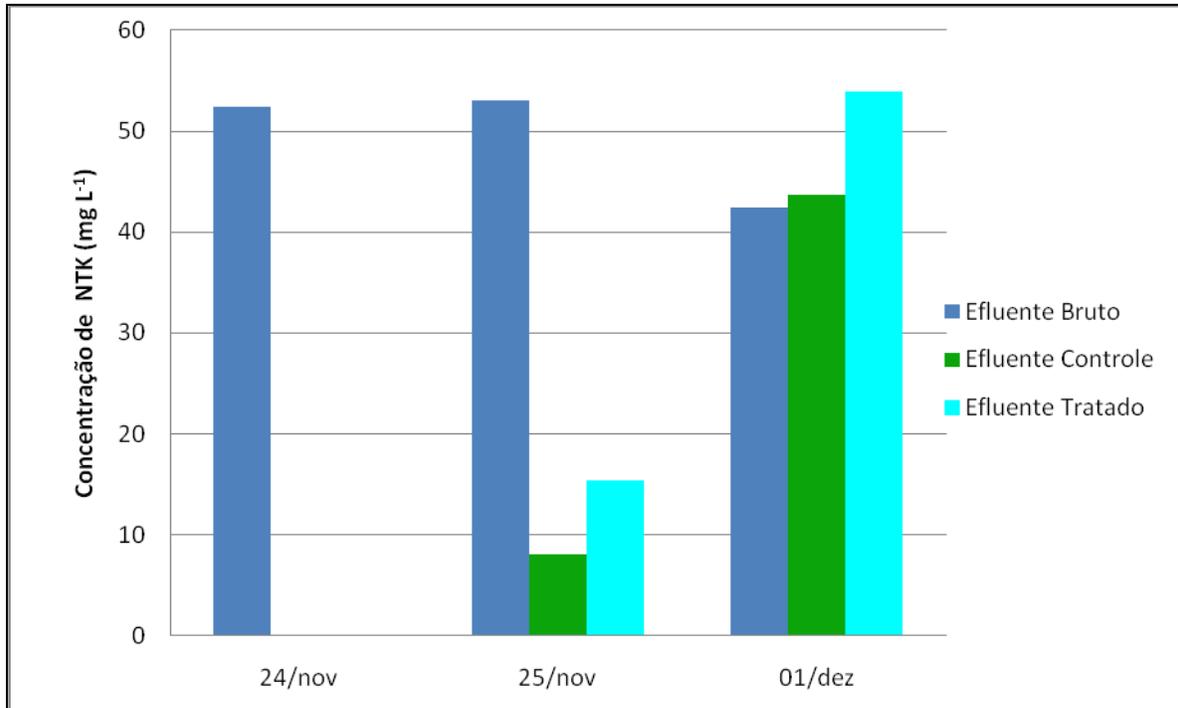


Figura 21 - Representação gráfica da concentração de NTK no primeiro, segundo e sétimo dia de experimento- Etapa II

4.1.2.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

No que se refere a presença de oxigênio dissolvido nas amostras, o efluente de controle apresentou em todas as análises maior presença do que o efluente tratado e o efluente bruto, conforme mostra a Figura 22.

Este fato se explica devido à maior presença de bactérias eutrofizadoras no efluente de controle (branco), pois em sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas, segundo Henry-Silva e Camargo (2008), a concentração de oxigênio dissolvido aumenta devido as atividades de fotossíntese que tais espécies executam, fazendo assim com que o meio contenha mais O₂.

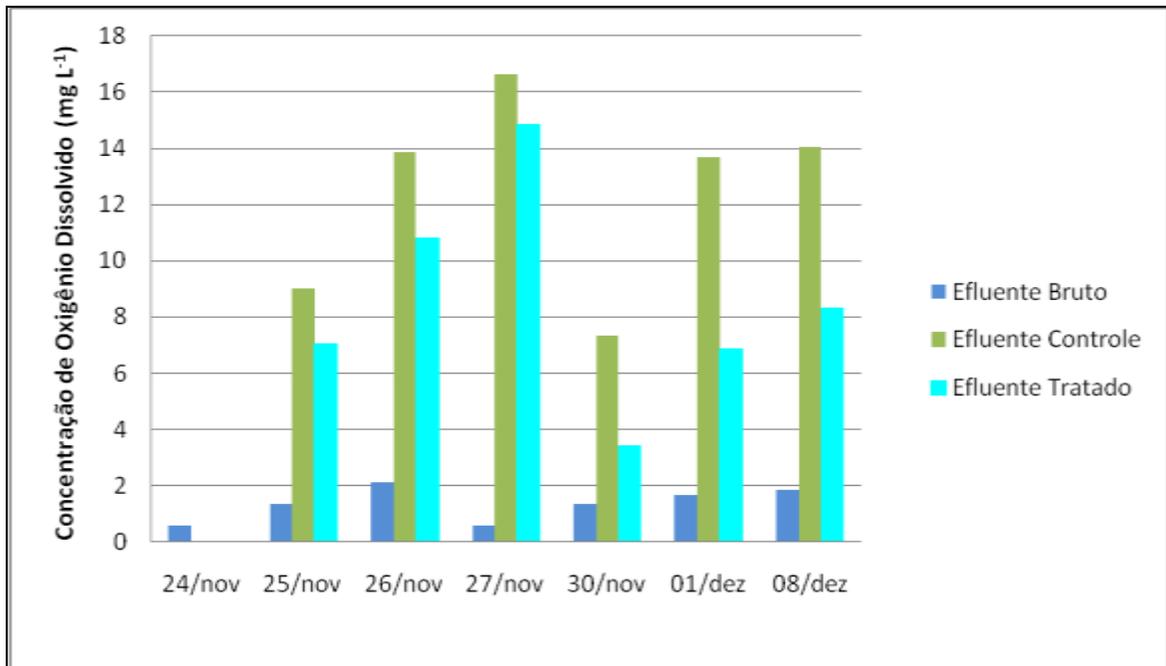


Figura 22 - Representação gráfica da presença de oxigênio dissolvido nas amostras de efluentes avaliadas- Etapa II

A concentração de OD na água está diretamente relacionada com a qualidade da mesma, pois este é um dos parâmetros fundamentais para a manutenção da fauna aquática. Este parâmetro é de grande relevância na classificação das águas conforme estabelecem as legislações. Na Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005, para águas doces de classe I (classe especial destinada para abastecimento humano, entre outros destinos), por exemplo, é estabelecido o limite não inferior a 6 mg L⁻¹ de O₂.

4.1.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO aumentou muito durante as amostragens, conforme mostra a Figura 23, onde até o quinto dia pode ser visualizado que este parâmetro teve um considerável equilíbrio em comparação ao efluente bruto.

Já no segundo dia, pode ser concluído que tal aumento estava relacionado ao aparecimento de bactérias eutrofizantes, que começaram a aparecer no 3º e 4º dia e no 5º dia já se proliferado muito.

Outro fato que se explica tais elevações esta relacionado ao aumento de matéria orgânica no efluente devido a presença de resíduo de espécies avaliadas que entram em decomposição ao longo dos dias.

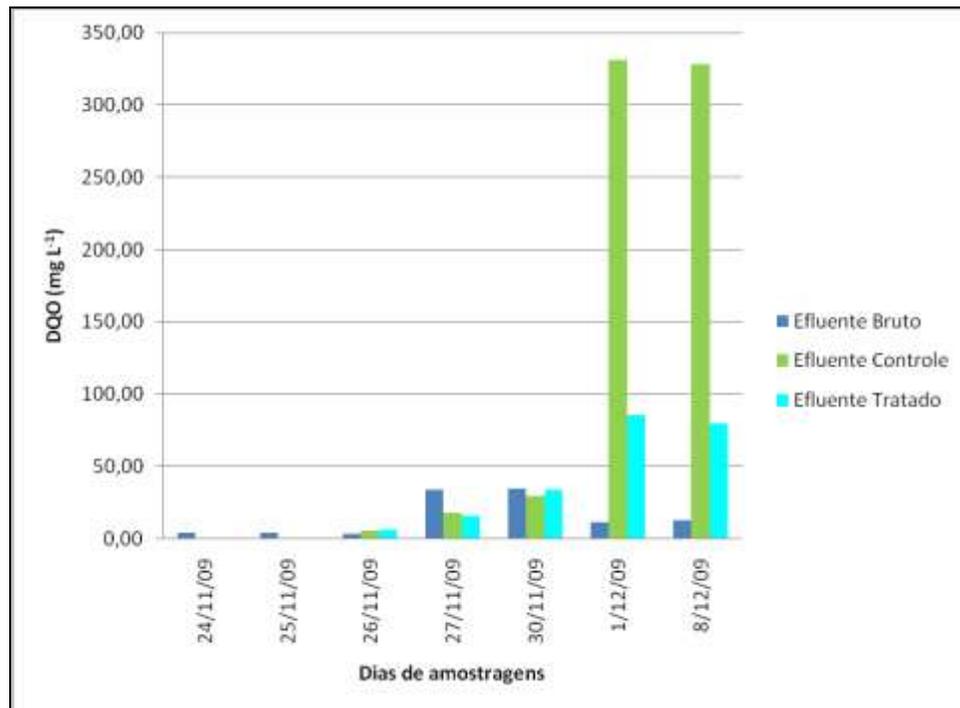


Figura 23 - Representação gráfica da DQO nas amostras avaliadas do experimento- Etapa II

Mesmo assim, as análises indicam que DQO presente em tais amostras estão próximas aos limites exigidos pelos órgãos ambientais competentes, que no caso do RS, é a Resolução 128/2006 do CONSEMA onde o limite permitido é de 330 mg de O₂ . L⁻¹ (para uma vazão de 360m³ dia⁻¹ de efluente da ETE da UNISC) e o valor máximo encontrado no dia 1º de dezembro foi de 331,12 mg L⁻¹ para o efluente de controle.

Porém, se for comparado ainda com a LO n° 4584-DL, emitida em 20 de agosto de 2007 pela FEPAM - Fundação de Proteção Ambiental do RS, que estabelece o limite de 300 mg de O₂ . L⁻¹ este valor estaria ultrapassando o que estabelece a licença.

4.1.2.6 Concentração de Fósforo Total (P_t)

A maioria das amostras de efluentes analisadas apresentaram redução na concentração de fósforo total (P_t) até o quarto dia de experimento conforme mostra a Figura 24. Porém, após o sétimo dia, as amostras de efluente de controle e tratado tiveram elevação em tais concentrações.

Segundo, Von Sperling (2005), o fósforo no efluente final de uma ETE pode se apresentar nas formas solúvel e particulada, e os teores de fósforo solúvel podem ser baixos em decorrência da remoção de fósforo no meio líquido.

O mesmo autor destaca ainda que a biomassa nos processos de remoção biológica de fósforo contém teores bastante elevados de P, os quais foram retirados da massa líquida. Este fator pode estar relacionado com os valores encontrados nesta etapa, pois as decomposições das espécies avaliadas acabaram liberando ao meio o fósforo que elas haviam retirado do efluente.

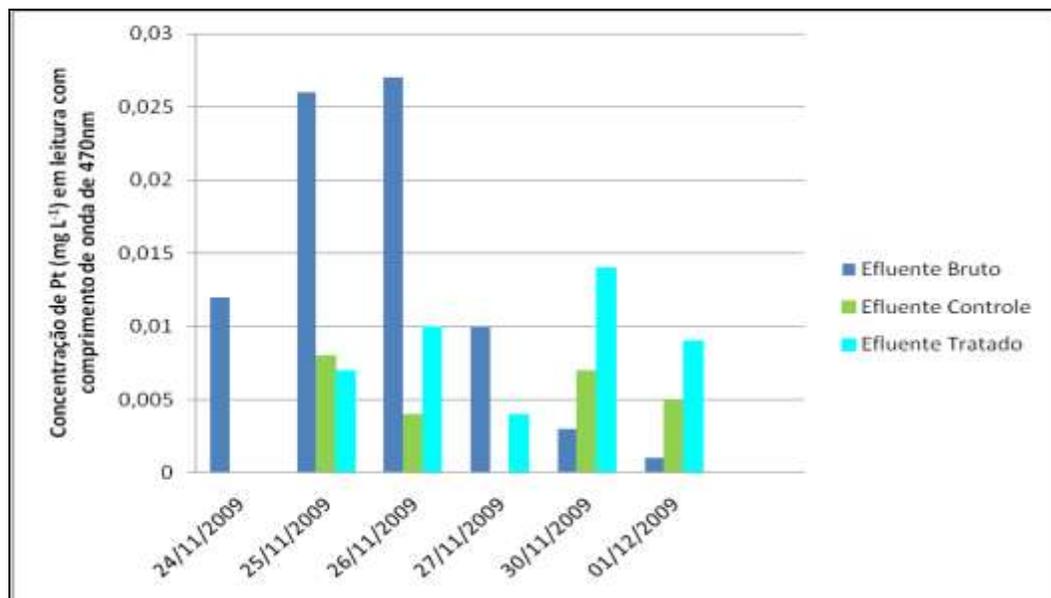


Figura 24 - Representação gráfica da concentração de P_t nas amostras analisadas no sistema de fitorremediação-Etapa II

A licença ambiental da ETE da UNISC não estabelece limite de emissão de efluente para a concentração de fósforo total, porém a Resolução 128/2006 do CONSEMA permite que o efluente seja lançado com concentração até $3,0 \text{ mg de P L}^{-1}$ para a vazão entre $1000 \text{ e } 2000 \text{ L dia}^{-1}$. Porém, para a vazão de efluente de $360 \text{ m}^3/\text{dia}$, que é o caso da ETE da UNISC, somente o

parâmetro de eficiência foi fixado nesta legislação, sendo de 95 %. Sendo assim, tal comparação só pode ser efetuada, se for comparado com um laudo da qualidade do efluente que entra na ETE da UNISC para ser tratado.

4.1.3 Etapa III

Nesta etapa o fluxo de efluentes foi mantido contínuo, como na etapa II, porém a vazão foi reduzida, conforme mostra a Figura 25. O tempo de detenção hidráulico (TDH) foi calculado pela relação entre o volume dos reservatórios e a vazão do sistema. Ou seja, para a etapa II o TDH foi de 11 h e na etapa III em 40 h, aproximadamente.

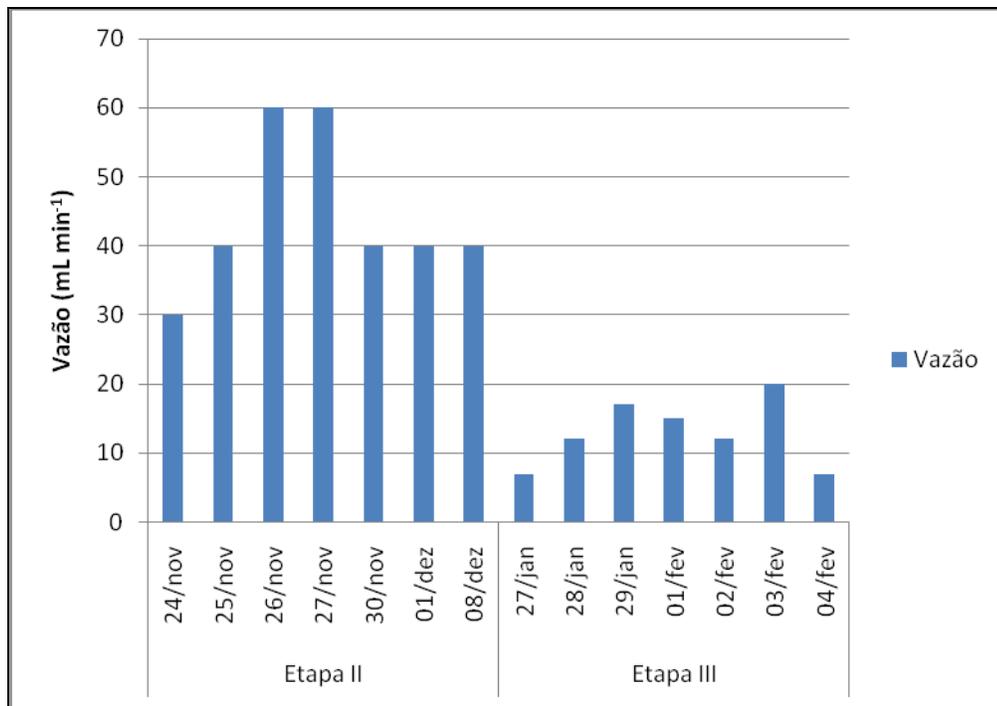


Figura 25 - Representação gráfica como comparativo entre as vazões trabalhadas nas etapas II e III deste trabalho

A carga orgânica média aplicada na etapa III que, igual a Etapa II, teve área superficial total de 2,4633 m², volume médio de 0,2094 m³ e lâmina d'água de 0,085 m, foi de 0,1641 g N-NH₃ m⁻² dia⁻¹.

Se considerarmos a evapotranspiração, que é a quantidade de água perdida por uma superfície cultivada em unidades de altura (MOTA e VON SPERLING, 2009), pode ser visualizado na Figura 26 que, mesmo com a oscilação da vazão, este parâmetro influenciou a remoção de N-NH₃ nos dias de experimento. Esta influência se juntamente com o aumento de pH no meio que auxiliou a liberação de amônia na forma livre não ionizada para a atmosfera.

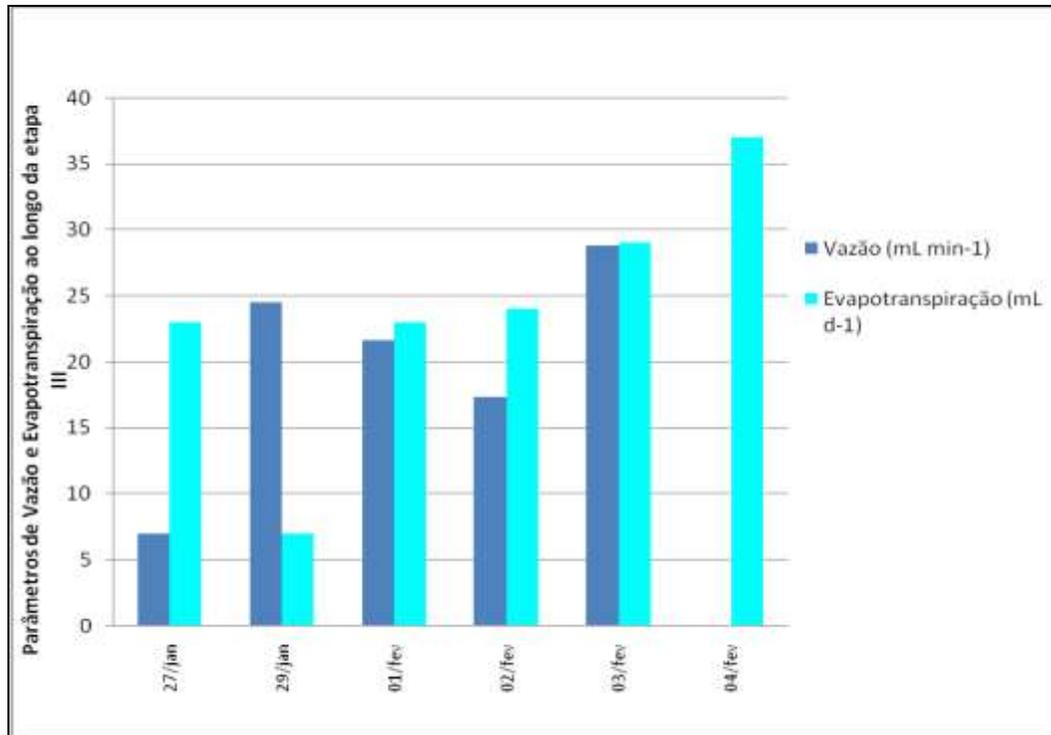


Figura 26 - Representação gráfica dos valores de vazão e evapotranspiração da etapa III

Outra alteração foi na ordem de distribuição das espécies onde na linha de tratamento foram introduzidas, no primeiro e segundo reservatórios, unidades da espécie *Myriophyllum aquaticum*, no terceiro e quarto unidades da espécie *Utricularia gibba* e no quinto e sexto unidades da espécie *Salvinia minima*.

Ao longo dos dias desta etapa, pôde ser observado, novamente, o crescimento de espécies eutrofizantes, como, por exemplo, mostram as Figuras 27 e 28, registradas no 7º dia de experimento que mostram os últimos reservatórios das linhas de controle e tratado, respectivamente, onde as amostras eram coletadas.



Figura 27 - Último reservatório da linha de controle no 7º dia de experimento- Etapa III



Figura 28 - Último reservatório da linha de tratamento no 7º dia de experimento- Etapa III

Este fato se explica pelo ambiente propício a tal desenvolvimento, pois tais bactérias necessitam de incidência solar, temperaturas elevadas, pH alcalino, entre outros fatores. Confirmando isso, a Figura 29 mostra que a temperatura apresentou-se elevada e variou pouco entre as amostras de efluente bruto, de controle e tratado. E mostra também que o pH a partir do terceiro dia aumentou nos efluentes de controle e tratado. Ainda pode ser destacado que o pH foi maior para as amostras de efluente de controle do que de efluente tratado, devido a maior proliferação de bactérias eutrofizantes, como mostram as figuras 27 e 28.

Segundo Mota e Von Sperling (2009), valores de pH menor que 8 possuem praticamente toda a amônia em forma de NH_4^+ (íons amônio), já pH igual a 9,5 contêm aproximadamente 50% de NH_3 e 50% de NH_4^+ (gás amônia) e pH maior que 11 possui praticamente toda a amônia em forma de NH_3 .

Em lagoas com grande população de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a 9 ou até mais, isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água (AMBIENTE BRASIL, 2000-2009).

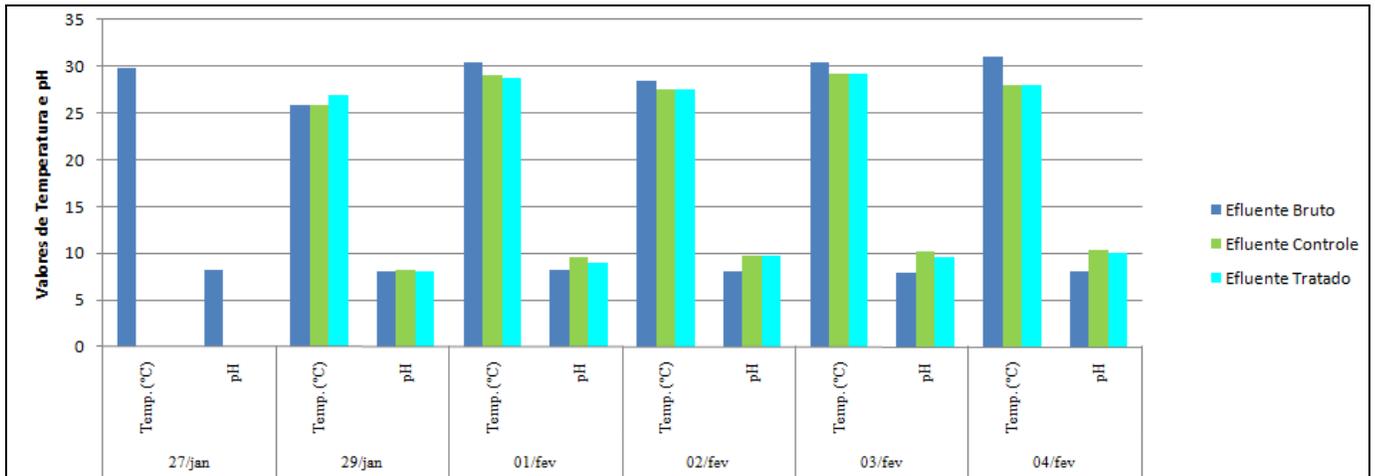


Figura 29 - Representação gráfica dos parâmetros de temperatura e pH de cada reservatório ao longo dos dias de experimento- Etapa III

Nesta etapa pode ser verificada a influência que o pH tem quando as bactérias começam a proliferar-se. Esta elevação de pH influencia diretamente, além da volatilização de amônia, também no crescimento das espécies de macrófitas aquáticas, pois conforme visto na fundamentação, algumas espécies não suportam meios com pH muito elevado.

4.1.3.1 Concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH₃)

Nesta etapa os níveis de concentração de N-NH₃, reduziram significativamente, como pode ser visualizado na Figura 30, onde os valores da concentração do efluente de controle e tratado ficaram abaixo da concentração do efluente bruto, se avaliarmos pelo tempo de detenção hidráulico dentro do sistema. Este tempo, conforme determinado pela vazão média foi de aproximadamente 39 horas.

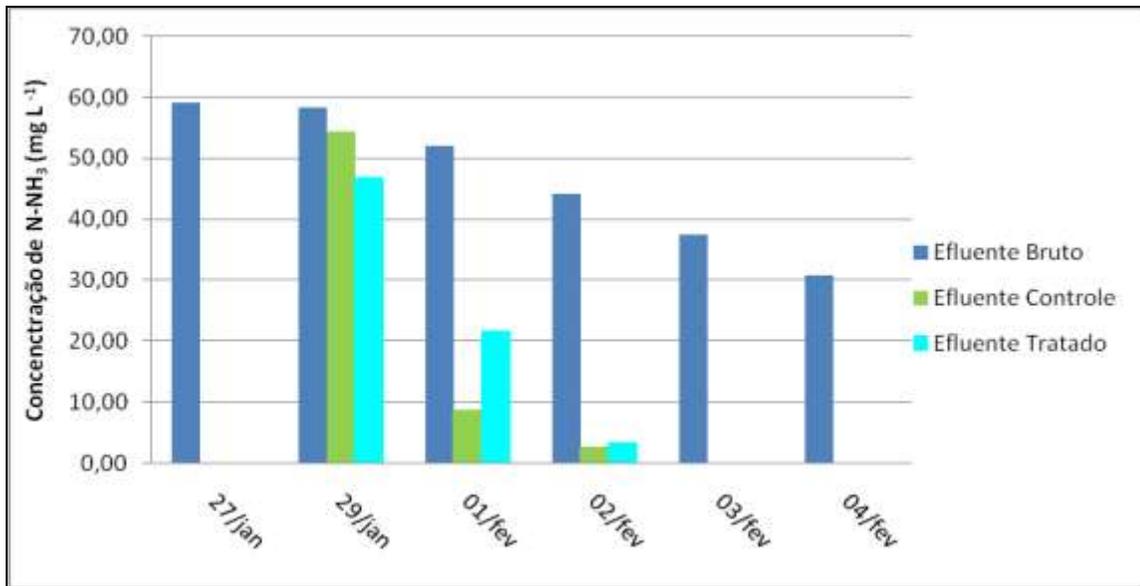


Figura 30 - Representação gráfica da redução da concentração de N-NH₃ nas amostras ao longo dos dias de experimento na etapa III

Nota-se na ainda, na Figura 30, que até o terceiro dia o efluente tratado apresentou menor concentração de N-NH₃ do que o efluente de controle, após no quinto e sexto dias o efluente de controle apresentou menor concentração do que o efluente tratado. Este fato pode estar relacionado ao início de aspecto eutrofizante que pode ser notado a partir do quarto dia. No sétimo dia tais efluentes apresentaram carga zero de N-NH₃.

Se compararmos os valores de pH encontrados, pode ser verificado que no quarto dia os mesmos auxiliaram na remoção de amônia do meio, pois, conforme já destacado por Mota e Von Sperling (2009), pH igual ou maior que 9,5 contem aproximadamente 50% em NH₃ e 50% em NH₄⁺, auxiliando assim na retirada de amônia que as espécies não conseguiram assimilar.

4.1.3.2 Crescimento de biomassa

O crescimento de biomassa foi verificado na etapa III (Figura 31), onde a espécie que melhor apresentou crescimento foi a *Salvinia* pois obteve um percentual médio de crescimento de 37,9%. A espécie *Utricularia minima* também apresentou um bom desempenho, sendo constatado um aumento médio de 27,2%. Já a espécie *Myriophyllum aquaticum* não apresentou

crescimento considerável, pois o percentual médio foi de 2,4 %, e este valor pode estar dentro da margem de erro devido ao processo de retirada de excesso de água das mesmas.

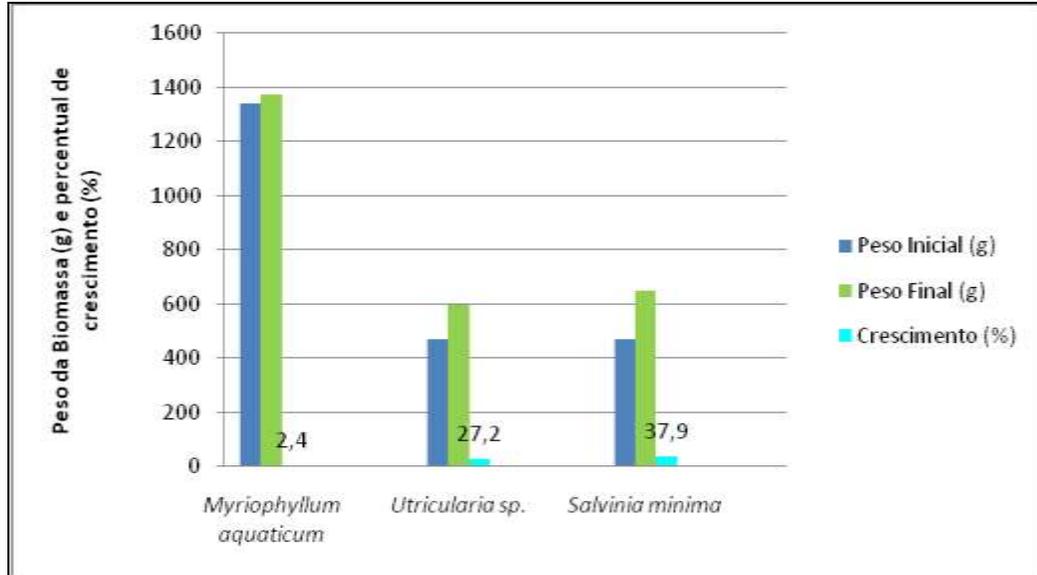


Figura 31 - Representação gráfica do crescimento de biomassa do peso inicial e final durante os sete dias de experimento- Etapa III

Com tal crescimento, pode ser concluído que as espécies retiraram $N-NH_3$ do meio, principalmente *Salvinia minima* e *Utricularia gibba* que mais assimilaram nutrientes.

4.1.4 Etapa IV

Na quarta e última etapa deste trabalho o sistema foi avaliado por fluxo de batelada, onde foram realizados cinco diferentes avaliações em duplicata. Nos dois primeiros reservatórios (1A e 1 B) não foram introduzidas espécies de macrófitas, servindo de controle. No terceiro e quarto (2 A e 2 B) foram introduzidas as três espécies avaliadas: *Myriophyllum aquaticum*, *Utricularia gibba* e *Salvinia minima*. No quinto e sexto (3A e 3B) foi introduzida a espécie *Myriophyllum aquaticum*. No sétimo e oitavo (4 A e 4 B), unidades da espécie *Utricularia gibba*, e por fim, no nono e décimo (5 A e 5 B) reservatório unidades da espécie *Salvinia minima*.

A carga orgânica média aplicada para a etapa IV, que assim como na Etapa I (por fluxo de batelada) que teve TDH de 7 dias e área superficial total de 0,3519 m² e volume médio de 0,0299 m³ (com lâmina d'água de 0,085 m) foi de 0,01387 g N-NH₃ m⁻² dia⁻¹ para o N-NH₃.

Como nas demais etapas, espécies eutrofizantes desenvolveram-se nos reservatórios ao longo dos dias de experimento. Com isso os fatores que puderam influenciar foram as elevadas temperaturas dos efluentes (Figura 32) e o pH adequado para tais crescimentos, pois ao longo dos dias foram se elevando conforme mostra a figura 33.

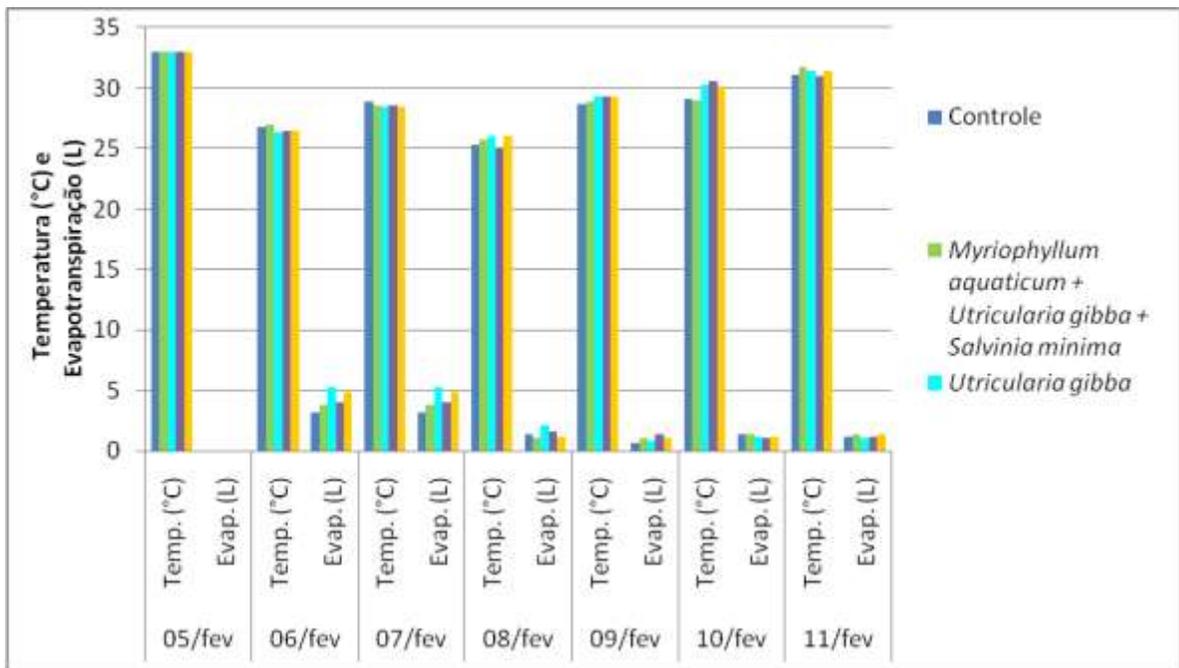


Figura 32 - Representação gráfica da temperatura dos efluentes e evapotranspiração durante os sete dias de experimento na etapa IV

Ainda com relação a Figura 33, cabe ressaltar que a partir do terceiro dia de experimento o pH começou a apresentar elevação onde o efluente de controle, era maior que o da espécie *Myriophyllum aquaticum*, após era a espécie *Salvinia minima*, depois *Utricularia gibba* e o pH que apresentou-se menor valor foi nos reservatórios contendo as três espécies (*Myriophyllum aquaticum*, *Salvinia minima* e *Utricularia gibba*).

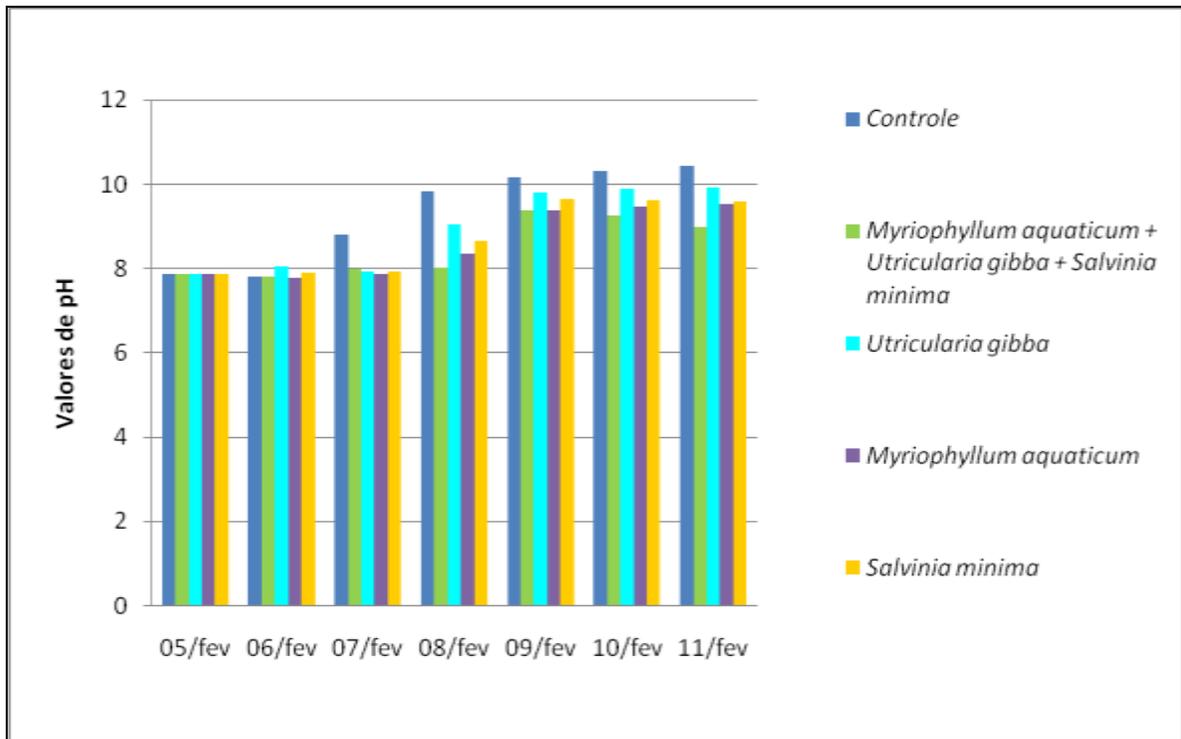


Figura 33 - Representação gráfica da elevação do pH nos sete dias de experimento na etapa IV

Tal influência de pH tem relação direta com proliferação de bactérias eutrofizantes, pois ao longo dos dias de experimentos na etapa IV pode ser verificado que os dois reservatórios que continham as três espécies apresentaram menor aspecto eutrofizante do que os demais reservatórios, conforme mostra um comparativo entre eles no 7º dia de experimento (Figura 34: a) controle; b) *Myriophyllum aquaticum* + *Utricularia gibba* + *Salvinia minima*; c) *Utricularia gibba*; d) *Myriophyllum aquaticum*; e, e) *Salvinia minima*).

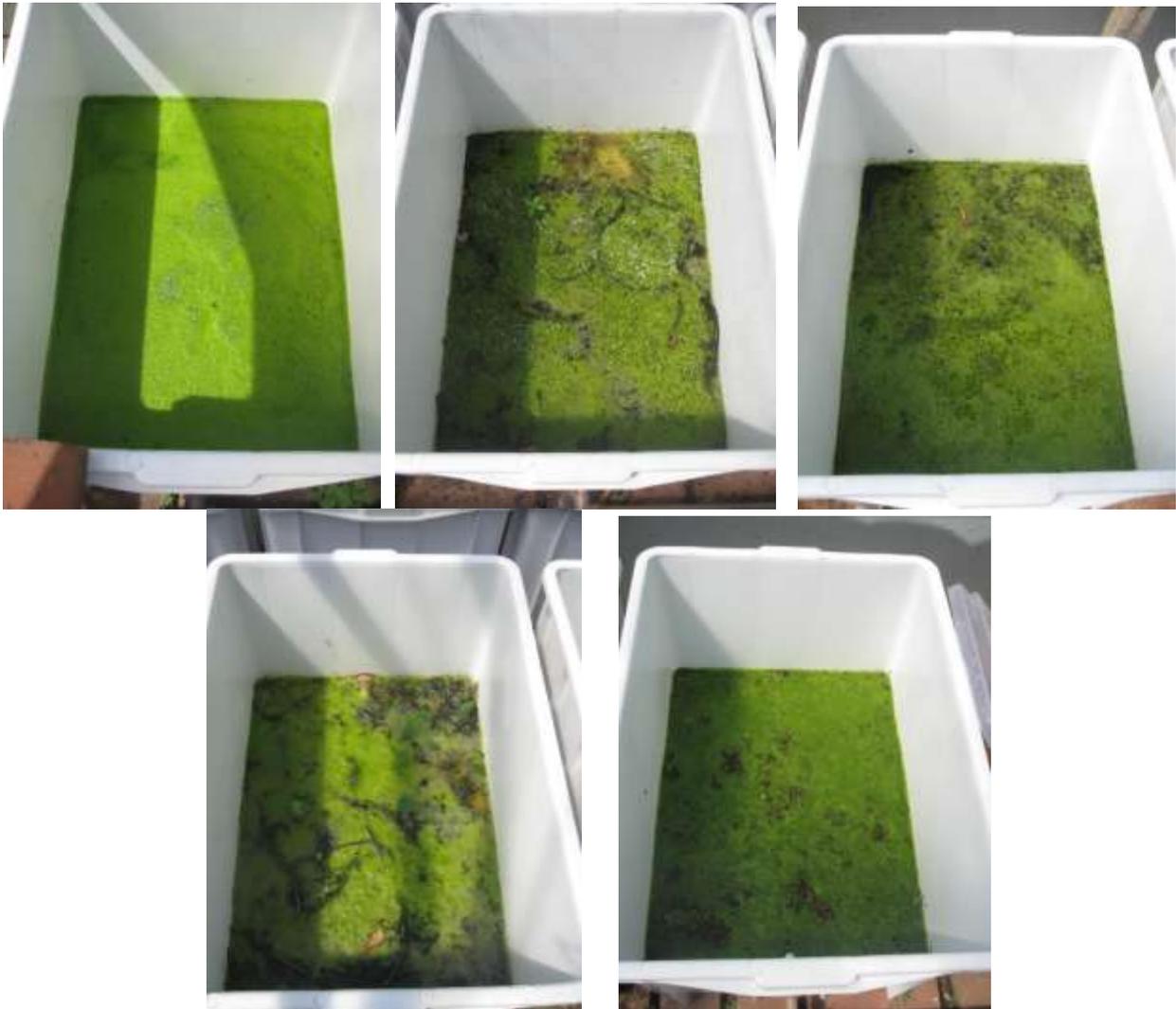


Figura 34 - Imagens dos reservatórios no sétimo dia de experimento- etapa IV: a) controle; b) *Myriophyllum aquaticum* + *Utricularia gibba* + *Salvinia minima*; c) *Utricularia gibba*; d) *Myriophyllum aquaticum*; e) *Salvinia minima*

4.1.4.1 Concentração de nitrogênio amoniacal (N-NH₃)

Na última etapa do experimento o fluxo por batelada mostrou ser muito eficiente, conforme pode ser verificado na Figura 35, onde no terceiro dia de avaliação a concentração de N-NH₃ reduziu consideravelmente, principalmente nos reservatórios onde foi introduzida a espécie *Utricularia gibba* e nos reservatórios que continham as três avaliadas, pois as concentrações médias reduziram de 34,16 mg L⁻¹ para 3,5 mg L⁻¹ e de 4,06 mg L⁻¹, respectivamente.

Neste mesmo dia, para o reservatório de controle, pode ser verificada uma redução de concentração (concentração inicial para todos os reservatórios desta etapa) de $34,16 \text{ mg L}^{-1}$ para uma média de $8,82 \text{ mg L}^{-1}$. Nos outros reservatórios as concentrações encontradas para as espécies *Myriophyllum aquaticum* e *Salvinia minima* foram de $10,92 \text{ mg L}^{-1}$ e $10,22 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

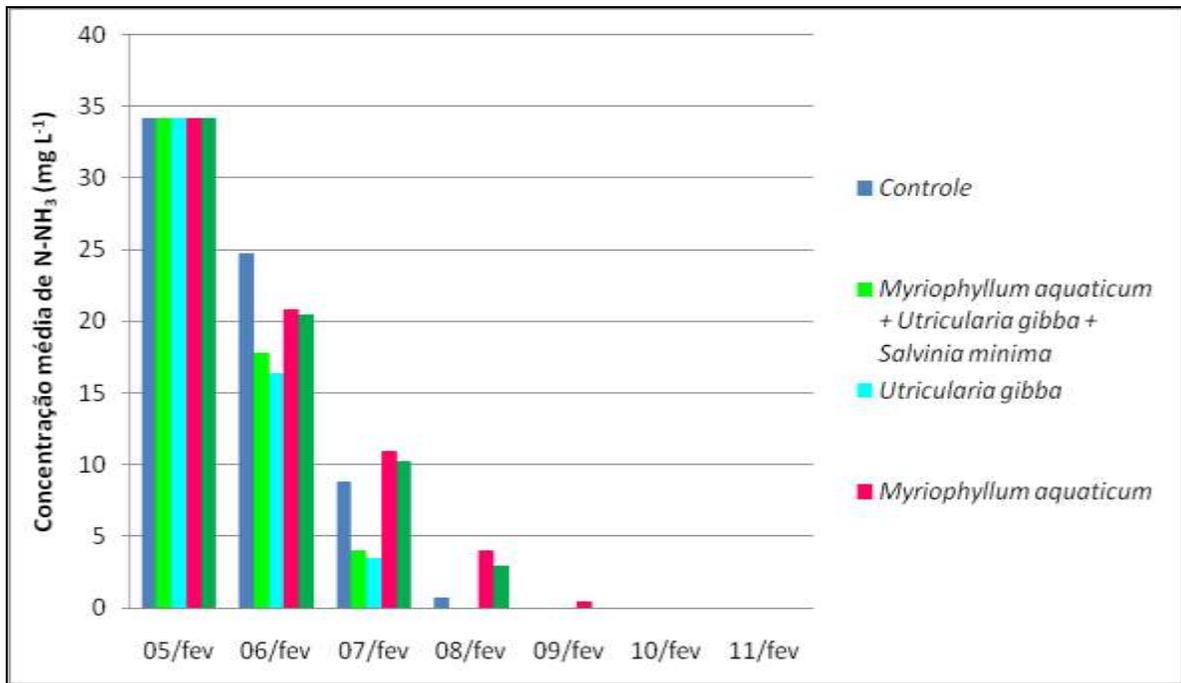


Figura 35 - Concentração de N-NH₃ durante os sete dias de experimento na etapa IV

Ainda com relação a Figura 35, no quarto dia pode ser visualizado os reservatórios com as três espécies e os que continham a espécie *Utricularia gibba* foram os mais eficientes, sendo que a concentração de tal contaminante foi zerada.

Nos reservatórios menos eutrofizados, após o terceiro dia, observou-se maior concentração de N-NH₃. Constata-se desta forma que as algas também foram responsáveis pela remoção de N-NH₃. De qualquer forma do primeiro e segundo dia as macrófitas foram as responsáveis pela remoção de N-NH₃. Todo o nitrogênio removido foi a soma do nitrogênio utilizado como nutriente pelas macrófitas, pelas algas e evapotranspiração de amônia.

Cabe destacar também que, no quinto dia de experimento somente a espécie *Myriophyllum aquaticum* apresentou concentração média de $0,42 \text{ mg L}^{-1}$ e que no sexto dia todos os reservatórios não apresentavam mais concentrações de N-NH₃.

Se verificarmos os valores de pH encontrados nas amostras, pode ser concluído que este parâmetro, conforme já descrito nas etapas anteriores, não influenciou significativamente na remoção inicial de N-NH₃, pois apenas no 4º dia de experimento os reservatórios que continham a espécie *Myriophyllum aquaticum* apresentou pH acima de 9,5.

4.1.4.2 Crescimento de biomassa

Quanto ao aumento nas unidades de cada espécie, ao longo dos dias de experimento pode ser visualizado que todas as espécies obtiveram um crescimento durante os testes (Tabela 9). Os valores mais relevantes encontrados foram nos reservatórios onde haviam as três espécies, onde o percentual de crescimento foi de 33,4%, e no reservatório que continha a espécie *Utricularia gibba* onde este percentual foi de 24,6%. As espécies *Salvinia minima* e *Myriophyllum aquaticum* apresentaram crescimentos de 7,6% e 1,6%, respectivamente.

Tabela 9 - Crescimento de biomassa das espécies avaliadas durante sete dias na Etapa IV

Pesagem	Controle	<i>Myriophyllum aquaticum</i> + <i>Utricularia gibba</i> + <i>Salvinia minima</i>	<i>Utricularia gibba</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Salvinia minima</i>
Peso inicial (g) 05.02	0	1450	968	1524	654
Peso final (g) 11.02	0	1934	1206	1548	704
Crescimento (%)	0	33,4	24,6	1,6	7,6

Com isso, pode ser concluído que este desenvolvimento das espécies está diretamente relacionado a remoção de N-NH₃, pois os reservatórios 2 A e B (três espécies) e 3 A e B (*Utricularia gibba*) foram os que apresentaram maior eficiência, pois no 3º dia já haviam removido todo o poluente e apresentaram maior aumento de biomassa.

4.2 Aproveitamento da biomassa

Após, os testes mencionados estas espécies foram encaminhadas para determinação de teor de celulose, com o objetivo de dar outra finalidade para a biomassa restante do tratamento dos efluentes testados. A seguir, também seguem os resultados da avaliação do potencial oleaginoso de duas espécies de macrófitas.

4.2.1 Avaliação do potencial oleaginoso

4.2.1.1 Análise dos extratos por cromatografia gasosa

Na tentativa de verificar o potencial de produção de óleo a partir de espécies de macrófitas flutuantes, as espécies *Salvinia herzogii* e *Wolfia* sp. foram testadas.

As duas espécies analisadas apresentaram, após secagem, 15,1% (*Salvinia herzogii*) e 6,3% (*Wolfia* sp.) em água.

Inicialmente foi realizada a extração em duplicata de cada espécie de macrófita conforme mostram os cromatogramas a seguir nas Figuras 36 e 37.

Observou-se que os extratos metanólicos de cada amostra foram semelhantes. O extrato apresentou um volume muito pequeno - 1% em relação a massa de macrófita seca. Isto significa que a amostra contém um baixo volume de óleo e indica que a planta não tem potencial para a produção de óleo visando o aproveitamento para a produção de biodiesel.

Desta forma um outro aspecto teria de ser investigado, que era a composição do extrato, buscando a identificação de moléculas que pudessem ter algum fator econômico mesmo a baixas concentrações.

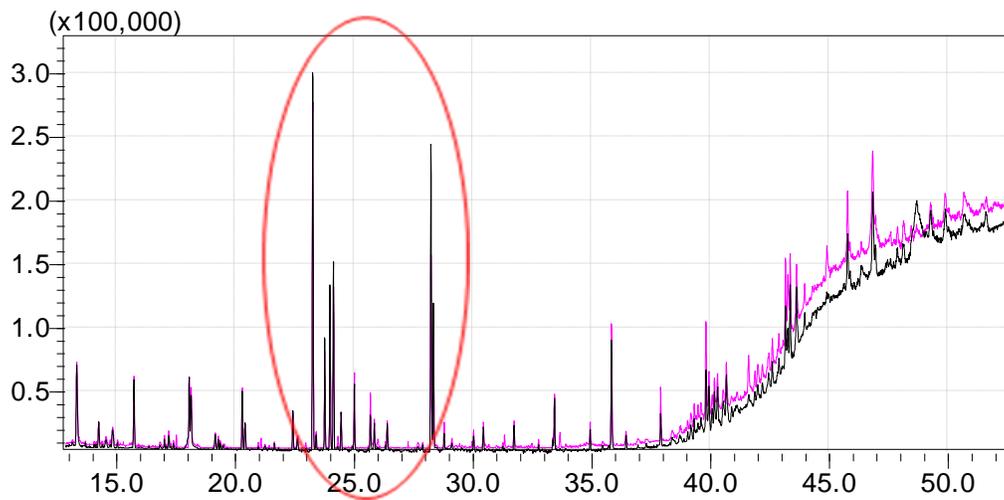


Figura 36 - Cromatogramas íon total dos extratos metanólicos obtidos em duplicata da amostra de *Salvinia herzogii*

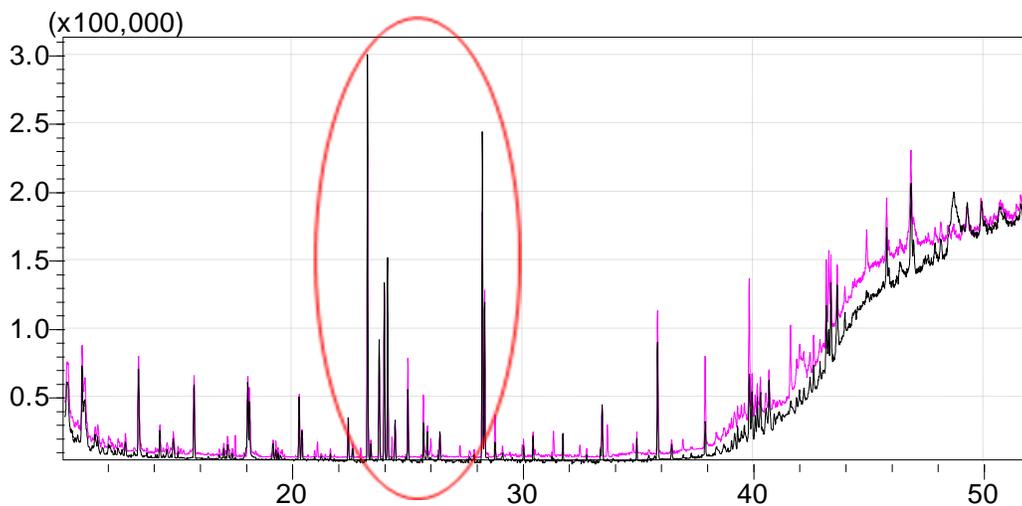


Figura 37 - Cromatogramas íon total dos extratos metanólicos obtidos em duplicata da amostra de *Wolfia sp.*

Conforme comparação, apresentada na Figura 38, a diferença entre as amostras de *Salvinia herzogii* e Marrequinha (*Wolfia sp.*) se dá nos picos de tempo de retenção 28,2 e 28,3. Isto demonstra que há diferenças entre os teores de insaturados presentes nos óleos das amostras das duas espécies avaliadas.

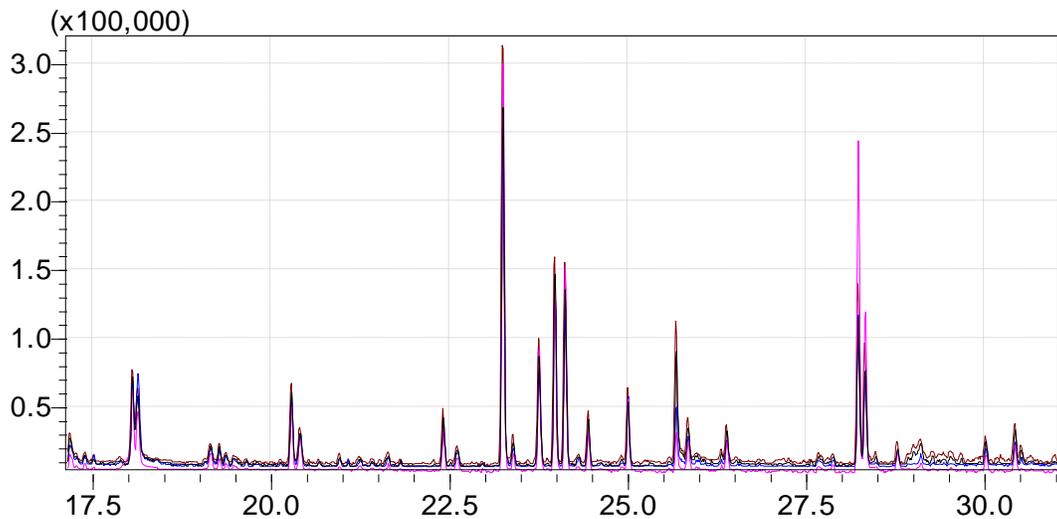


Figura 38 - Cromatogramas íon total dos 4 extratos metanólicos obtidos nas duas espécies de macrófitas analisadas

Os principais compostos identificados nos extratos estão na Figura 39, onde pôde ser observado que existem os ácidos graxos de interesse para produção de energia. No entanto, a quantidade é muito baixa, a nível de óleo essencial e para sua extração há um consumo grande de solventes, o que não é viável ambientalmente, uma vez que neste trabalho, busca-se um aproveitamento sustentável para as macrófitas empregadas em fitorremediação.

Outro aspecto importante é a presença de esteróis, o que pode ser um aspecto importante a ser investigado no futuro. A extração de esteróis é relevante a nível industrial e terapêutico (MELECCHI et al., 2006), porém, há a necessidade de avaliar a quantidade que poderá ser produzida e além disso, se existem outras macrófitas que apresentem maior percentual. Os outros picos menores foram identificados como hidrocarbonetos ramificados e cíclicos, os quais costumam estar presentes em plantas em geral, porém em baixas concentrações.

Como este foi um estudo preliminar da potencialidade de produção de óleo a partir das macrófitas empregadas na fitorremediação, verifica-se que há um potencial nesta área, pensando na extração do óleo essencial. Observa-se, no entanto que para produção de biocombustíveis, esta matéria prima poderá ser promissora para produção de bio-óleos, os quais empregam processos de craqueamento das macromoléculas (ADJAYE e BAKHSHI, 1995).

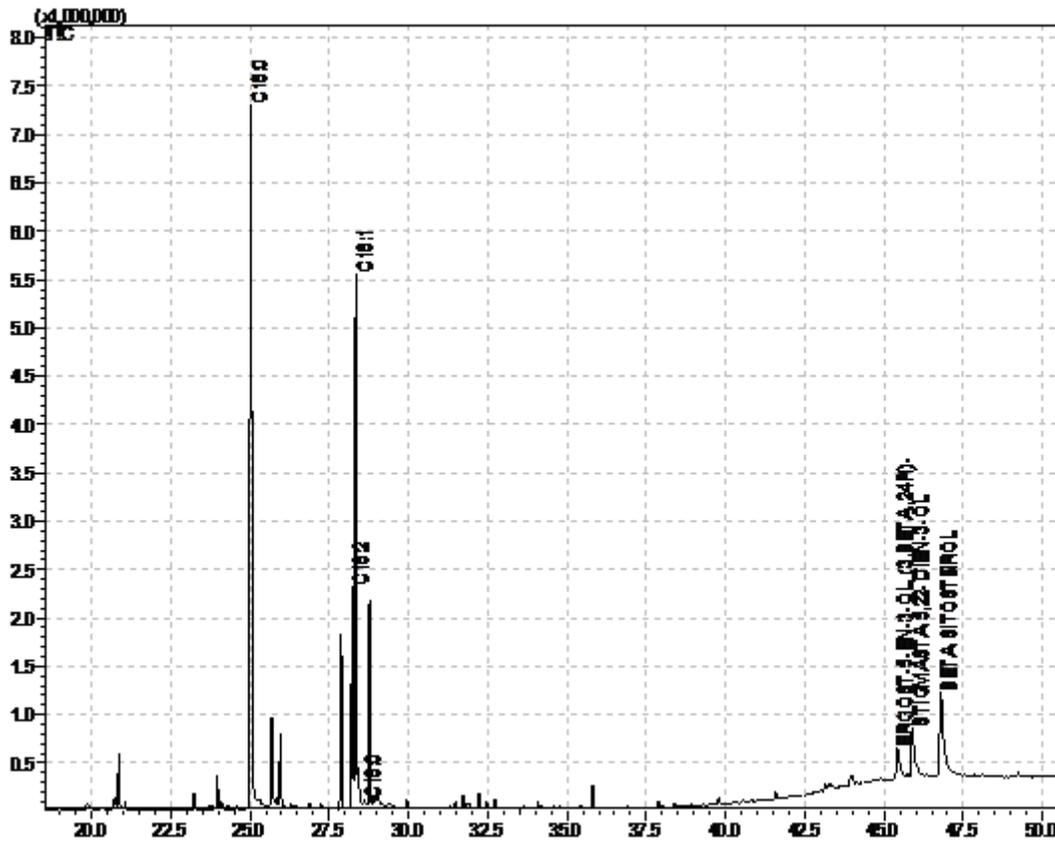


Figura 39 - Cromatograma dos compostos identificados nos extratos metanólicos obtidos nas duas espécies de macrófitas analisadas

4.2.2 Avaliação do teor de celulose

Após a primeira etapa, os valores médios encontrados para o teor de celulose não são considerados os valores finais, pois nesta primeira etapa pode haver a introdução de grupos acila nos polissacarídeos e portanto poderia aumentar a base de erro no cálculo do teor de celulose da biomassa das espécies avaliadas. Este fato se confirma na Figura 40, onde pode ser verificado que o método do ácido nítrico apresentou maior percentual do que com a associação ao método de extração alcalina.

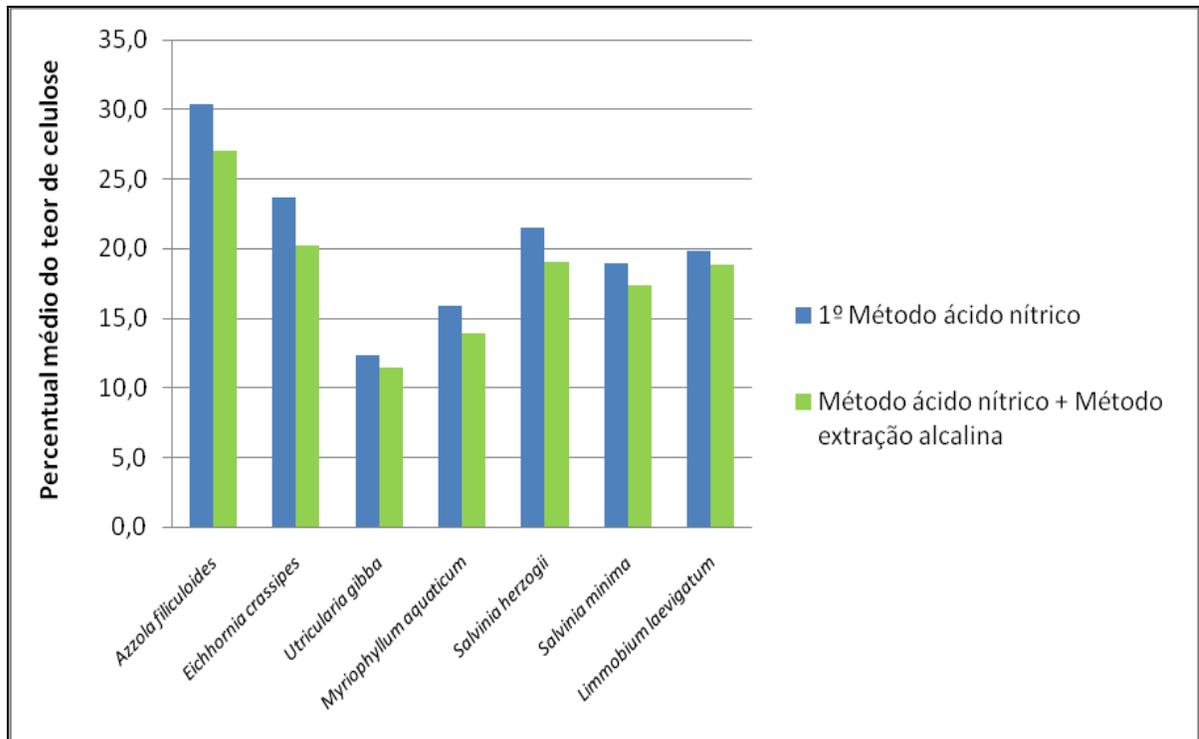


Figura 40 - Percentual médio encontrado no teor de celulose para os métodos do ácido nítrico e extração alcalina

Para o aproveitamento da biomassa para produção de energia, um dos caminhos é a utilização da celulose contida na biomassa. Nas diferentes macrófitas estudadas o teor de celulose foi analisado. Como mostra o gráfico da Figura 41, as espécies de macrófitas mostraram elevada presença do material analisado em comparação com a celulose determinada em madeira avaliada por Sansígolo e Santos (2000), onde a média encontrada por eles foi de 45,76% para a espécie *Eucalyptus grandis*.

Observa-se que no geral que a espécie *Azolla filiculoides* foi a que apresentou um maior percentual de teor de celulose, chegando a uma média de quase 27% de celulose, seguida pela espécie *Eichhornia crassipes*, com pouco mais de 20% e pela *Salvinia herzogii* com quase 19%. Já a *Utricularia gibba* foi a espécie que apresentou o menor teor, ficando com a média em torno de 11,5%.

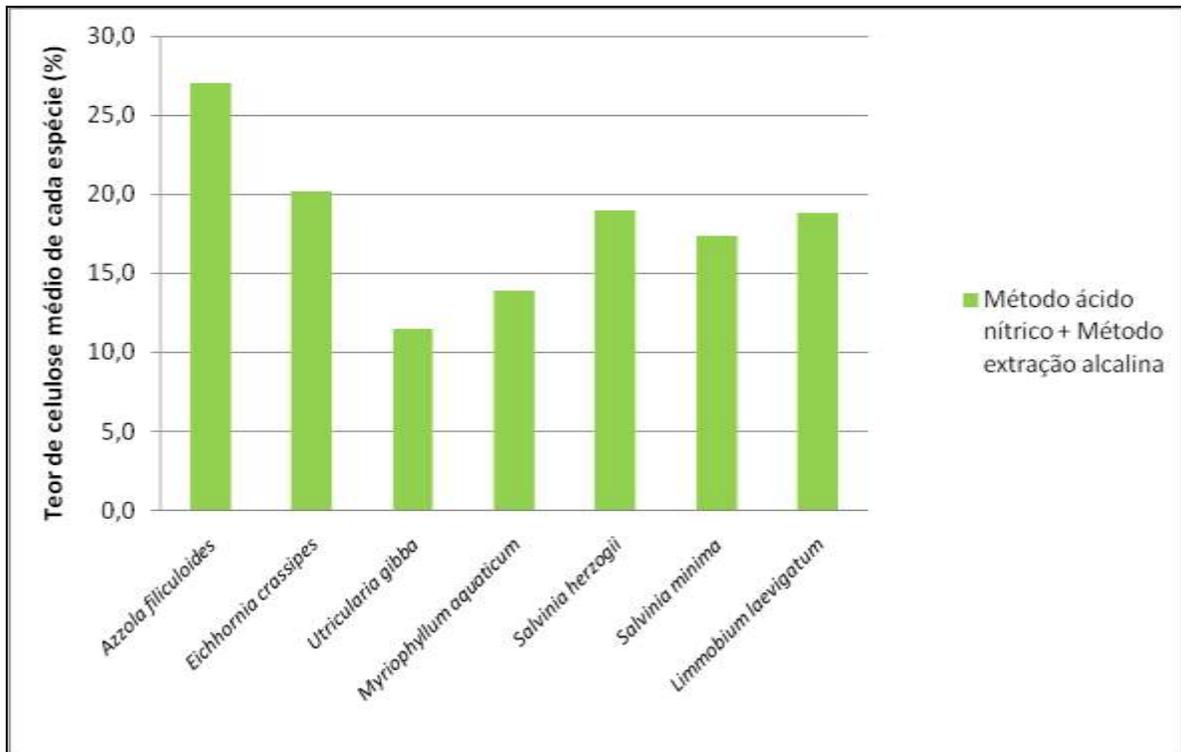


Figura 41 - Percentual médio de teor de celulose da biomassa de cada espécie de macrófita avaliada na etapa I

4.2.3 Caracterização de microrganismos nos efluentes de fitorremediação

4.2.3.1 Caracterização de microrganismos por inoculação

Para complementar a avaliação de tais efluentes, foi realizada uma caracterização dos microrganismos presentes nos três tipos de efluente trabalhados: 1) bruto (efluente inicial); 2) controle (efluente que irá passar pelo mesmo número de reservatórios que o tratado, porém sem fitorremediação); e, 3) efluente tratado (efluente que passou por seis reservatórios de tratamento com macrófitas aquáticas).

Esta caracterização baseou-se em técnicas de isolamento e caracterização morfológica em meios de cultura contendo Ágar Nutriente, Ágar Sabouraud-dextrose e Ágar Caseinato

Neste trabalho foram isoladas e caracterizadas bactérias presentes nos três tipos de amostras de efluentes avaliados no sistema experimental de fitorremediação instalado na ETE da UNISC. Destes isolamentos, foi possível constatar a presença de diferentes tipos de bactérias.

Cabe destacar que houve crescimento de algumas bactérias e/ou algas na etapa de caracterização de microrganismos por inoculação. Conforme mostra a seta vermelha na Figura 42 (figura fotografada da placa com uma amostra do efluente branco após 7 dias de inoculação que se desenvolveu no meio de cultura com Agar Sabouraud-dextrose) na placa, pode ser observado o crescimento de pontos verdes que podem ser as mesmas bactérias que causaram eutrofização nos reservatórios avaliados.

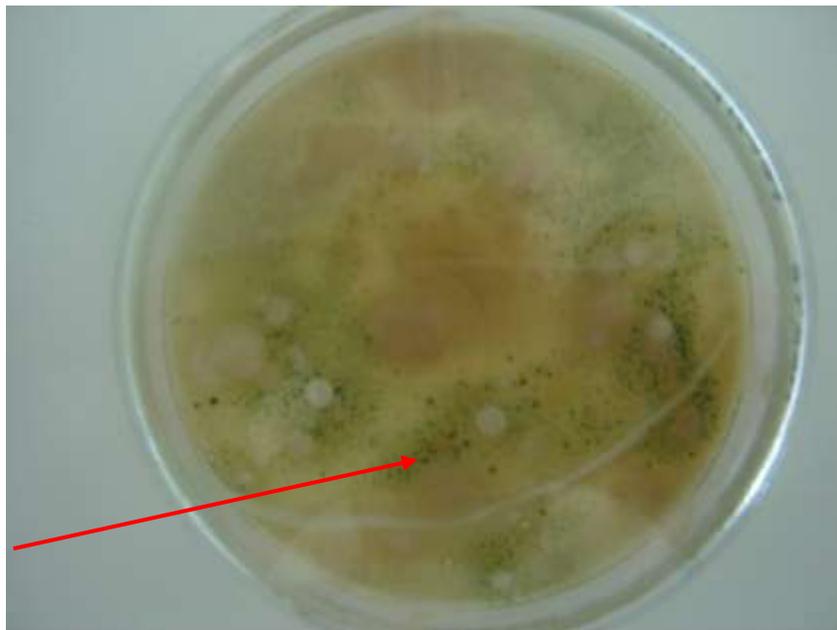


Figura 42 - Crescimento de microrganismos encontrados em amostras do efluente branco após 7 dias de inoculação no meio de cultura com Agar Sabouraud-dextrose

A principal família de bactérias que poderia ser identificada são actinomicetos que vivem em simbiose com as raízes de plantas superiores, onde levam à formação de nódulos, no interior dos quais ocorre fixação de nitrogênio. Porém, nos meios de cultura trabalhados, estes não se desenvolveram, concluindo-se assim que não estavam presentes nas amostras avaliadas.

Houveram também a detecção da presença de fungos, proveniente de contaminação externa, provavelmente causada durante o processo de inoculação. No Ágar Sabouraud Dextrose onde ocorreu um maior crescimento de microrganismos, se comparados aos outros meios de cultura avaliados. Talvez isto se deva a tal meio ser mais destinado ao cultivo de fungos, bolores e leveduras, conforme informa o fabricante do produto utilizado.

Com relação aos meios de cultura, os meios contendo Ágar Caseinato não apresentaram elevados crescimentos de microrganismos considerados importantes na etapa de isolamento dos

mesmos. Como este meio de cultura é muito utilizado para enumeração de cocos tolerantes ao sal em vegetais de conserva e é recomendado pra a detecção de microorganismos proteolíticos, pode-se concluir que tal déficit se dá devido a baixa presença de proteínas no efluente da fitorremediação que foi avaliado, pois esta já foram previamente digeridas no reator anaeróbio da ETE.

4.2.3.2 Caracterização das bactérias eutrofizantes por microscopia

Nesta etapa as microalgas também foram avaliadas quanto a classificação. Em observação ao microscópio óptico foi possível identificar alguns exemplares, quanto ao gênero e espécie quando possível. Foram encontrados representantes dos gêneros *Microcystis*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Gloeotrichia* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (cf.). Todos estes gêneros são característicos de ambientes eutróficos.

A floração excessiva de cianobactérias é assunto de extrema importância quanto à qualidade da água, visto a liberação de grandes quantidades de toxinas (cianotoxinas), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Figura 43), comum em corpos d'água com alta razão N/P, é mundialmente conhecida pelo potencial de produção de diferentes tipos de toxinas, hepato e neurotoxinas (CYBIS et al., 2006).

Conforme os mesmos autores, o gênero *Planktothrix* (Figura 44) proporciona coloração esverdeada e odor de terra à água e de acordo com Komárek e Anagnostidis (2005) formas reprodutivas do gênero podem hibernar na região bentônica (fundo), resistindo no local por longos períodos. Espécies do gênero *Microcystis* (Figura 46) são responsáveis pela formação de florações com potencial produção de microcistinas, que podem comprometer o fígado (CYBIS et al., 2006).

Há espécies também toxigênicas nos gêneros *Oscillatoria* (Figura 47), *Gloeotrichia* (Figura 45), produtoras de neuro e hepatotoxinas (CRONBERG e ANNADOTTER, 2006).



Figura 43 - Imagem do gênero *Cylindrospermopsis*
Fonte: Sant'ana et al. 2007.



Figura 44 - Imagem do gênero *Planktothrix*
Fonte: Sant'ana et al. 2007.

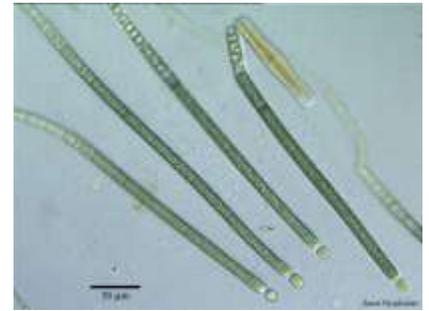


Figura 45 - Imagem do gênero *Gloeotrichia*
Fonte: Oyadomari, 2001.



Figura 46 - Imagem do gênero *Microcystis*
Fonte: NOSTOC, [c.a.].

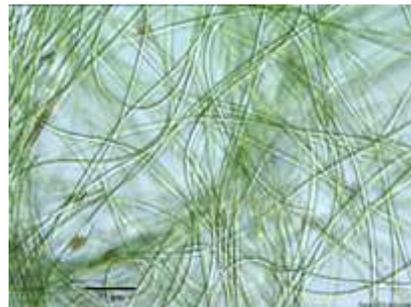


Figura 47 - Imagem do gênero *Oscillatoria*
Fonte: Oyadomari, 2001.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao realizar o estudo com dois tipos de fluxo (batelada e contínuo) pode ser verificado que, em escala piloto, o fluxo por batelada pode ser melhor avaliado, pois a vazão do fluxo contínuo foi de difícil determinação devido aos fatores anteriormente relatados.

Segundo Redding et al. (1997), a utilização de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos no tratamento de efluentes com elevadas concentrações de N-NH₃ e N-nitratos, levam a redução destas formas nitrogenadas. Destaca-se ainda que obteve-se para a espécie *Azolla filiculoides* (flutuante) redução de N-NH₃ e N-nitratos de 4,3% e 3,3%, para *Elodea nuttalli* (submersa) 8,2% e 5,9% e para a espécie *Rorippa asturtiumaquaticum* (emersa) 10,7% e 15,4%, respectivamente.

Porém cabe ressaltar que na etapa I do sistema de fitorremediação, todas as sete diferentes espécies de macrófitas mostraram ser eficientes, porém se compararmos no 7º dia, as espécies *Myriophyllum aquaticum*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia herzogii* foram as três mais eficientes na remoção de N-NH₃, já no 14º dia as espécies mais eficientes foram *Myriophyllum aquaticum*, *Azolla filiculoides*, *Utricularia gibba* e *Salvinia herzogii*.

Na etapa II, onde foram escolhidas as espécies mais eficientes no 14º dia da etapa I, com exceção da *Eichhornia crassipes* (que é muito estudada por outros autores), o fluxo foi modificado, com a finalidade de verificar a eficiência de tais espécies. Pode ser observado que no 14º dia o sistema se mostrou eficiente, mesmo com a dificuldade de controlar a vazão do sistema, pois as concentrações caíram de 45,31 mg L⁻¹ para 2,24 mg L⁻¹ no efluente de controle e para 0,28 mg L⁻¹ no efluente tratado.

Na etapa III onde o sistema de fluxo era o mesmo da etapa anterior, porém com menor vazão e com a substituição da espécie *Azolla filiculoides* pela espécie *Salvinia minima*, pode ser verificado a melhor eficiência no processo de remoção de N-NH₃, pois as concentrações caíram de 59,08 mg L⁻¹ para zero no 6º dia de experimento.

E por fim, na etapa IV, onde o fluxo por batelada foi retomado, foi observado que este sistema foi o mais eficiente, pois já no 3º dia de experimento os reservatórios contendo as três espécies e os reservatórios contendo a espécie *Utricularia gibba* já haviam removido totalmente tal contaminante, reduzindo uma carga de 34,16 mg L⁻¹ de N-NH₃ para zero. As demais espécies

removeram totalmente tal parâmetro no 4º dia, com exceção da espécie *Myriophyllum aquaticum* que obteve este resultado no 5º dia.

Conforme resultados acima discutidos, pode ser considerado que as macrófitas flutuantes são capazes de remover nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários através do processo de fitorremediação. Este fato pode ser constatado, principalmente, nas etapas de fluxo por batelada onde foi possível verificar tal eficiência, em comparação com o sistema de fluxo contínuo, mesmo considerando que há volatilização de NH_3 para o meio ambiente.

Pode ser constatado que o pH e a evapotranspiração influenciam diretamente tal redução, mas neste trabalho a eficiência deu-se pela atividade das espécies de macrófitas em retirar N-NH_3 dos sistemas de fitorremediação e estes parâmetros só influenciaram após o 4 e 5º dia, onde grande parte deste poluente já havia sido removido.

Se compararmos as etapas, a Tabela 10 mostra que o maior crescimento de biomassa foi constatado na etapa III e IV, onde o sistema foi otimizado, e, pelos resultados obtidos observou-se que o crescimento de biomassa esteve diretamente relacionado a remoção de N-NH_3 .

Quanto a remoção de N-NH_3 , nas etapas I e IV (fluxo por batelada) e III (fluxo contínuo), pode ser observado. E, assim foi possível detectar o tempo adequado para tal remoção, onde na etapa III, com sistema de fluxo contínuo, com uma vazão menor o TDH foi de 48 horas e tal remoção pode ser confirmada a partir do terceiro dia de experimento, como mostra a Tabela 11.

Tabela 10 - Crescimento de biomassa das espécies avaliadas nas quatro etapas do experimento

	Peso inicial	<i>Azolla filiculoides</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Utricularia gibba</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Salvinia herzogii</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Limmobium laevigatum</i>
I	Inicial (1° dia)	360	1500	329	860	640	300	2080
	Final (7° dia)	390	1780	280	870	710	310	760
	Crescimento (%)	8,33	18,67	0,00	1,16	10,94	3,33	0,00

	Pesagem	<i>Azolla filiculoides</i>	<i>Utricularia gibba</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
II	Inicial (1° dia) 24.11	60	572	746
	Final (14° dia) 08.12	0	502	786
	Crescimento (%)	0	0	5,4

	Pesagem	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Utricularia gibba</i>	<i>Salvinia minima</i>
III	Inicial (1° dia) 27.01	1340	470	470
	Final (7° dia) 04.02	1372	598	648
	Crescimento (%)	2,4	27,2	37,9

	Pesagem	<i>Myriophyllum aquaticum</i> + <i>Utricularia gibba</i> + <i>Salvinia minima</i>	<i>Utricularia gibba</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	<i>Salvinia minima</i>
IV	Peso inicial (g) - 05.02	1450	968	1524	654
	Peso final (g) - 11.02	1934	1206	1548	704
	Crescimento (%)	33,4	24,6	1,6	7,6

Quanto a caracterização por inoculação dos microrganismos presentes no meio de fitorremediação realizada na etapa II do experimento, pode-se destacar que foi possível fazer a caracterização e o isolamento de alguns microrganismos presentes nos efluentes bruto, de controle e tratado na unidade experimental de fitorremediação na ETE da UNISC.

No isolamento das bactérias fitorremediadoras não foi possível identificar a presença, principalmente, de actinomicetos que são bacterias fixadoras de nitrogênio.

De uma forma geral, a caracterização morfológica dos microrganismos presentes nos 3 tipos de efluente trabalhados na unidade experimental foi positiva, onde pode ser constatado um aumento das populações de bactérias presentes nos meios de cultura utilizados no experimento.

Quanto ao potencial de aproveitamento da biomassa resultante do experimento, pode ser constatado que estas espécies não se tornam atrativas economicamente para aproveitamento de óleo, pois contém baixa concentração em óleo essencial, o que é inviável para uso econômico.

Porém, quanto ao teor de celulose presente nestas sete espécies, pode ser verificado que as mesmas contêm teores significativos se compararmos com teores encontrados em madeiras (em média 45%). As espécies apresentaram teores médios de celulose de, aproximadamente, 27%, 20%, 19%, 18,8%, 17,5%, 14% e 11,5% para as espécies *Azolla filiculoides*, *Eichhornia crassipes*, *Salvinia herzogii*, *Limnobium laevigatum*, *Salvinia minima*, *Myriophyllum aquaticum* e *Utricularia gibba*, respectivamente.

O trabalho desenvolvido mostrou que as espécies utilizadas em tratamento de efluentes através da técnica de fitorremediação, tem grandes potenciais de serem reaproveitadas ao invés de serem descartadas em aterros e/ou lixões. Tais espécies podem servir como futuros combustíveis e geradores de energia, pois possuem elevados teores de celulose conforme foi mostrado. Com isso, ainda é preciso haver mais pesquisas que mostrem em escala real a geração desta biomassa e que possam ser convertidas em celulose e posteriormente em bioenergia ou biocombustível.

6 PRÓXIMOS TRABALHOS

Futuros trabalhos podem ainda ser desenvolvidos dando continuidade a este estudo exploratório desenvolvido com macrófitas aquáticas, podendo ser avaliados quanto:

- Aplicação em escala real do sistema de fitorremediação com as espécies de macrófitas que se mostraram eficientes neste estudo;
- Produção de energia: avaliar o potencial de produção de energia de macrófitas flutuantes, quantificando tal potencial;
- Substrato agrícola: avaliar o potencial de utilização das macrófitas flutuantes como substrato agrícola em cultivos agrícolas e em cultivos de cogumelos comestíveis;
- Fonte de proteína: utilização da biomassa para alimentação animal;
- Aproveitamento de compostos da biomassa: extração e aproveitamento de compostos possíveis de serem utilizados na indústria farmacêutica.

REFERÊNCIAS

ADJAYE, J. D. .; BAKHSHI, N. N. *Production of hydrocarbons by catalytic upgrading of a fast pyrolysis bio-oil*. Part II: Comparative catalyst performance and reaction pathways. *Fuel Processing Technology*, Volume 45, Issue 3, December 1995, Pages 185-202.

ALVES, E.; CARDOSO, L. R.; SCRAVONI, J. L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F.; CAETANO, A. C. *Avaliação fisiológica e bioquímica de plantas de aguapé (Eichhornia crassipes) cultivadas em níveis excessivos de nutrientes*. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 21, n. esp., p. 27-35, 2003.

AMBIENTE BRASIL. *Avaliação da Qualidade da Água*. Ambiente Brasil - Portal de ampliação do conhecimento ambiental e a formação de consciência crítica sobre os problemas e soluções para o meio ambiente. [2000-2009]. Disponível em: <http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./agua/doce/index.html&conteudo=./agua/doce/artigos/qualidade.html>. Acessado em 16 de fevereiro de 2010.

AMBIENTE BRASIL. *Falta de saneamento é responsável por 68% das internações nos hospitais públicos*. Ambiente Brasil - Portal de ampliação do conhecimento ambiental e a formação de consciência crítica sobre os problemas e soluções para o meio ambiente. Junho de 2004. ADOCON Alerta Reneuza Marinho Borba junho 2004. <http://www.adocontb.org.br/index.php?codwebsite=&codpagina=00010526>

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. *Modern approach to the classification system of cyanophytes 3- Oscillatoriales*. *Arch. Hydrobiol. Algolog. Stud.* 50-53:327-472., 1988.

ANDRADE, J.C.M.; TAVARES, S.R.L.; MAHLER, C.F. *Fitorremediação- O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

AQUAONLINE. *Plantas*. Fichas com informações e fotos das espécies de plantas aquáticas mais comuns, 2007. Disponível em: <http://www.aquaonline.com.br>. Acessado em: 22 de janeiro de 2010.

ARAUJO, B.S.; PIMENTEL, J.M.B.; PLETSCHE, M. *Estudos sobre a tolerância das culturas de raízes geneticamente transformadas de Daucus carota ao fenol e seus derivados clorados, aminado e nitrogenado*. 23ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. SBQ: Poços de Caldas- MG, maio de 2000.

ARINELLI, Rafael. *Mercado de Celulose e Papel*. 2009. Disponível em: <http://rafaelarinelli.wordpress.com/2009/05/27/email-marketing-mercado-de-celulose-e-papel/>. Acessado em 20 de maio de 2009.

BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A.; HYENSTRAND, P. (1994). *Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems*. *Arch. Hydrobiol.* 132: 141-164.

BOTELHO C.G. *Controle da poluição em áreas rurais*. Departamento de Engenharia/UFLA., 1987.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G; ASSUMPCÃO, A. M. *Primary production of utricularia foliosa L., Egeria densa planchon and Cabomba furcata schult & schult. from rivers of the coastal plain of the State of São Paulo, Brazil*. Hydrobiologia, Netherlands, v. 570, n. 13 ref., p. 35–39, 2006.

CASTRO, N.J.; DANTAS, G.A. *Bioenergia no Brasil e na Europa: uma análise comparativa*. 2008. Disponível em: <http://www.nuca.ie.ufrj.br/gesel/artigos/0810XX_CastroDantas_BioenergiaBrasilEuropa.pdf>. Acessado em 20 de maio de 2009.

CONAMA. Resolução nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providencias. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, Brasil. Publicado em 17 de março de 2005.

CONSEMA. Resolução nº 128, de 2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA, Porto Alegre - RS. Publicação no Diário Oficial, 24 de novembro de 2006.

COOPER, P.F. e FINDLATER, B.C. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Oxford: Pergamon Press, 1990.

COOK, C. D. K. *Aquatic plant book*. The Hague, The Netherlands: SBP academic Publishing. 1996. 228p.

CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. *Guia Ilustrado da vegetação costeira do extremo sul do Brasil*. Rio Grande: FURG, 1995.

COSTA, S.M.S.P. *Avaliação do Potencial de Plantas Nativas do Brasil no Tratamento de Esgoto Doméstico e Efluentes Industriais em Wetlands Construídos*. Tese de doutorado em engenharia química. Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas. Unicamp: campinas, 2004.

COSTA, L.L.; CEBALLOS, B.S.O.; MEIRA, C.M.B.; CAVALCANTI, M.F.L. *Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos*. Revista de Biologia e Ciências da Terra.V. 3 – N.1, 2003.

CRONBERG G.; ANNADOTTER H., *Manual on Aquatic Cyanobacteria*. A Photo Guide and a of Their Toxicology, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, and International Society for the Study of Harmful Algae: Copenhagen, 2006.

CYBIS, L. F.; BENDATI, M. M.; MAIZONAVE, C. R. M.; WERNER, V. R. DOMINGUES, C. D. *Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público*:

caso da represa lomba do sabão e lago Guaíba. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 64p.il.

DAEY, K.; et al. *Plantas carnívoras- Utricularia*. 2006. Disponível em <http://www.karnivoras.com/articles/34/1/Utricularia>, acessado em 06 de novembro de 2009.

DINARDI, A. L.; FORMAGI, V.M.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; SOBRINHO, G.D.; TONSO, S; PELEGRINI, R. *Fitorremediação*. III Fórum de Estudos Contábeis 2003. Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – UNICAMP. Limeira/ SP: 2003.

FAÇANHA, G.S.; CASTRO, R.F.; SANTANA, G.P.; *Fitoextração de Pb²⁺ em latossolo contaminado por Pb²⁺, Cr²⁺ e Zn²⁺ utilizando as espécies Cyperus surinamensis e Panicum maximum*. Artigo. Associação Brasileira de Química. ABQ: Natal, 2007.

FEPAM. Licença de operação nº 4584 (LO- 4584/2007-DI.), autoriza a operação da ETE da UNISC- Universidade de Santa Cruz do Sul, com vazão máxima de 360m³ dia⁻¹. Fundação de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler - RS, Porto Alegre, RS, 20 de agosto de 2007.

FREITAS, Núbia Cristina Weber. *Tratamento de efluente de campus universitário via sistema de baixo custo com leitos cultivados (wetland)*. 2008. Disponível em: <<http://www.dominiopublico.gov.br/download/texto/cp067228.pdf>>. Acessado me 25 de maio de 2009.

GENTELINI, A.L.; GOMES, S.D.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D.; SAMPAIO, S.C.; COLDEBELLA, A. *Produção de biomassa das macrófitas aquáticas Eichhornia crassipes (aguapé) e Egeria densa (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica*. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 29, n. 2, p. 441-448, abr./jun. 2008.

HENRY-SILVA, G.G e CAMARGO, A.F.M. *Composição Química de Macrófitas Aquáticas Flutuantes Utilizadas no Tratamento de Efluentes de Aqüicultura*. Centro de Aqüicultura da UNESP, Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo – ITESP e Departamento de Ecologia. Rio Claro, SP, 2006.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes*. Revista Brasileira de Zootecnia, v.37, n.2, p.181-188, 2008.

JORNAL CANA. Citação de referências e documentos eletrônicos. Disponível em: <<http://www.jornalcana.com.br/pdf/171/%5Cpesqdesenv.pdf>> Acesso em: 31 de agosto de 2009.

KIM, C. Y; LEONARDO, A.E.B.; CAMARGO A.F.M. *Avaliação de Diferentes Formas de Tanques para Tratamento de Efluente Piscícola com Macrófitas Aquáticas Flutuantes*. Centro de Aqüicultura da UNESP, Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo – ITESP e Departamento de Ecologia. Rio Claro, SP: 2005.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. *Modern approach to the classification system of cyanophytes 4- Nostocales*. Arch. Hydrobiol. Algolog. Stud. 56: 247-345, 1989.

- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropas. Gustav Fischer. Stuttgart. 548 pp, 1998.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. *Cyanoprokariota: 2 Teil Oscillatoriales*. In: BÜDEL, B. et al. (Ed.) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berlin: Heidelberg: Elsevier/Spectrum, 2005, v.19, pt.2, il.
- KRUPA, S.V. *Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review*. Elsevier Science. Environmental Pollution 124 (2003) 179–221.
- LEME, E.J.A. *Manual prático de tratamento de águas residuárias*. São Carlos: UFSCAR, 2008. 595p.
- MACHADO, R. E.; ANDRADE, A. M.; TEIXEIRA, M. L.; BOTELHO, C. G. *Poluição e Autodepuração do Ribeirão Piambu (Ijaci/Mg)*. Sanare- revista técnica da sanepar, 2005. V. 13. Pág. 13. Disponível em: <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v13/Poluicao/poluicao.html>. Acessado em 17 de março de 2009.
- MARTINS, A. P. L. *Capacidade do 'Polygonum hydropiperoides' e 'Typha domingensis' na Fitorremediação de Efluentes de Tanques de Piscicultura na Região da Bacia do Iraí*. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba: 2005.
- MAZZUCO, K. T. M. *Uso da 'Canavalia ensiformis' como fitorremediador de solos contaminados por chumbo*. Tese de doutorado em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina. UFSC: 2008.
- MEIRELLES, R. *Plantas aquáticas- Marrequinha- Salvinia SP*. Departamento de Fitossanidade da UFRGS. Porto Alegre: UFRGS, [ca. 2008]. Disponível em http://www.jardineiro.net/br/banco/salvinia_sp.php. Acessado em 23 de setembro de 2009.
- MELECCHI, M. I. S.; PÉRES, V. F.; DARIVA, C.; ZINI, C. A.; ABAD, F. C.; MARTINEZ, M. M.; CARAMÃO, E. B. *Optimization of the sonication extraction method of Hibiscus tiliaceus L. flowers*. Ultrasonics Sonochemistry, Volume 13, Issue 3, April 2006, Pages 242-250.
- MELO, A. A. M. *Fisiologia Vegetal – UFLA*. Doutorado em fisiologia vegetal. UFV, 2007. Disponível em <http://www.pergunte.info/questao/o-que-e-fitorremediacao>. Acessado em 24 de junho de 2009.
- MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.428p.
- MUHAMMETO, A.; SOYUPAK, S. *A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes Ays,e (Bayar)*. Elsevier Science. Environmental Pollution 133 (2000) 161–180.

- MUR, L.; SKULBERG, O.; UTKILEN, H. (1978). *Competition of the green alga Scenedesmus and the blue-green alga Oscillatoria*. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 21: 473-479.
- NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G. R.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; Cavenaghi, A. L. *Uso de diferentes herbicidas no controle de Myriophyllum aquaticum*. SBCPD. Planta Daninha, Viçosa-MG, v.21, p.89-92, 2003. Edição Especial.
- NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G. R.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; Cavenaghi, A. L. *Uso de diferentes herbicidas no controle de Myriophyllum aquaticum*, 2005. COUCH, R.; NELSON, E. *The exotic Myriophyllums of North America. Proceedings from the states' management programs-monitoring and lake assessments*, 1991. p. 5-11.
- NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G. R.; VELINI, E. D.; MARTINS, D.; Cavenaghi, A. L. *Uso de diferentes herbicidas no controle de Myriophyllum aquaticum*, 2003. KISSMANN, G. K. *Plantas infestantes e nocivas*. São Paulo: BASF, 2000. 608 p.
- NOSTOC. *Ensaio em águas brutas e tratadas, em lamas de ETAR's e resíduos industriais*. Laboratório de Investigação Biológica Lda. Portugal. Disponível em: www.nostoc.pt/imagens/microcystis.jpg. Acessado em 03 de março de 2010.
- OASHI, M.C.G. *Estudo da cadeia produtiva como subsídio para pesquisa e desenvolvimento do agronegócio do sisal na Paraíba*. Universidade Federal de Santa Catarina. Tese de doutorado. Florianópolis/ SC, 1999.
- OGASHAWARA, I. *Estudo de macrófitas aquáticas para redução do nível de eutrofização e de metais na água por meio da técnica biológica*. São Carlos, SP: 2006.
- OYADOMARI, J.K. *Images of Freshwater Algae and Protozoa from the Keweenaw Peninsula, Michigan*. Galleries of Algae. Michigan Technological University 2001. Disponível em Fonte:www.keweenawalgae.mtu.edu/. Acessado em 03 de março de 2010.
- PARK, S.S.; NA, Y., UCHRIN, C.G. *An oxygen equivalent model for water quality dynamics in a macrophyte dominated river*. Elsevier Science. Environmental Pollution 168 (2003) 1–12.
- REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. *The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach*. Journal of Environmental Management, v.50, p.283-299, 1997.
- ROBARTS, R. D. ZOHARY, T. *Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria*. N. Z. J. Mar. Freshwat. Res. 21: 391-399, 1987.
- ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, L. G. *Importância das Macrófitas Aquáticas*. PROBIO- Programa de biodiversidade da UFSCAR. São Carlos: USP/EESC, [ca. 2006]. Disponível em: http://www.ufscar.br/~probio/info_importancia.html. Acessado em 15 de fevereiro de 2010.
- RODELLA, R. A.; COSTA, N. V.; COSTA, L. D. N. C.; MARTINS, D. *Diferenciação entre Egeria densa e Egeria najas pelos caracteres anatômicos foliares*. Planta Daninha, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 211-220, 2006.

SANSÍGOLO, C. A.; SANTOS, C. R. *Métodos não-convencionais para determinação de celulose como parâmetro de seleção de árvores matrizes visando a produção de polpa kraft-aq 1*. ABCTP - Associação Brasileira Técnica de celulose e Papel, 2000. Disponível em: <<http://www.celuloseonline.com.br/imagembank/Docs/DocBank/dc/dc023.pdf>> Acessado em 21 de julho de 2009.

SANT'ANNA, C. L.; MELCHER, S. S.; CARVALHO, M. C.; GELMEGO, M. P.; AZEVEDO, M. T. P. *Cianobactérias planctônicas em reservatórios do Alto Tietê*. Revista Brasileira Brasileira de Botânica, vol.30, no.1 São Paulo: Revista Botânica, Jan./Mar. 2007.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. V.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. *Utilização de Wetland construídos pré-tratados em reator UASB*. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 9, Nº. 4. Distrito Federal, ABES, 2004.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C. ; CONSETINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. *Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos*.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 21st ed., 2005.

SAVASTANO, H. J. *Fibras naturais para produção de componentes construtivos*. São Paulo: USP, 1977.

VON SPERLING, M. *Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípio de Tratamento Biológico de Águas Residuária*, v.1, 3ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005. 452p.

YANG, B.; WYMAN, C. *"Biotechnology for Cellulosic Ethanol"*, 2007. Disponível em: <<http://biocomb.com.br/wp-content/uploads/2007/08/apbn-2007.pdf>>. Acessado em 13 de junho de 2009.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)