

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA
CAUNESP

CRESCIMENTO DAS MACRÓFITAS
AQUÁTICAS FLUTUANTES *Eichhornia crassipes*
(Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta*
(Mitchell) EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES
DE NUTRIENTES

RAQUEL EDUARDA TREVISAN PISTORI

Jaboticabal – São Paulo

2009

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA
CAUNESP

CRESCIMENTO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS
FLUTUANTES *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia
stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) EM DIFERENTES
CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES.

RAQUEL EDUARDA TREVISAN PISTORI

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE GONZAGA DA SILVA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, Área de Concentração em Aquicultura em Águas Continentais, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Aquicultura.

Jaboticabal – São Paulo

2009

Pistori, Raquel Eduarda Trevisan
P679c Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de nutrientes / Raquel Eduarda Trevisan Pistori. – – Jaboticabal, 2009
xiii, 61 f. ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, 2009
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo
Banca examinadora: Wagner Cotroni Valenti, Luiz Carlos Gazarini, Sidinei Magela Thomaz, Ciro Cesar Zanini Branco.
Bibliografia

1. Macrófitas aquáticas. 2. Nutrientes. 3. Composição química. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aqüicultura.

CDU 574.64

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: CRESCIMENTO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE NUTRIENTES

AUTORA: RAQUEL EDUARDA TREVISAN PISTORI

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

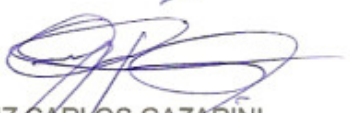
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR em AQUICULTURA ,
pela Comissão Examinadora:



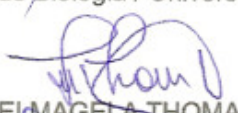
Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociencias de Rio Claro



Prof. Dr. WAGNER COTRONI VALENTI
Departamento de Biol Aplicada A Agrop / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal



Prof. Dr. LUIZ CARLOS GAZARINI
Departamento de Biologia / Universidade de Évora, Portugal



Prof. Dr. SIDINEI MAGELA THOMAZ
DEPTO DE BIOLOGIA/UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ - UEM



Prof. Dr. CIRO CESAR ZANINI BRANCO
Departamento de Ciências Biológicas / Faculdade de Ciencias e Letras de Assis

Data da realização: 24 de julho de 2009.

Dedico este trabalho aos meus pais, Homero e Valda, que alimentam minha alma, cérebro e coração. Por existirem e por ser exatamente o que são.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo pela orientação, competência, pela amizade ao longo de minha vida profissional e por sempre incentivar meu crescimento desde minha graduação.

Ao Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, pela co-orientação desde minha graduação, pelas valiosas sugestões no desenvolvimento deste projeto de pesquisa e pela nossa amizade.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), por financiar esta tese, através da concessão de bolsa de estudo (Processo: 06/56182-6)

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior pelas correções e valiosas sugestões durante a qualificação e pelo auxílio nos ajustes dos modelos aplicados.

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti pelas valiosas sugestões durante a qualificação e por ter abdicado de suas férias para participar na defesa da tese.

Aos Professores Dr. Sidinei Magela Thomaz, Dr. Ciro Cezar Zanini Branco e Dr. Luiz Carlos Gazarini pela participação e sugestões concedidas na banca de defesa da tese.

Ao amigo e em breve Prof. Dr. José Francisco Biudes, pelo auxílio durante várias etapas no desenvolvimento deste projeto, pelas correções e valiosas sugestões.

Ao amigo e Técnico do Laboratório de Ecologia Aquática (LEA), Carlos Fernando Sanches pela imprescindível ajuda na montagem dos experimentos, coletas em campo, análises de laboratório e pela sua alegria contagiante que nos proporciona bons momentos de descontração.

Aos amigos, Dr. Henrique Giacomini e Dr. Luis Alberti por serem sempre solícitos e por compartilharem seus conhecimentos no ajuste dos modelos matemáticos e interpretação dos dados.

Aos Professores Dr. Flávio Henrique Mingante Schlittler, Dr. Célio Augusto Rugani, Dra. Maria José de Oliveira Campos, Dr. Miguel Petrere e Prof. Marcos Pizzani pela convivência no Depto de Ecologia e por sempre transmitirem seus conhecimentos e experiências profissionais e de vida.

Aos estagiários em especial Rodrigo Sávio Teixeira de Moura, Vanessa Jó Girão e Maria Alice Buoro, pelo grande auxílio nas coletas e análises de laboratório.

A todos os professores e funcionários do Departamento de Ecologia da Unesp de Rio Claro, especialmente Sueli, Marilene e Sandra; e também do Caunesp de Jaboticabal, em especial a Veralice e a Profa. Dra Irene Bastos Vicentine.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da UNESP de Rio Claro em especial o José Francisco, Soraia, Aninha, Renata, Léo, Amarílis, Sara e Luciana.

Aos amigos do CAUNESP, em especial Julian, Cristiane, Rachel, Charles, Léo, Dade, Alexandre, Matheus, Camilo, Tumor, Michele, Jaqueline e Louise.

As amigas, Julieta Genini e Soraia Victório. Pelos bons momentos de descontração e também pelo apoio nas horas difíceis.

A Anita e Ayrton pelas risadas e por dividirem os momentos de dificuldades.

A toda minha família em especial minha mãe Valda, pelo amor, carinho, por nunca me abandonar e principalmente por ser a maior incentivadora de minha educação.

A minha avó Alda (*in memoriam*), pela alegria ao ouvir sobre minhas pesquisas, pelos seus ensinamentos e apoio. Gostaria que estivesse aqui para compartilhar esse momento. Faltou pouco, mas onde quer que esteja saiba que este trabalho também é seu.

A mi amor, Amarildo Salas Solano, gracias por incentivar me siempre. Para lograr todo el valor de una alegría, has de tener a alguien con quien compartirla. Tu me enseñaste que el verdadero amor está lleno de detalles que nunca los voy olvidar.

Ao meu melhor amigo e meu fiel escudeiro de quatro patas Tobias, por nunca me abandonar e por estar sempre deitadinho nos meus pés me transmitindo paz enquanto eu escrevia !

A todos que colaboraram para a finalização deste trabalho.

Sobretudo a Deus ...

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	iii
Lista de Tabelas.....	v
Resumo.....	vii
1. Introdução.....	01
1.1 Macrófitas aquáticas e importância ecológica.....	01
1.2 Fatores condicionantes ao crescimento de macrófitas aquáticas.....	02
1.2.1 A influência das concentrações de nutrientes.....	04
1.3 Macrófitas aquáticas e aquicultura.....	06
1.4 Considerações finais.....	09
2. Objetivos gerais e específicos.....	11
3. Estruturação dos capítulos da tese.....	12
4. Referências bibliográficas.....	14

Capítulo I – Absorção de nitrogênio inorgânico e ortofosfato por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell).

Resumo.....	21
1. Introdução.....	22
2. Material e métodos.....	23
3. Resultados.....	26
3.1 - Características químicas e físicas da água.....	26
3.2 - Ganho de massa e taxa de absorção de ortofosfato e nitrogênio inorgânico total.....	27
3.3 – Porcentagem e estoque de N e P na biomassa de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S.</i>	

<i>molesta</i>	31
4. Discussão.....	32
5. Referências bibliográficas.....	35

Capítulo II - Crescimento das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de fósforo

Resumo.....	39
1. Introdução.....	40
2. Material e métodos.....	41
3. Resultados.....	45
3.1 - Características químicas e físicas da água.....	45
3.2 - Análises de regressão, Anova-rm, curvas de crescimento e parâmetros de Michaelis Mentem.....	45
3.3 - Composição química da biomassa total de <i>E. crassipes</i> , <i>P. stratiotes</i> e <i>S. molesta</i>	49
3.4 - Estoque de N e P na biomassa.....	54
4. Discussão.....	54
5. Referências bibliográficas.....	58
Conclusões Finais	62

LISTA DE FIGURAS

Introdução

- Figura 1:** Unidades experimentais sem reposição de nutrientes e sem reposição de água para avaliação das taxas de absorção de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*..... 12
- Figura 2:** (a) Detalhe das unidades experimentais e o gotejamento de diferentes concentrações de P-PO₄; (b) Detalhe de *S. molesta*; (c) Detalhe de *E. crassipes*; (d) Detalhe de *P. stratiotes*..... 12

Capítulo I

- Figura 1:** Ganho de massa seca (■), taxa de absorção de P-PO₄ (▒) e taxa de absorção de nitrogênio inorgânico (□) em alta concentração, durante os 35 dias de experimento para *E. crassipes* (A e B), *P. stratiotes* (C e D) e *S. molesta* (E e F). Os gráficos e os eixos apresentam escalas distintas..... 27
- Figura 2:** Ganho de massa seca (■), taxa de absorção de P-PO₄ (▒) e taxa de absorção de nitrogênio inorgânico (□) em baixa concentração, durante os 38 dias de experimento para *E. crassipes* (A e B), *P. stratiotes* (C e D) e *S. molesta* (E e F). Os gráficos e os eixos apresentam escalas distintas..... 29
- Figura 3:** Valores médios e desvios padrão do estoque de nitrogênio e fósforo na biomassa no início e no fim do experimento em cada tratamento (AC = alta concentração, BC = baixa concentração) e em cada espécie (E = *E. crassipes*, P = *P. stratiotes* e S = *S. molesta*)..... 34

Capítulo II

- Figura 1:** Regressão linear simples entre a massa fresca e a massa seca de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*..... 47
- Figura 2:** Curvas de crescimento em ganho de massa seca nos quatro tratamentos com diferentes concentrações de P-PO₄ onde, T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹). (A) *E. crassipes*, (B) *P. stratiotes* e (C) *S. molesta*..... 48
- Figura 3:** Ordenação pela Análise dos Componentes Principais (ACP) das três espécies (indicadas pelas letras E = *E. crassipes*; P = *P. stratiotes* e S = *S. molesta*) crescendo nos quatro tratamentos T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹); com base na composição química da biomassa analisada..... 53
- Figura 4:** Valor médio e desvios padrão do estoque de nitrogênio N e fósforo P (mg.m⁻²) na biomassa no início e no fim do experimento em cada tratamento; T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹)..... 54

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

- Tabela 1** : Solução nutritiva em concentrações (mg.L^{-1})..... 24
- Tabela 2** : Valores médios e desvio padrão de pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) na água das caixas em alta e baixa concentração para *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*..... 27
- Tabela 3**: Valores médios e desvios padrão da porcentagem de nitrogênio e fósforo totais (% MS), na biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* em alta e baixa concentração..... 31

Capítulo II

- Tabela 1** : Concentração da solução inicial de nutrientes (mg.L^{-1}) baseada na solução de Hoogland..... 43
- Tabela 2** : Valor médio e desvio de pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) na água das culturas de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, nos quatro tratamentos com diferentes concentrações de P-ortofosfato. T I ($< 0,005 \text{ mg.L}^{-1}$); T II ($0,031 \text{ mg.L}^{-1}$); T III ($0,31 \text{ mg.L}^{-1}$) e T IV ($3,1 \text{ mg.L}^{-1}$)..... 45
- Tabela 3**: Análise de variância com medidas repetidas aplicada a biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* nas diferentes concentrações ao longo do tempo. DF (degree of freedom), MS (mean spread), F (ratio in a repeated measures desing) e p (probability)..... 49
- Tabela 4**: Valores de capacidade de suporte K (gMS.m^{-2}); coeficiente de crescimento intrínseco (r_m) e tempo de duplicação TD (dia^{-1}) de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* nos quatro tratamentos com diferentes concentrações de fosfato. T I

(< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹)..... 50

Tabela 5: Parâmetros derivados do modelo de Michaelis Mentem em função das concentrações de P-ortofosfato adicionadas na água das unidades experimentais. (P_{max} = coeficiente de crescimento intrínseco máximo; K_m = constante que definiu as concentrações de nutrientes em µg.L⁻¹ nas quais *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* atingiram a metade de seu coeficiente de crescimento intrínseco máximo; R² = porcentagem de explicação)..... 51

Tabela 6: Valor médio e desvio padrão de fósforo-total (% MS), nitrogênio-total (% MS), carboidratos solúveis (mg.L⁻¹), lipídeos (% MS), fração de parede celular (% MS) e polifenóis (UDO.g⁻¹), na biomassa final de *E. crassipes* nos quatro tratamentos. T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹)..... 52

Tabela 7: Valor médio e desvio padrão dos teores de fósforo-total (% MS), nitrogênio-total (% MS), carboidratos solúveis (mg.L⁻¹), lipídeos (% MS), fração de parede celular (% MS) e polifenóis (UDO.g⁻¹), na biomassa total de *P. stratiotes* nos quatro tratamentos T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹)..... 52

Tabela 8: Valor médios e desvios padrão dos teores de fósforo-total (% MS), nitrogênio-total (% MS), carboidratos solúveis (mg.L⁻¹), lipídeos (% MS), fração de parede celular (% MS) e polifenóis (UDO.g⁻¹), na biomassa total de *S. molesta* nos quatro tratamentos. T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹)..... 53

Tabela 9: Correlação dos dados de composição química P-total, N-total, carboidratos, lipídeos, fração de parede celular e polifenóis na biomassa final de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* em diferentes concentrações de P-P0₄ com os componentes I e II da Análise dos Componentes Principais (ACP)..... 54

RESUMO

Esta tese esta organizada em dois capítulos. O capítulo I testou a hipótese de que o crescimento de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* esta relacionado com a absorção de fosfato e de nitrogênio. Foi avaliado o efeito de diferentes concentrações de nutrientes sobre a taxa de crescimento e de absorção de ortofosfato (P-PO₄) e nitrogênio inorgânico total (NIT) em *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*. As três espécies, quando cultivadas em baixa concentração de nutrientes apresentaram as maiores taxas de absorção tanto de P-PO₄ quanto de NIT no período entre 0-5 dias, diferente do que ocorreu quando cultivadas em alta concentração, na qual as maiores taxas de absorção do P-PO₄ ocorreram no período entre 0-5 dias e as maiores taxas de absorção de NIT para *P. stratiotes* ocorreram no período entre 5-10 dias e para *E. crassipes* e *S. molesta* no período entre 10-15 dias. Em baixa concentração, *S. molesta* obteve um ganho de massa 12,8 vezes menor que *E. crassipes* e 1,3 vezes menor que *P. stratiotes* e sua taxa de absorção de P-PO₄ no mesmo período foi semelhante a de *E. crassipes* e *P. stratiotes*. Padrão semelhante também foi observado em alta concentração, entretanto, apesar de apresentar maior taxa de absorção, *S. molesta* foi a espécie menos eficiente na remoção de nutrientes e a que menos estocou N e P, devido ao menor ganho de biomassa. *E. crassipes* e *P. stratiotes* apresentam crescimento vertical, o que favorece o maior ganho de biomassa e conseqüentemente maior taxa de remoção de nutrientes e estoque de N e P em sua biomassa. Os resultados permitem concluir que na aplicação para tratamento em *wetlands*, *S. molesta*, apesar de apresentar maior taxa de absorção pode ser menos eficiente. O capítulo II teve como objetivo testar o efeito de diferentes concentrações de fosfato na água sobre o crescimento e a composição química das macrófitas aquáticas flutuantes *P. stratiotes*, *S. molesta* e *E. crassipes*. Um experimento casualizado (4 tratamentos e 3 réplicas por espécie) com solução nutritiva foi desenvolvido em laboratório. As concentrações de P-PO₄ foram diferentes nos quatro tratamentos (< 0,005; 0,031; 0,31 e 3,1 mg.L⁻¹). A constante (K_m) derivada do modelo de Michaelis Menten que definiu as concentrações de nutrientes em µg.L⁻¹ nas quais *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* atingiram a metade de seu coeficiente de crescimento intrínseco máximo foi menor para *S. molesta* (8,04 ± 4,24), intermediário para *E. crassipes* (14,98 ± 4,52) e maior para *P. stratiotes* (20,80 ± 1,73). O coeficiente de crescimento intrínseco máximo foi semelhante para as três espécies (0,13) indicando alta afinidade de *S. molesta* e *E. crassipes* por baixas concentrações, o que pode

oferecer a estas espécies vantagens competitivas sobre *P. stratiotes*. A análise de composição química mostrou que *P. stratiotes* apresentou o maior valor nutritivo, entretanto *E. crassipes* foi a espécie com menores porcentagens de fração de parede e polifenóis, enquanto *S. molesta* apresentou valores intermediários. Os maiores estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes*, sugerem que esta espécie pode ser mais eficiente do que *P. stratiotes* e *S. molesta* na remoção de nutrientes quando utilizadas em tratamentos de efluentes.

ABSTRACT

The thesis is organized in two chapters. The first chapter tested the hypothesis that the growth of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta* is related with the absorption of phosphate and nitrogen. It was studied the effect of different nutrient concentrations on the growth rate and orthophosphate (P-PO₄) and total inorganic nitrogen (NIT) absorption rate in *E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. molesta*. The three species cultivated in low nutrient concentrations showed the highest absorption rate of P-PO₄ and NIT between 0-5 days. In high nutrient concentrations the highest absorption rate of P-PO₄ for all species occurred between 0-5 days and the highest rate of absorption of NIT for *P. stratiotes* occurred between 5-10 days and for *E. crassipes* and *S. molesta* occurred between 10-15 days. The gain of mass of *S. molesta* in low concentration was 12.8 times minor than *E. crassipes* and 1.3 times minor than *P. stratiotes* and absorption rate in the same period were similar for the tree species. A similar pattern was observed in high concentration of nutrients. However, *S. molesta* have lower efficiency to absorb nutrients and have lower stock of N and P, due to the minor gain of biomass. *E. crassipes* and *P. stratiotes* showed vertical growth that provided high gain of biomass and consequently high uptake of nutrients and stock of N and P in the biomass. We concluded that *S. molesta* have lower efficiency in *wetlands* to treat effluents. In the chapter II we investigate the effect of different concentrations of phosphate in the water on the growth and the chemical composition of *E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. molesta*. The fully randomized experiment (4 treatment and 3 replicates) was conducted in the laboratory. The P-PO₄ concentration was different on the 4 treatment (< 0.005; 0.031; 0.31; 3.1 mg.L⁻¹). The constant derivates from Michaelis Menten model that defined the nutrients concentration in µg.L⁻¹ in which *E. crassipes*, *P. stratiotes* and *S. molesta* has 50% of the maximum growth was lower to *S. molesta* (8.04 ± 4.24), intermediate to *E. crassipes* (14.98 ± 4.52) and higher to *P. stratiotes* (20.80 ± 1.73). The intrinsic growth rate was similar for the three species (0.13) indicated that *S. molesta* and *E. crassipes* growth in low concentration, on the other hand *P. stratiotes* do not grow in lower concentrations. The chemical composition showed that *P. stratiotes* had the highest nutritive value. *E. crassipes* have lowest percentage of cell wall fraction and polyphenols and *S. molesta* have intermediate values. The highest stock of N and P on the biomass of *E. crassipes* suggests that this specie can be more efficient than *P. stratiotes* and *S. molesta* in the uptake of nutrients when used in systems for treatment of effluents.

1 – Introdução

1.1 - Macrófitas aquáticas e importância ecológica

O termo macrófitas aquáticas constitui uma designação geral para os vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos, sendo esta terminologia baseada no contexto ecológico, independentemente, em primeira instância, de aspectos taxonômicos. Constituem, em sua grande maioria, vegetais superiores que retornaram ao ambiente aquático ao longo da evolução e dessa forma, apresentam ainda algumas características de vegetais terrestres e grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes (Esteves, 1998). As macrófitas são partes integrantes dos ecossistemas aquáticos, desempenhando funções vitais ao balanço natural do sistema. Entre os diversos papéis desempenhados pelas macrófitas aquáticas pode-se citar sua função como hospedeiras para associações com algas perifíticas e bactérias fixadoras de nitrogênio (Brum & Esteves, 2001; Esteves, 1998) e seu importante papel trófico devido aos altos conteúdos de proteínas e carboidratos solúveis e sua reduzida fração de parede celular (Camargo, 1984). As macrófitas também atuam como armazenadoras de nutrientes, influenciando as características físico-químicas dos corpos d'água (Pagioro & Thomaz, 1999). Em regiões tropicais, estes vegetais são importantes fornecedores de matéria orgânica para as cadeias herbívoras e detritivas, sendo responsáveis muitas vezes por mais de 50% do material orgânico dos ambientes aquáticos através dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (Bianchini Jr. *et al.*, 2002). Além disto, as macrófitas podem desempenhar importante papel no ciclo do carbono em ambientes onde são abundantes. Isto porque podem assimilar grandes quantidades de carbono inorgânico da atmosfera ou da água e transformá-lo em biomassa por meio do processo fotossintético (Genevieve *et al.*, 1997).

O crescimento excessivo de macrófitas aquáticas pode ocorrer como resultado das alterações provocadas pelas atividades humanas que criam condições favoráveis ao seu desenvolvimento tais como a eutrofização artificial e as modificações hidrológicas do ecossistema aquático. Essas alterações podem provocar a proliferação de uma espécie, criando condições ótimas para o seu crescimento ou proporcionando condições desfavoráveis para outras espécies, que deixam de exercer uma pressão competitiva sobre ela. Existem relatos de proliferação indesejada de macrófitas aquáticas em diversas partes

de mundo, restringindo os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos, tais como dificuldade à navegação e à captação de água, comprometimento das atividades de lazer, diminuição do oxigênio na água e redução da produção pesqueira e limitação da capacidade de descarga de rios (Pieterse & Murphy 1990, Petr 2000; Vereecken *et al.*, 2006). Atualmente, têm sido constatados também, problemas com a proliferação massiva de macrófitas aquáticas na operação de algumas hidrelétricas brasileiras, causados principalmente pelas espécies *Egeria densa*, *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata* e *Pistia stratiotes* (Thomaz *et al.*, 1999). Os vultuosos custos envolvidos na solução de problemas operacionais nas turbinas, têm levado o setor elétrico a buscar formas de controle das macrófitas. Antes do controle, contudo, devem ser considerados os níveis a partir dos quais a abundância das macrófitas aquáticas podem ser consideradas problema, em relação ao uso múltiplo dos reservatórios, pois níveis intermediários de plantas permitem uma maior riqueza de espécies, sendo mais adequados ao crescimento e à sobrevivência de peixes (Dibble *et al.*, 1996). O conhecimento da ecologia destes vegetais, bem como os fatores físicos e químicos que podem influenciar no crescimento de macrófitas aquáticas é importante para a compreensão do comportamento desses organismos. Assim, se uma espécie prolifera indesejadamente em um ecossistema aquático e se os fatores que condicionam seu crescimento são conhecidos, podemos manejar adequadamente o sistema, criando condições que inibam o seu desenvolvimento.

1.2 – Fatores condicionantes ao crescimento de macrófitas aquáticas.

A existência de um organismo é determinada por uma faixa denominada limite de tolerância, ou seja, os limites mínimos e máximos de determinados fatores ambientais (Odum, 2007). A produção primária das macrófitas aquáticas pode ser controlada por uma série de fatores condicionantes, entre os quais a temperatura, radiação fotossinteticamente ativa, velocidade de corrente, variação do nível de água, salinidade, densidade de plantas, processos competitivos e disponibilidade de carbono inorgânico e nutrientes (Camargo *et al.* 2003; Daniel, *et al.*, 2006; Henry-Silva & Camargo, 2005; Joye *et al.*, 2006; Milne *et al.*, 2006; Sharma & Sridhar, 1989). Estes fatores dificilmente atuam isoladamente nos ambientes naturais, mas influenciam as características fotossintéticas das macrófitas, tanto em escalas diárias como sazonais (Sand-Jensen 1989).

A temperatura influencia a produção primária das macrófitas por controlar a velocidade de reações químicas destes vegetais (Kirk, 1994). De maneira geral, altas

temperaturas favorecem a produção primária por acelerarem as reações metabólicas (Genevieve *et al.*, 1997). Contudo, cada espécie apresenta uma faixa de temperatura ótima para o seu crescimento.

A radiação fotossinteticamente ativa (RFA) é essencial à produção primária de macrófitas aquáticas por controlar a fotossíntese destes vegetais. As taxas fotossintéticas das macrófitas aumentam com o aumento da radiação até o nível de saturação (Cosby *et al.* 1984). Entretanto, a fotossíntese pode ser inibida em alta radiação (Platt *et al.* 1980). Quando as condições ambientais estão próximas aos limites de tolerância da espécie, esta realiza fotossíntese apenas o suficiente para sua sobrevivência, no entanto, quando as condições estão próximas do ótimo observa-se alta produtividade (Gopal 1990).

A velocidade de corrente é um fator que pode determinar a ocorrência, limitar a produtividade primária de macrófitas aquáticas ou favorecer seu crescimento. Altas velocidades de corrente transportam macrófitas aquáticas flutuantes e impedem a formação de bancos deste tipo ecológico (Camargo *et al.*, 2003). Silva (2008) avaliou a produção de biomassa da macrófita flutuante *Eichhornia crassipes* em diferentes velocidades de corrente e constatou um efeito positivo do aumento da velocidade de corrente sobre a produção de biomassa desta macrófita. Em estudo realizado em sistemas de tratamento de efluentes, Pereira (2004) também verificou um efeito positivo do aumento da velocidade de corrente sobre a produção de biomassa da macrófita flutuante *Pistia stratiotes*.

Diversos estudos têm demonstrado a influência da variação do nível de água sobre a biomassa, frequência de ocorrência e/ou a produção primária de macrófitas aquáticas (Palma-Silva *et al.*, 2000; Santos & Esteves 2002; Santos & Esteves 2004; Palma-Silva *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2006; Thomaz *et al.*, 2006). Em estudo realizado na Lagoa de Imboassica (litoral norte do Rio de Janeiro), Palma-Silva *et al.*, (2000) verificaram uma relação direta entre o aumento do nível de água e o aumento da biomassa da macrófita emersa *Eleocharis mutata*. Santos & Esteves (2004) também encontraram uma relação direta entre o aumento do nível de água e o aumento da biomassa aérea da macrófita emersa *Eleocharis intersticta* na Lagoa de Cabiunas (litoral norte do Rio de Janeiro). Santos *et al.*, (2006), em estudo realizado na Lagoa de Imboassica, observaram um efeito negativo da redução do nível de água, após a abertura da barra de areia entre a lagoa e o mar, sobre a biomassa da macrófita emersa *Typha domingensis*.

O carbono inorgânico dissolvido (CID) na água pode controlar a produtividade de macrófitas aquáticas submersas, pois é essencial à fotossíntese destes vegetais. O CID esta

presente na água como CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- e CO_3^{2-} , sendo que a proporção destas moléculas depende do pH do meio (Esteves 1998).

Determinadas modificações das condições ambientais podem diminuir a heterogeneidade espacial e temporal de macrófitas e assim, favorecer uma espécie, levando a exclusão competitiva de outras. Como consequência, ocorre a diminuição da diversidade biológica nos ecossistemas aquáticos e a proliferação de uma única espécie. Chambers e Prepas (1990), em um estudo sobre competição e coexistência em comunidades de macrófitas submersas do lago Long Lake (Alberta, Canadá), concluíram que a competição interespecífica é pequena e que a coexistência ocorre devido à heterogeneidade e à utilização diferencial de recursos. Oscilações temporais das concentrações de nutrientes podem, ora favorecer o crescimento de uma, ora de outra espécie (Benassi e Camargo, 2000). O efeito da competição e coexistência de macrófitas também pode variar em função de luz, temperatura e distúrbios intermediários, como a ocorrência de uma geada ou aumento da velocidade de corrente (Van den Berg, *et al.*, 1998; Silvertown e Doust, 1993).

No Brasil, diversas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes são amplamente distribuídas ocorrendo tanto em ambientes poluídos como também em ambientes não poluídos (Henry-Silva & Camargo, 2005; Thomaz & Bini, 1998). A disponibilidade de nutrientes como N e P pode ser considerado como um dos principais fatores que controlam a ocorrência e a produção primária de macrófitas aquáticas (Van *et al.*, 1999). Apesar de existirem pesquisas sobre disponibilidade de nutrientes na água, potencial de redução dos níveis de nitrogênio e fósforo e crescimento de macrófitas aquáticas, ainda são escassos estudos sobre o efeito isolado das concentrações de N e P como fatores condicionantes ao crescimento destes vegetais. Dessa maneira, o desenvolvimento de experimentos em laboratório em condições controladas, pode nos fornecer informações sobre a capacidade que esses vegetais possuem de absorver e estocar nutrientes em sua biomassa, e tais informações nos permitem entender a influência das concentrações desses nutrientes no crescimento e distribuição de determinadas espécies no ambiente aquático.

1.3 - A influência das concentrações de nutrientes

A origem do nitrogênio em um ecossistema aquático pode ser devido, à precipitação diretamente sobre a superfície da água, fixação do nitrogênio na água e nos sedimentos e aportes em razão da drenagem superficial e subterrânea (Wetzel, 2001). Plantas e microrganismos convertem o nitrogênio inorgânico em formas orgânicas. No

ambiente, formas inorgânicas de nitrogênio ocorrem em variados estados de oxidação que são nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), íon amônio (NH_4^+) e nitrogênio molecular (N_2). Fazem parte do ciclo do nitrogênio no ambiente as transformações biológicas e não biológicas (Chapman, 1992). O fósforo pode ser considerado um nutriente essencial para a vida dos organismos aquáticos e existe nos corpos d'água sob a forma dissolvida e particulada. É um elemento abundante, porém nunca é encontrado em estado livre na natureza. Ele ocorre principalmente sob a forma de fosfatos, PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , ligados a um cátion em compostos inorgânicos insolúveis como, fosfato de cálcio simples $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, fosfato de alumínio AlPO_4 , fosfato férrico FePO_4 , e o fosfato misto, $\text{CaF}_2 \cdot 3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ou como componente de moléculas orgânicas (Sawyer *et al.*, 2003). Em águas naturais e águas residuais ocorre principalmente como ortofosfatos dissolvidos e polifosfatos, e fosfatos organicamente ligados (Chapman, 1992; Winter e Duthie, 2000). É o constituinte de compostos celulares ligados ao armazenamento de energia da célula (ATP e GTP), ácidos nucleicos, fosfolipídios, nucleotídeos e fosfoproteínas (Salisbury & Ross 1992, Larcher 2000). O fósforo é geralmente o nutriente limitante para o crescimento da biomassa algal e pode controlar a produtividade primária em muitos sistemas de água doce. O nitrogênio e o fósforo são, portanto, elementos constituintes da biomassa das macrófitas e essenciais na composição de proteínas e moléculas que atuam em processos metabólicos. Nutrientes como C, N, P, S, K, Ca, Mg, Mo, Mn e Cu em baixas concentrações, também podem ser considerados essenciais para os processos metabólicos normais que condicionam o desenvolvimento adequado e a proliferação de macrófitas aquáticas Corrêa *et al.* (2002).

Diversos estudos têm demonstrado maior frequência de ocorrência e maior produção primária de macrófitas aquáticas em ambientes (água e/ou sedimento) com maiores concentrações de N e P. Entre estes, está o estudo de Reddy & DeBusk (1984) que obtiveram taxa de crescimento elevada para *E. crassipes* e *P. stratiotes* (51,9 e 28,3 gMS.m².dia⁻¹, respectivamente) em água enriquecida com nutrientes, no qual concluíram que *E. crassipes* obteve maior produção de biomassa e além de poderem ser cultivadas em densidades altas quando comparada com outras espécies de macrófitas flutuantes; o estudo de Corrêa *et al.* (2002), que encontrou relação direta entre o fornecimento de níveis baixos ou moderados de nutrientes e o crescimento de *E. crassipes*; o estudo de Xie *et al.* (2004) que observaram que o aumento gradativo da concentração de nutrientes estimulou o crescimento de *E. crassipes*; o estudo de Thomaz *et al.* (2007) que encontraram relações positiva entre N e P no sedimento e a produção de biomassa da macrófitas submersa *E. najas*, em diferentes concentrações de N (0,0075 a 0,0600% MS) e P (0,0075 a 0,0600%

MS); o estudo de Henry-Silva *et al.*, (2008) que também verificou relação positiva entre a produção de biomassa pelas macrófitas flutuantes *E. crassipes* e *P. stratiotes* e as concentrações de N e P. Estes mesmos autores também observaram que *S. molesta* apresentou taxas de crescimento elevadas em águas com reduzidas concentrações de nitrogênio e fósforo.

A alta produção de biomassa de macrófitas flutuantes em águas com elevadas concentrações de N e P tem despertado o interesse de utilizá-las em sistemas de tratamento de efluentes de pequenas comunidades ou como tratamento terciário para remoção de nutrientes e também para o tratamento de efluentes de aquicultura. No próximo tópico serão abordados detalhadamente os impactos causados pelos efluentes de aquicultura, que proporcionam um aumento no aporte de nutrientes, especialmente N e P, promovendo entre outras coisas o aumento na incidência de macrófitas aquáticas no ambiente aquático. Também será abordada a utilização desses vegetais como uma possível alternativa no tratamento destes efluentes.

1.4 – Macrófitas aquáticas e aquicultura

A aquicultura é uma atividade importante na produção de alimentos. Em 2007, a aquicultura mundial produziu 65.190.030 toneladas e a aquicultura brasileira produziu 289.648 toneladas (FAO, 2009). A aquicultura moderna deve contemplar, além do lucro, a preservação ambiental e o desenvolvimento social. A preocupação com o ambiente deve ser parte integrante do processo de produção, de modo que as técnicas devem otimizar a produção de organismos aquáticos considerando os possíveis impactos do sistema de criação (Valenti, 2000). A aquicultura, assim como toda a atividade produtiva, acarreta impactos ambientais, assim, é necessário considerar mecanismos viáveis para minimizar esses impactos, planejando adequadamente a utilização dos recursos naturais e elaborando estratégias eficientes de desenvolvimento sustentável (Assad & Bursztyn, 2000; Henry-Silva, 2005).

Entre os impactos provocados pela aquicultura, citam-se a redução de áreas naturais, tais como mangues e áreas costeiras alagadas, para a instalação de projetos de aquicultura, introdução de espécies exóticas, disseminação de doenças de organismos cultivados para organismos nativos e produção de efluentes que promovem a eutrofização dos ambientes aquáticos receptores destes efluentes (Boyd, 2003). Os principais impactos dos efluentes das atividades de aquicultura sobre os ecossistemas aquáticos são: o aumento

das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos, devidos a utilização de rações, fertilizantes, subprodutos da agroindústria e excretas de animais (Mires, 1995; Bardach, 1997; Midlen and Redding, 1998, Boyd & Queiroz, 1997). Estimativas indicaram que as taxas de excreção de nutrientes por peixes mantidos por uma dieta com 35-40% de proteína e, com conversão alimentar de 1,5:1 são de aproximadamente 0,025 kg de nitrogênio e 0,033 kg de fósforo/kg de biomassa produzida (Cochava *et al.*, 1990).

O aporte de nutrientes promove entre outras coisas o aumento na incidência de plantas aquáticas no ambiente. De fato, foi verificada maior produção primária da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em uma represa impactada pelo lançamento de efluentes de aquicultura quando comparadas com as taxas de crescimento desta mesma espécie em uma represa não impactada (Pistori, 2005). O crescimento de macrófitas aquáticas pode ocasionar o excessivo acúmulo de biomassa vegetal que ao se decompor promove a redução nas concentrações de oxigênio dissolvido na água dos sistemas de criação. Além disso, a grande variedade de compostos sintetizados por estes organismos vegetais pode afetar as atividades de aquicultura, tornando impróprio o consumo de peixes, camarões e moluscos (Gerber *et al.*, 1979).

Por outro lado, algumas espécies de macrófitas aquáticas também vêm sendo utilizadas com êxito como alternativas de tratamento de água em aquicultura, através das *wetlands* construídas que são sistemas desenhados e construídos para utilizar processos naturais na remoção de nutrientes do efluente (Kivaisi, 2001). Entretanto, é importante ressaltar que a implantação destes sistemas de tratamento, envolve o desenvolvimento de pesquisas científicas que considerem as peculiaridades dos diferentes organismos cultivados. Entre algumas das pesquisas desenvolvidas, cita-se a de Redding & Midlen (1997) que utilizaram *Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Azolla filiculoides* e *Elodea nuttali* para tratamento de efluentes provenientes de tanques de piscicultura e constataram grande eficiência na redução de nutrientes inorgânicos. Lin *et al.* (2005) estudaram a eficiência de uma *wetland* construída povoada com a macrófita emersa *Typha angustifolia* no tratamento do efluente de viveiros de camarões marinhos da espécie *Litopenaeus vannamei*, em sistema de recirculação de água. Os resultados mostraram que a *wetland* apresentou altas eficiências nas remoções de material particulado (55-66%), demanda bioquímica de oxigênio (37-54%), nitrogênio amoniacal (64-66%) e nitrito (83-94%) do efluente. Henry-Silva & Camargo (2006) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas povoadas com macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de viveiros de tilápias-do-nilo

(*Oreochormis niloticus*). Os autores constataram que as *wetlands* povoadas com *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* foram mais eficientes nas remoções de nitrogênio total (46,1 e 43,9 %, respectivamente) e fósforo total (82,0 e 83,3 %, respectivamente) do que a wetland povoada com *Salvinia molesta* (42,7 % de nitrogênio total e 72,1 % de fósforo total).

De maneira geral, as pesquisas sobre o uso de macrófitas aquáticas em *wetlands* construídas para tratamento do efluente de aquicultura mostram que as macrófitas são capazes de remover nitrogênio e fósforo do efluente de aquicultura e também que a eficiência das *wetlands* pode variar em função da espécie de macrófita utilizada e do tempo de retenção hidráulico do efluente no sistema. Cabe ressaltar que para a utilização de *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas, há a necessidade de que as espécies utilizadas possuam determinadas características para contribuir positivamente para o desempenho do sistema que são: estabelecimento rápido e taxa de crescimento elevada; capacidade de assimilação de nutrientes; capacidade de estocar nutrientes na biomassa; tolerância às características físicas e químicas do efluente e tolerância as condições climáticas locais (Tanner, 1996). As altas concentrações de nutrientes propiciam grande produção de biomassa das macrófitas nas *wetlands* e quando a capacidade de suporte é atingida, essa produção diminui e conseqüentemente, a capacidade de estocar nutrientes em sua biomassa também diminui (Henry-Silva e Camargo, 2006; Biudes 2007). Assim, estudos sobre taxas de absorção e crescimento de macrófitas aquáticas podem fornecer informações importantes sobre a ecologia das espécies e com este conhecimento, é possível o desenvolvimento de técnicas de manejo de *wetlands*, que possibilitem a manutenção da eficiência no tratamento do efluente por longo tempo.

Vale destacar que para não haver perda de eficiência no tratamento do efluente, as macrófitas nas *wetlands* necessitam ser retiradas periodicamente. Ainda existe um aproveitamento reduzido da biomassa vegetal gerada como subproduto nesses sistemas de tratamento. Podemos destacar alguns estudos como aproveitamento da biomassa na produção de biogás (Singhal & Raí, 2003), alimentação animal (Bagnall *et al.*, 1974), produção de papel (Nolan & Krinse, 1974) e compostagem (Parra & Hornstein, 1974). *Eichhornia crassipes*, por exemplo, pode ser uma excelente fonte de aminoácidos, vitaminas e minerais na dieta de populações humanas com deficiência destes compostos (Wolverton & Mc Donald, 1979). De acordo com a Declaração de Bangucoque (NACA/FAO, 2000), investigações sobre a utilização de plantas aquáticas como suplemento alimentar em atividades de aquicultura devem ser intensificadas

mundialmente. Um dos principais aspectos que devem ser abordados nessas investigações refere-se à determinação da composição química da biomassa desses vegetais, visto que os teores de proteínas, aminoácidos, matéria mineral, lipídios, polifenóis, fração de parede celular e carboidratos solúveis, quando analisados conjuntamente, podem indicar o valor nutricional das macrófitas aquáticas (Henry-Silva & Camargo, 2002). As diferentes espécies de macrófitas podem apresentar composições químicas muito distintas, portanto, as investigações sobre as possibilidades de aproveitamento da biomassa produzida nas *wetlands* como suplemento alimentar, devem ser feitas para cada espécie utilizada.

1.5 – Considerações finais

Nas últimas décadas, os estudos sobre ecologia de macrófitas têm se intensificado, devido à importância ecológica desta comunidade e também em decorrência da proliferação indesejada de algumas espécies em ambientes aquáticos submetidos às alterações antrópicas. A disponibilidade de nutrientes como N e P pode ser considerada um dos principais fatores que controlam a ocorrência e a produção primária de macrófitas aquáticas flutuantes. A maior produção de biomassa de macrófitas flutuantes em águas com elevadas concentrações de nutrientes tem despertado o interesse de utilizá-las em sistemas de tratamento de efluentes de aquicultura, através das *wetlands* construídas. Espécies com rápido crescimento, alta produção de biomassa e grande capacidade de estocar nutrientes são as que apresentam melhor desempenho no tratamento de efluentes. *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* são três espécies de macrófitas aquáticas flutuantes que apresentam estas características. Neste contexto, esta tese pretendeu avaliar o efeito de diferentes concentrações de nutrientes sobre a taxa de crescimento e de absorção de N e P em *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, compreender a importância do fosfato na ocorrência e distribuição destas espécies, bem como inferir sobre a capacidade destas espécies em serem utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes.

A maioria dos artigos que tratam de crescimento de macrófitas aquáticas em soluções nutritivas não especifica como foi mantida constante a concentração de nutrientes. Assim, os experimentos do primeiro capítulo foram realizados para a obtenção de resultados sobre a velocidade de absorção de nitrogênio e fósforo pelas três espécies. O conhecimento da velocidade de absorção teve como objetivo avaliar o tempo necessário de reposição da solução nutritiva para que mantivéssemos, no segundo experimento, concentrações constantes de N e P na solução. Os resultados dos dois primeiros

experimentos mostraram que o fósforo é absorvido de modo extremamente rápido. Por exemplo, no experimento com baixa concentração de nutriente, *E. crassipes* absorveu todo o fósforo do sistema em 12 horas, em média, *P. stratiotes* e *S. molesta* levaram cerca de 3 e 5 dias, respectivamente.

Para manter constante a concentração de nutrientes na solução do experimento do segundo capítulo, seria necessário realizar a troca de solução nutritiva e no caso de *E. crassipes*, isso teria de ser feito em questão de horas. Paralelamente, seria necessário retirar o material vegetal para também proceder à obtenção da massa fresca e, a manipulação das macrófitas “diariamente” provocaria danos ao vegetal o que influenciaria no crescimento. Assim optamos pela adição constante de fósforo e pela troca de solução nutritiva apenas uma vez a cada sete dias. Para isso, foram confeccionadas soluções contendo fósforo e colocadas em garrafas sobre as unidades experimentais com gotejamento constante. A adição de fósforo para cada espécie e tratamento foi estimada através de cálculos com base nos resultados de velocidade de absorção. A velocidade da adição de P foi controlada com base na concentração colocada nas garrafas e na velocidade de gotejamento. Para controlar a velocidade de gotejamento utilizamos tubos plásticos com regulagem de fluxo (equipo para soro) utilizados em hospitais para fornecimento de soro. Os cálculos de taxa de absorção e da velocidade de gotejamento foram efetuados com base em unidade de massa por unidade de tempo ($\mu\text{g.hora}^{-1}$) (Figuras 1 e 2).

Destaco que a presente tese está inserida no projeto de pesquisa “Limnologia Aplicada à Aqüicultura”, desenvolvido desde 1997 no Centro de Aqüicultura da UNESP, sob coordenação do Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo e o desenvolvimento desta foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), através das concessões de bolsa de estudo (Processo: 06/56182-6).

2 – Objetivos gerais e específicos

A presente tese teve como objetivos gerais avaliar a absorção de nitrogênio e fósforo, o crescimento e a composição química de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* em soluções com diferentes concentrações de nitrogênio e fósforo

Os objetivos específicos da tese foram os seguintes:

1. Estabelecer uma relação entre a absorção e o ganho de massa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* crescendo em soluções com alta e baixa concentração de nutriente;
2. Avaliar a capacidade de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* de absorver as diferentes formas de nitrogênio e fósforo;
3. Determinar a eficiência de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* na remoção de nitrogênio e fósforo da água, levando-se em consideração o ganho de massa;
4. Avaliar o efeito de diferentes concentrações de fósforo no crescimento de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* crescendo em soluções com concentrações de fósforo diferentes,
5. Determinar a composição química e o estoque de nitrogênio e fósforo na biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* cultivadas em soluções com diferentes concentrações de nutrientes.

3 - Estruturação dos capítulos da tese

O capítulo I intitulado: **“Absorção de ortofosfato e nitrogênio inorgânico por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *P. stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell)”** Testou a hipótese que o crescimento de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* esta relacionado com a absorção de fosfato e de nitrogênio. Foi avaliado o efeito de diferentes concentrações de nutrientes sobre a taxa de crescimento e de absorção de ortofosfato e nitrogênio inorgânico em *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*. *S. molesta* apresentou maior taxa de absorção quando considerado o ganho de massa das três espécies, entretanto, *E. crassipes* foi a espécie que apresentou maior eficiência na remoção de N e P. As três espécies, quando cultivadas em baixa concentração, absorveram rapidamente tanto P-PO₄ quanto o NIT do ambiente, diferente do que ocorreu em alta concentração, na qual as três espécies absorveram inicialmente P-PO₄ em maiores taxas e posteriormente o NIT. Os resultados obtidos neste estudo permitem compreender a estratégia utilizada por *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* para garantir o crescimento através da absorção de N e P quando em ambientes com alta e baixa concentração de nutrientes.

O capítulo II intitulado: **“Crescimento das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de fosfato”** teve como objetivo testar o efeito de diferentes concentrações de fosfato na água sobre o crescimento e a composição química das macrófitas aquáticas flutuantes *P. stratiotes*, *S. molesta* e *E. crassipes*. Um experimento casualizado (4 tratamentos e 3 réplicas por espécie) com solução nutritiva foi desenvolvido em laboratório. As concentrações de P-PO₄ foram diferentes nos quatro tratamentos (< 0,005; 0,031; 0,31 e 3,1 mg.L⁻¹, respectivamente). A utilização de P-PO₄ próximas a zero sugeriu alta afinidade de *S. molesta* e *E. crassipes* por baixas concentrações, o que provavelmente oferece a estas espécies vantagens competitivas sobre *P. stratiotes*. A análise de composição química mostrou que *P. stratiotes* apresentou o maior valor nutritivo, entretanto *E. crassipes* foi a espécie com menores porcentagens de fração de parede e polifenóis, enquanto *S. molesta* apresentou valores intermediários. Os maiores estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes*, sugerem que esta espécie pode ser mais eficiente do que *P. stratiotes* e *S. molesta* na remoção de nutrientes quando utilizadas em tratamentos de efluentes.

A figuras 1 e 2 apresentam as estruturas e materiais utilizados nos experimentos desenvolvidos no laboratório de Ecologia Aquática (LEA) do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista (UNESP), campus de Rio Claro.



Figura 1. Unidades experimentais sem reposição de nutrientes e sem reposição de água para avaliação das taxas de absorção de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*.



Figura 2 – (a) Detalhe das unidades experimentais e o gotejamento de diferentes concentrações de P-P0₄; (b) Detalhe de *S. molesta*; (c) Detalhe de *E. crassipes*; (d) Detalhe de *P. stratiotes*.

4- Referências bibliográficas

- Assad, L.T.; Bursztyn, M. Aquicultura Sustentável. In: Valenti, W.C.; Poli, C.R.; Pereira, J.A. et al. (Eds.) Aquicultura no Brasil, bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. p.33-72.
- Bagnall, L.O., Baldwin, J.A. & Hentges, J.F. 1974. Processing and storage of water hyacinth silage. *Hyacinth Control Journal*, 12: 73-79.
- Bardach, J.E. 1997 Sustainable Aquaculture. New York: John Wiley & Sons, Inc. 251p.
- Benassi, R.F. & Camargo, A.F.M. 2000. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D. S. Mitchell. *Rev. Inicia. Cient.*, 1:59-66.
- Biudes, J.F.V. 2007. Uso de wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Tese de Doutorado. UNESP, Jaboticabal, Brasil. 103p.
- Bianchini Jr., I.; Pacobahyba, L. D. & Cunha-Santino, M. B. 2002. Aerobic and Anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnol. Bras.* 14(3), 27-34.
- Boyd, C.E. & Queiroz, J., 1997, Manejo do solo e da qualidade da água em viveiros para aquicultura. Trad. Eduardo Ono. Campinas: ASA. Pond Bottom Soil and Water Quality Management for Pond Aquaculture. 55p.
- Boyd, C. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, v.226, p.101-112, 2003.
- Brum, P. R. & Esteves, F. A. 2001 Dry weight loss and chemical changes in the detritus of three tropical aquatic macrophyte species (*Eleocharis interstincta*, *Nymphaea ampla* and *Potamogeton stenostachys*) during decomposition. *Acta Limnol. Bras.* 13(1), 61-73.
- Camargo, A. F. M. 1984. Estudo ecológico de três espécies de macrófitas aquáticas tropicais: Macroinvertebrados associados e decomposição da biomassa. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 93 p. Dissertação (Mestrado).
- Camargo, A.F.M., Henry-Silva, G.G. & Pezzato, M.M. 2003. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In: Henry, R. (Ed.) Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos. Fundibio/Rima, São Carlos, 213-232

- Chambers, P. A.; Prepas, E. E. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 23, no. 3, p. 541-550, June 1990.
- Chapman, D. 1992. Water quality assessments. *A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Ed. Chapman, D. Chapman e Hall. Cambridge: Unesco/WHO/UNEP. 585p.
- Cochava, M.; Diab, S.; Avnimelech, Y. Mires, D.; Amit, Y. 1990 Intensive growth of fish with minimal water exchange. *Fish. Fish-breeding Israel*, 23(4): 174-181.
- Corrêa, M. R.; Velini, E. D.; Arruda, D. P. Teores de metais na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, v. 20, p. 45-49, 2002.
- Cosby, B.J.; Hornberger, G.M. & Kelly, M.G. 1984. Identification of photosynthesis-light models for aquatic systems: II. Application to a macrophyte dominated stream. *Ecological Modeling*, 23: 25-51.
- Dibble, E. D.; Killgore, K. J.; Harrel, S. L. Assessment of fish-plant interections. In: Miranda, L. E.; Devries, D. R. (Ed.). *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 357-372. (American Fisheries Society Symposium, 16).
- Essa, M.A. Utilisation of some aquatic plants in diets for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, fingerlings. *Egypt Journal Aquatic Biology Fish*, v.1, n.2, p.19-34, 1997.
- Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de Limnologia. Ed. Interciências/FINEP. Rio de Janeiro, R. J. 574p.
- FAO – (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009. Yearbooks of fishery statistics: summary tables. FAO, Rome (<http://www.fao.org>).
- Genevieve, M.C.; Duthie, H.C. & Taylor, W.D. 1997. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany*, 59: 195-215.
- Gerber, N. N. 1979. Volatile substances from actinomycetes: their rule in the odor pollution water. *Critical Reviews in Microbiology*. 7, 191-214.
- Gopal, B. 1990. Aquatic weeds problems and management in Asia. In: Pieterse, A. H.; Murphy, K. J. (Ed.) *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press. Cap 16, p. 318-340.
- Henry-Silva, G.G. 2002. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal. Dissertação de Mestrado. UNESP, Jaboticabal, Brasil. 78p.

- Henry-Silva, G. G. & A. F. M. Camargo, 2005. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea* 32(3): 445–452.
- Henry-Silva, G. G. & Camargo, A. F. M. 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*, 63: 433-438.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. 2008. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas. *Boletim do Instituto de Pesca*, 34 (1): 165-175.
- Kirk, J.T.O. 1994. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems (Second Edition). Cambridge University Press, Cambridge. 509p.
- Kivaishi, A.K., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.*, 16: 545-560.
- Larcher, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Rima, Sao Carlos. 531p.
- Lin, Y.F, S.R. Jing, D.Y. Lee, Y.F. Chang, Y.M. Chen e K.C. Shih, 2005. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Pollut.*, 134: 411-421.
- Midlen, A.; Redding, T. Environmental management for aquaculture. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1998. 223p.
- Mires, D. 1995 Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*, 47: 163-172.
- NACA/FAO. Aquaculture Development Beyond 2000: the Bangkok Declaration and Strategy. Conference on Aquaculture in the Third Millennium, Bangkok. NACA, Bangkok & FAO, 2000. 27 p.
- Nolan, W.J. & Kirmse, D.W. 1974. The paper making properties of water hyacinth. *Hyacinth Control Journal*, 12: 90-97.
- Odum, E. P. 2007. *Ecologia*. Ed. Guanabara-Koogan. 623 p.
- Pagioro, T. A. & Thomaz, S. M. 1999. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the high Paraná river. *Acta Limnol. Bras.* 11(2). 157-171.
- Palma-Silva, C.; Albertoni, E.F. & Esteves, F.A. 2000. *Eleocharis mutata* (L.) Roem. et Schult. subject to drawdowns in a tropical coastal lagoon, State of Rio de Janeiro, Brazil. *Plant Ecology*, 148: 157-164.
- Palma-Silva, C.; Albertoni, E.F. & Esteves, F.A. 2005. Clonal growth of *Typha domingensis* Pers., subject to drawdowns and interference of *Eleocharis mutata* (L.)

- Roem. et Schult. in a tropical coastal lagoon (Brazil). *Wetlands Ecology and Management*, 13(2): 191-198.
- Parra, J. V.; Hortenstein, C. C. Plant nutritional content of some Florida water hyacinths and response by pearl millet to incorporation of water hyacinths in three soil types. *Hyacinth Control*, v. 12, p. 85-90, 1974.
- Pereira, A.M.M. 2004. Influência da velocidade de corrente no tratamento de efluentes de carcinicultura com macrófita aquática *Pistia stratiotes*. Dissertação de Mestrado. UNESP, Jaboticabal, Brasil. 42p.
- Petr, T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes un inland waters. A review. FAO Fishers Technical Paper. 396, Rome. FAO, 185 p.
- Pieterse, A. H. & K. J. Murphy, 1990. *Aquatic Weeds*. Oxford University Press, Oxford.
- Pistori, R. E. T. Crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* crescendo em duas represas submetidas a diferentes níveis de impactos. Dissertação de mestrado. Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 45p. 2005.
- Platt, T.; Gallegos, C.L. & Harrison, W.G. 1980. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblage of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research*, 38: 687-701.
- Reddy, K. R. & Debusk, W. F. 1984. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water : I. Water Hyacinth, Water Lettuce and Pennywort. *Economic Botany*. 38(2), 229-239.
- Redding, T.; Todd, S.; Midlen, A. 1997 The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50: 283-299.
- Salisbury, F. & Ross, C. 1992. *Plant Physiology*. Wadsworth Publishing Company, Belmont-California. 925p.
- Sand-Jensen, K. (1989), Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquatic Botany*, 34, 5-25.
- Santiago, C.B.; Aldaba, M.B.; Reyes, O.S. et al. Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing *Azolla* meal. In: International Symposium On Tilapia In Aquaculture, 2., 1988, Philippines. Proceedings... Philippines: WAS, 1998. p.377-382.
- Santos, A.M. & Esteves, F.A. 2004. Influence of water level fluctuation on the mortality and aboveground biomass of the aquatic macrophyte *Eleocharis interstincta*

- (VAHL) Roemer et Schults. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(2): 281-290.
- Santos, A.M.; Amado, A.M.; Minello, M.; Farjalla, V.F. & Esteves, F.A. 2006. Effects of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (PERS) in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 556: 61-68.
- Sawyer, C.N.; Carty, P.L.; Parkin, G.F. 2003 *Chemistry for the Environmental Engineering*, 4. ed. New York: McGraw-Hill. 752p.
- Silva, R.S. 2008. Influência da temperatura e de cargas de nutrientes no crescimento da macrófitas aquática flutuante *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms cultivada em água enriquecida artificialmente. Dissertação de Mestrado. UNESP, Rio Claro, Brasil. 31p.
- Silvertown, J. W.; Doust, J. L. *Introduction to plant population biology*. Oxford: Blackwell Science, 1993. 210 p.
- Singhal, V.; Rai, J.P.N. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresource Technology*, v.86, p.221-225, 2003.
- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 7: 59 – 83.
- Thomaz, S. M. & Bini, L. M. 1998. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnol. Bras.* 10(1), 103-116.
- Thomaz, S. M.; Bini, L. M.; Souza, M. C.; Kita, K. K. and Camargo, A. F. M. (1999), *Aquatic Macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: Survey of Species and Ecological Considerations*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42 : (1), 15-22.
- Thomaz, S.M.; Pagioro, T.A.; Bini, L.M. & Murphy, K.J. 2006. Effects of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). *Hydrobiologia*, 570: 53-59.
- Thomaz, S.M.; Pierini, S.; Chamners, P.A. & Pereira, G. 2007. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. *Aquatic Botany*, 86: 191-196.
- Valenti, W.C. *Aqüicultura no Brasil; bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. 399p.
- Van, T.K.; Wheeler, G.S. & Center, T.D. 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany*, 62: 225-233.

- Van Den Berg, M. S.; Coops, H.; Simons, J.; Keizer, A. DE. Competition Between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*, Amsterdam, v. 60, no 3, p. 241-250, Mar. 1998
- Vereecken, H., J. Baetens, P. Viaene, F. Mostaert & P. Meire, 2006. Ecological management of aquatic plants: Effects in lowland streams. *Hydrobiologia* 570(1): 205–210.
- Xie, Y., Wen, M., Yu, D. & Li, Y. 2004. Growth and resource allocation of water hyacinth as affected by gradually increasing nutrient concentration. *Aquatic Botany*. 79:257-266.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 850p.
- Winter, J.G. E Duthie, H.C. 2000 Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. *Journal of the American water resources association*, 36(5): 1053-1061.
- Wolverton, B. C.; McDonald, R. C. Nutritional composition of water hyacinths grow on domestic sewage. *Econ. Bot.*, v. 32, n. 4, p. 363-370, 1978.

CAPÍTULO I

Absorção de nitrogênio inorgânico e ortofosfato por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell).

Resumo

As taxas de absorção, o acúmulo de N e P e seus efeitos sobre o ganho de massa foram estudados em *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, em solução com altas e baixas concentrações de nutrientes. *S. molesta* apresentou maior taxa de absorção quando considerado o ganho de massa das três espécies, provavelmente devido ao maior contato da face adaxial das folhas desta espécie com a solução de absorção contendo nutrientes, diferente de *E. crassipes* e *P. stratiotes*. Apesar de apresentar maior taxa de absorção, *S. molesta* foi menos eficiente na remoção de nutrientes. Tanto em alta quanto em baixa concentração, *E. crassipes* foi a espécie que apresentou maior eficiência na remoção de N e P, seguida por *P. stratiotes* e *S. molesta*. O crescimento vertical em *E. crassipes* e *P. stratiotes* provavelmente foi o que favoreceu o maior ganho de massa para estas espécies quando comparadas com *S. molesta* e conseqüentemente as maiores taxas de remoção de nutriente e maior estoque de N e P na biomassa. As três espécies, quando cultivadas em baixa concentração, absorveram rapidamente tanto P-PO₄ quanto o NIT do ambiente, diferente do que ocorreu em alta concentração, na qual as três espécies absorveram inicialmente P-PO₄ em maiores taxas e posteriormente o NIT. As porcentagens de N e P na biomassa final das três espécies foram menores do que as iniciais em baixas concentrações que indica provável investimento do nutriente absorvido em seu crescimento, entretanto, devido a escassez, o crescimento foi menor no final do experimento. Em altas concentrações, as porcentagens de N e P na biomassa final das três espécies foram maiores o que provavelmente garantiu maior crescimento e ganho de massa. Os resultados obtidos neste estudo permitem compreender a estratégia utilizada por *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* para garantir o crescimento através da absorção de N e P quando em ambientes com alta e baixa concentração de nutrientes.

Palavras chaves: Macrófitas aquáticas, nutrientes, ganho de massa

1 - Introdução

Nas últimas décadas, os estudos sobre ecologia de macrófitas têm se intensificado, devido à importância ecológica desta comunidade e também em decorrência da proliferação indesejada de algumas espécies em ambientes aquáticos submetidos às alterações antrópicas. A disponibilidade de nutrientes como N e P pode ser considerada um dos principais fatores que controlam a ocorrência e a produção primária de macrófitas aquáticas, em especial as flutuantes livres (Van *et al.*, 1999). Frequentemente, vários pesquisadores têm avaliado as taxas de crescimento de macrófitas em experimentos de campo e de laboratório e as taxas mais elevadas têm sido obtidas em águas com altas concentrações de nutrientes. Reddy & DeBusk (1984) obtiveram taxa de crescimento elevada para *E. crassipes* e *P. stratiotes* (51,9 e 28,3 gMS.m².dia⁻¹, respectivamente) em água enriquecida com nutrientes. Xie *et al.*, (2004) também observaram que o aumento gradativo da concentração de nutrientes estimulou o crescimento de *E. crassipes*. Thomaz *et al.*, (2007) encontraram maior produção de biomassa da macrófitas submersa *E. najas*, em diferentes concentrações de N (0,0075 a 0,0600% MS) e P (0,0075 a 0,0600% MS) no sedimento.

No Brasil, diversas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes são amplamente distribuídas ocorrendo tanto em ambientes poluídos como também em ambientes não poluídos (Thomaz & Bini, 1998; Henry-Silva & Camargo, 2005). Apesar das macrófitas aquáticas flutuantes frequentemente serem associadas a ambientes com altas concentrações de nitrogênio e fósforo, as necessidades nutricionais das espécies podem ser distintas. *S. molesta*, por exemplo, é um tipo de macrófita aquática flutuante que pode apresentar uma produtividade de até 110 t ha⁻¹ ano⁻¹, entretanto, também pode crescer em ambientes que contenham baixas concentrações de nutrientes (Mitchell & Tur, 1975; Room & Thomas, 1986; Rubim *et al.*, 2001). Estudos que visam avaliar quais são os fatores que determinam as condições favoráveis ou desfavoráveis à ocorrência e crescimento de macrófitas podem ser importantes para compreender a distribuição das macrófitas aquáticas nos diferentes ambientes (Camargo *et al.*, 2003).

A alta produção de biomassa de macrófitas flutuantes em águas com elevadas concentrações de N e P tem despertado o interesse de utilizá-las em sistemas de tratamento de efluentes. Nestes sistemas, as macrófitas além de servirem como substrato para organismos que mineralizam, também absorvem os nutrientes do efluente, estocando-os em sua biomassa (Brix, 1997). *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* são três espécies de

macrófitas aquáticas flutuantes que apresentam taxas elevadas de crescimento e capacidade de absorver e estocar grandes quantidades de nutrientes em sua biomassa. Por estas características, vêm sendo utilizadas com êxito em *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes urbanos e de aquicultura (Costa-Pierce, 1998; Ran *et al.*, 2004; Henry-Silva & Camargo, 2006; Nahlik and Mitsch 2006). Entretanto, as relações entre os níveis de nutrientes no ambiente e as taxas de absorção realizadas pelas macrófitas aquáticas devem ser bem compreendidas, para se avaliar a capacidade desses vegetais na remoção de nutrientes (Nelson *et al.*, 1981). Diante desse contexto, este trabalho testou a hipótese que o crescimento de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* esta relacionado com a absorção de fosfato e de nitrogênio. Para testar esta hipótese, foi avaliado o efeito de alta e baixa concentração de nutriente sobre a taxa de crescimento e de absorção de ortofosfato e nitrogênio inorgânico em *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*.

2 - Materiais e métodos

Foram realizados dois experimentos com solução nutritiva baseada em Hoagland & Arnon (1950). No primeiro experimento, realizado em fevereiro de 2007, foi utilizada solução com alta concentração e no segundo experimento, realizado em abril de 2007, foi utilizada solução com baixa concentração de nutrientes que estão apresentadas na Tabela 1. Também foram considerados os nutrientes existentes na água de torneira.

Tabela 1 – Solução nutritiva em concentrações (mg.L⁻¹).

Nutrientes	Alta concentração (mg.L ⁻¹)	Baixa concentração (mg.L ⁻¹)
N – NH ₄	1,4	0,14
N – NO ₃	19,8	3,15
P – PO ₄	4,9	0,42
K	23,4	2,34
Ca	16,0	1,60
Mg	4,8	0,48
Fe	0,670	0,067
B	0,047	0,0047
Mn	0,05	0,005
Zn	0,005	0,0005
Cu	0,02	0,002
Mo	0,001	0,0001

Modificado de Hoagland & Arnon (1950)

As macrófitas aquáticas utilizadas foram coletadas em rios da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém, litoral sul do estado de São Paulo, Brasil (23°50' e 24°15' S; 46°35' e 47°00' W). Indivíduos de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* foram selecionados por tamanho e aparência similares e pesados para obtenção da biomassa fresca inicial; em seguida, estes indivíduos foram cultivados em nove caixas plásticas (30 x 40 x 21,5 cm); área de 0,12 m² e volume de 20 L contendo a solução com nutrientes. Os experimentos foram totalmente casualizados e constituídos de três tratamentos e três réplicas para cada espécie (N = 9). Em ambos os experimentos não houve reposição de solução de nutrientes.

Os intervalos de amostragem para as unidades com alta concentração foram: início, 5, 10, 15, 20, 30 e 35 dias; e nas unidades com baixa concentração foram: início, 5, 10, 17, 24, 31 e 38 dias. Nestes intervalos, foram obtidos os valores de biomassa fresca das plantas cultivadas nas caixas para posterior determinação do ganho de biomassa seca. Assim, as plantas foram removidas, pesadas e, posteriormente, devolvidas às suas respectivas caixas. Antes de efetuar a pesagem, o excesso de água retido nas raízes dos vegetais foi retirado, deixando a água escorrer por aproximadamente cinco minutos.

A biomassa seca das três espécies foi estimada a partir da equação de regressão linear simples entre a massa fresca e a massa seca (Zar, 1998) obtidas dos indivíduos coletados nos rios da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém. As equações obtidas e utilizadas para os experimentos com alta e baixa concentração para as três espécies foram:

Eichhornia crassipes

Alta concentração: $X = 0,0859y - 6,7382$ ($r^2 = 0,99$; $n = 6$);

Baixa concentração: $X = 0,0702y + 4,6481$ ($r^2 = 0,99$; $n = 8$);

Pistia stratiotes

Alta concentração: $X = 0,0477 * MF + 0,8834$ ($r^2 = 0,98$; $n = 14$);

Baixa concentração: $X = 0,0472 * MF + 0,7343$ ($r^2 = 0,99$; $n = 16$);

Salvinia molesta

Alta concentração: $X = 0,0435y + 0,4286$ ($r^2 = 0,99$; $n = 11$);

Baixa concentração: $X = 0,0454y + 0,6707$ ($r^2 = 0,99$; $n = 25$);

Em que, X = massa seca da planta (g); y = massa fresca da planta (g)

O ganho de massa ($\text{gMS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) para as três espécies foi estimado segundo a equação:

$$\text{GM} = (x_2 - x_1) / (t_2 - t_1),$$

Em que: GM = ganho de massa; x_1 = biomassa no tempo t_1 ; x_2 = biomassa no tempo t_2 .

Aproximadamente 0,1 L de amostras de água foram coletadas das unidades experimentais nos mesmos dias de pesagem das macrófitas para determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (Koroleff, 1976), N-nitrato (N-NO_3) e N-nitrito (N-NO_2) (Mackereth *et al.*, 1978) e P-ortofosfato (P-PO_4) (Golterman *et al.*, 1978). A concentração de nitrogênio inorgânico total (NIT) para cada espécie foi obtida através da soma da concentração de N-amoniacal e N-nitrato. Paralelamente, foram obtidos valores de pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) na água, medidos com o aparelho “Water Quality Checker” marca HORIBA, modelo U-10.

A taxa de absorção ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) de nitrogênio inorgânico total ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e P-ortofosfato ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) foi obtida segundo a equação:

$$A = (x_1 - x_2) / (t_2 - t_1),$$

Em que: A = taxa de absorção; x_1 = concentração de nutriente NIT ou P-PO_4 da água no tempo t_1 ; x_2 = concentração de nutriente NIT ou P-PO_4 na água no tempo t_2 .

No início e no final de ambos os experimentos foram coletadas para cada caixa amostras de biomassa vegetal das três espécies. As amostras foram limpas com sucessivas lavagens para a remoção de perifíton, detritos orgânicos e partículas inorgânicas associadas e foram secas em estufa a 60°C e pesadas até atingirem peso constante (7 dias). Posteriormente, as amostras foram trituradas em moinho para a determinação das concentrações de nitrogênio orgânico total (%MS) pelo método Kjeldahl, proposto por Allen *et al.*, (1974) e adaptado especificamente para macrófitas aquáticas por Esteves (1980) e de fósforo total (%MS) pelo método descrito em Esteves (1980).

Os estoques de N e P na biomassa foram calculados pela seguinte fórmula:

$$E = M * C/100,$$

Em que, E (g de N ou P.m⁻²) = estoque; M (g.m⁻²) = biomassa da planta e C = concentração de N ou P da biomassa (%MS).

Os estoques de N e P acumulados na biomassa foram obtidos pela diferença entre os estoques de N e P no final e no início do experimento.

Foram analisadas as diferenças entre as médias de % MS e estoque de N e P na biomassa inicial e final, na solução com alta concentração e também na solução com baixa concentração. Depois de verificada a normalidade dos dados, foi aplicado o Teste *t* - student para amostras independentes a 5 % de significância (Zar, 1999).

As análises foram realizadas no programa Statística, versão 7.1 (StatSoft, 2005).

3 - Resultados

3.1 - Características químicas e físicas da água

O valor médio de pH da água das caixas onde foram cultivadas as três espécies foram semelhantes nos experimentos com alta e baixa concentração de nutrientes. A temperatura na água das caixas foi maior no experimento com alta concentração e menor em baixa concentração de nutrientes (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão de pH e temperatura (°C) na água das caixas em alta e baixa concentração para *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*.

Concentração	<i>E. crassipes</i>		<i>P. stratiotes</i>		<i>S. molesta</i>	
	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa
pH	6,68 ± 0,12	6,80 ± 0,14	6,82 ± 0,17	6,85 ± 0,17	6,76 ± 0,24	6,82 ± 0,18
Temperatura (°C)	25,20 ± 2,98	21,81 ± 4,13	25,68 ± 2,91	21,25 ± 4,96	25,82 ± 3,10	21,01 ± 5,03

3.2 – Ganho de massa e taxa de absorção de ortofosfato e nitrogênio inorgânico total.

O ganho de massa de *E. crassipes* em alta concentração de nutrientes foi intenso no período entre 0-5 dias ($16,17 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e entre 5-10 dias ($16,80 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). A absorção de P-PO₄ ocorreu apenas no período de 0-5 dias ($0,98 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) no qual todo o fósforo disponível foi absorvido (Figura 1A). Por outro lado, a absorção de NIT aumentou gradativamente a partir do início do experimento, atingindo maior valor no período entre 10-15 dias ($1,95 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) (Figura 1B). O ganho de massa de *P. stratiotes* em alta concentração também foi intenso no período entre 0-5 dias ($7,85 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e entre 5-10 dias ($8,57 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). A taxa de absorção de P-PO₄ foi maior no período entre 0-5 dias ($0,57 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e reduziu gradativamente até o período entre 20 e 30 dias, quando a absorção foi zero (figura 1C). A taxa de absorção de NIT foi maior no período entre 5-10 dias ($2,65 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e também reduziu gradativamente até o final do experimento, atingindo $0,03 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ no período entre 30-35 dias (figura 1D). O ganho de massa de *S. molesta* em alta concentração foi menor no período entre 0-5 dias ($2,67 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e maior no período entre 5-10 dias ($6,17 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). A taxa de absorção de P-PO₄ foi maior no período entre 0-5 dias ($0,50 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e, posteriormente oscilou entre valores altos e baixos atingindo no final do experimento (30-35 dias) a taxa de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (figura 1E). A taxa de absorção de NIT aumentou gradativamente até o período entre 10-15 dias ($1,60 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) diminuindo também gradativamente até o final do experimento atingindo o valor de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ no período entre 30-35 dias (Figura 1F).

O ganho de massa de *E. crassipes* em baixa concentração de nutrientes foi maior no período entre 0-5 dias ($20,62 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). A absorção de P-PO₄ ocorreu apenas no período de 0-5 dias ($0,08 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) no qual todo o fósforo disponível foi absorvido (Figura 2A). A taxa de absorção de NIT foi maior no período entre 0-5 dias ($0,60 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e a planta voltou absorver no período entre 10-17 dias ($0,02 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e entre 17-24 dias ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) (Figura 2B). O ganho de massa de *P. stratiotes* em baixa concentração foi intenso nos períodos entre 0-5 dias ($2,02 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e 5-10 dias ($2,12 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), entretanto, o maior ganho ocorreu no período entre 10-17 dias ($2,89 \text{ gMS.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$). A taxa de absorção de P-PO₄ foi intensa no período entre 0-5 dias ($0,07 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) reduzindo no período entre 5-10 dias ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e chegando em zero entre 10-17 dias (Figura 2C). A taxa de absorção de NIT também foi intensa no período entre 0-5 dias ($0,64 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) reduzindo no período entre 5-10 dias ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e

a absorção passou a ser zero a partir do período entre 10-17 dias (Figura 2D). O ganho de massa de *S. molesta* em baixa concentração foi intenso no período entre 0-5 dias (1,60 gMS.m⁻².dia⁻¹) e 5-10 dias (1,30 gMS.m⁻².dia⁻¹), entretanto, o maior ocorreu no período entre 10-17 dias (2,88 gMS.m⁻².dia⁻¹). A taxa de absorção de P-PO₄ foi intensa no período entre 0-5 dias (0,06 mg.L⁻¹.dia⁻¹) reduzindo no período entre 5-10 dias (0,02 mg.L⁻¹.dia⁻¹) e a absorção passou a ser zero a partir do período entre 10-17 dias (Figura 2E). A taxa de absorção de NIT também foi intensa no período entre 0-5 dias (0,59 mg.L⁻¹.dia⁻¹) reduzindo no período entre 5-10 dias (0,05 mg.L⁻¹.dia⁻¹) e passou a ser zero a partir do período entre 10-17 dias (Figura 2F).

Alta concentração

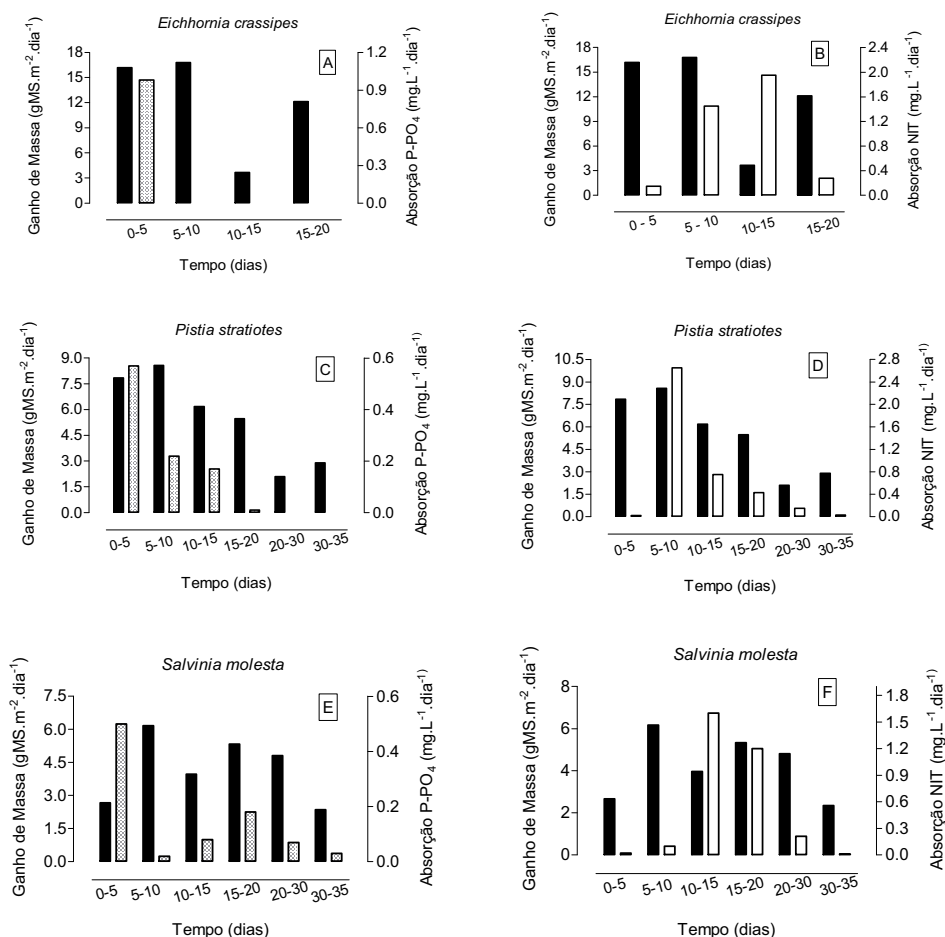


Figura 1. Ganho de massa seca (■), taxa de absorção de P-PO₄ (▨) e taxa de absorção de nitrogênio inorgânico (□) em alta concentração, durante os 35 dias de experimento para *E. crassipes* (A e B), *P. stratiotes* (C e D) e *S. molesta* (E e F). Os gráficos e os eixos apresentam escalas distintas.

Baixa concentração

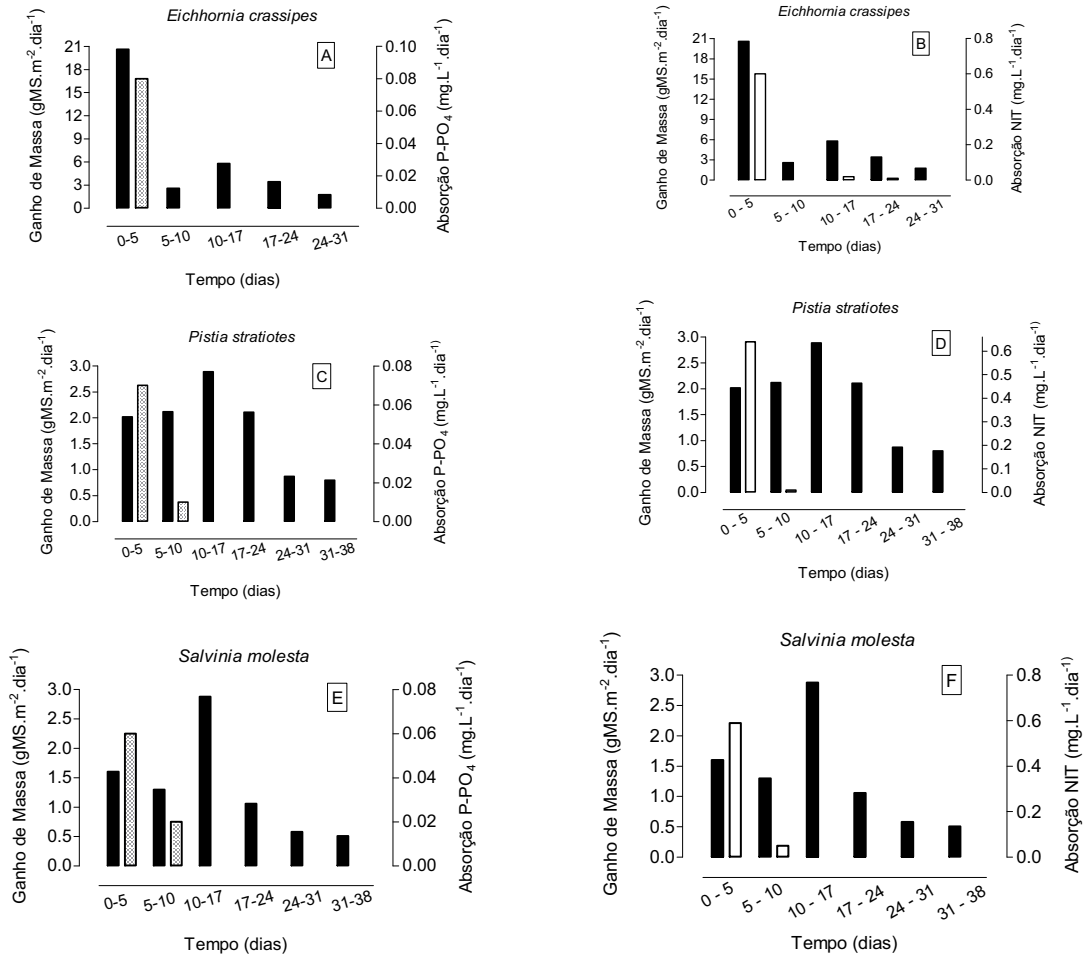


Figura 2. Ganho de massa seca (■), taxa de absorção de P-PO₄ (▨) e taxa de absorção de nitrogênio inorgânico (□) em baixa concentração, durante os 38 dias de experimento para *E. crassipes* (A e B), *P. stratiotes* (C e D) e *S. molesta* (E e F). Os gráficos e os eixos apresentam escalas distintas.

3.3 – Porcentagem e estoque de N e P na biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*

Em alta concentração, a porcentagem de nitrogênio na biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes*; foram maiores no final do experimento e para *S. molesta* não foram encontradas diferenças. Em baixa concentração, não foram encontradas diferenças para as porcentagens de nitrogênio na biomassa de *E. crassipes*. Para *P. stratiotes* e *S. molesta* as porcentagens de N na biomassa foram maiores no início do experimento. As porcentagens de fósforo em alta e baixa concentração, na biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* não apresentaram diferenças entre início e fim (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios e desvios padrão da porcentagem de nitrogênio e fósforo totais (% MS), na biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* em alta e baixa concentração

Nitrogênio (% MS) - Alta Concentração		
	Início	Fim
<i>E. crassipes</i> *	1,65 ± 0,06	2,03 ± 1,19
<i>P. stratiotes</i> *	2,94 ± 0,06	3,26 ± 0,11
<i>S. molesta</i>	2,35 ± 0,39	2,41 ± 0,34
Nitrogênio (% MS) - Baixa Concentração		
	Início	Fim
<i>E. crassipes</i>	2,54 ± 0,22	2,36 ± 0,13
<i>P. stratiotes</i> *	2,75 ± 0,05	1,92 ± 0,14
<i>S. molesta</i> *	2,77 ± 0,28	1,45 ± 0,22
Fósforo (% MS) - Alta Concentração		
	Início	Fim
<i>E. crassipes</i>	0,52 ± 0,09	0,68 ± 0,14
<i>P. stratiotes</i>	1,20 ± 0,19	1,45 ± 0,19
<i>S. molesta</i>	0,98 ± 0,17	1,00 ± 0,18
Fósforo (% MS) - Baixa Concentração		
	Início	Fim
<i>E. crassipes</i>	0,44 ± 0,00	0,43 ± 0,05
<i>P. stratiotes</i>	1,01 ± 0,03	0,93 ± 0,12
<i>S. molesta</i>	0,92 ± 0,03	0,68 ± 0,17

Médias e desvios (n = 3) seguidos de * indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o início e o final.

Os estoques de N e P na biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram significativamente maiores no final dos experimentos em alta e baixa concentração. Em *S. molesta* não foram encontradas diferenças significativas entre início e final dos experimentos (Figura 3).

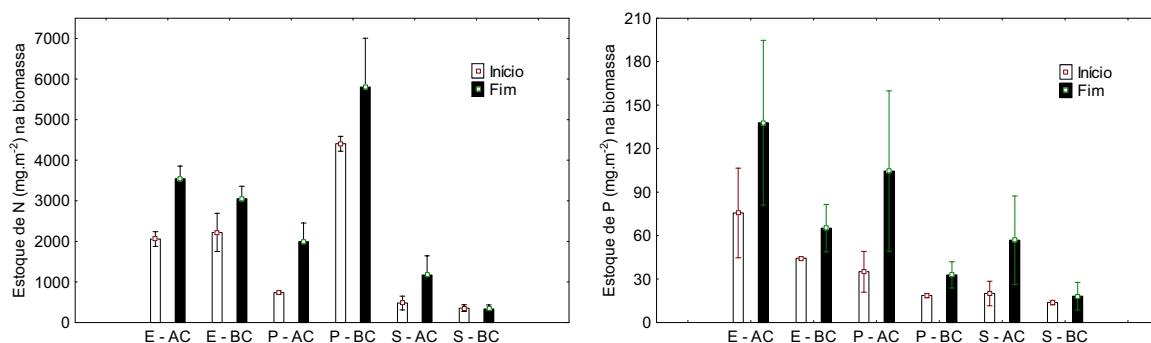


Figura 3 - Valores médios e desvios padrão do estoque de nitrogênio e fósforo na biomassa no início e no fim do experimento em cada tratamento (AC = alta concentração, BC = baixa concentração) e em cada espécie (E = *E. crassipes*, P = *P. stratiotes* e S = *S. molesta*).

4 - Discussão

As diferenças encontradas na resposta a absorção de nutrientes podem ser explicadas por mecanismos fisiológicos como diferentes taxas de absorção e translocação e diferenças morfológicas do sistema radicular (Malavolta & Fornasieri Filho, 1983). As diferentes capacidades em absorver nutrientes pelas folhas também podem explicar as diferenças encontradas na resposta à absorção observada entre as espécies. Para *E. crassipes* e *P. stratiotes*, em razão da presença de estruturas que favorecem sua flutuação na água e da distribuição de suas folhas, mesmo em condições naturais, o contato das folhas com a solução de cultivo é muito pequeno e, portanto, a participação das folhas na absorção de íons do meio de nutrição deve, também, ser pequena. Nas plantas de *S. molesta*, ao contrário, a maior parte da face adaxial das folhas entra em contato com a solução de absorção contendo nutrientes permitindo uma participação significativa desta parte da planta na absorção.

Os resultados obtidos mostraram que nos primeiros cinco dias, em baixa concentração, *S. molesta* obteve um ganho de massa aproximadamente 12,8 vezes menor que *E. crassipes* e 1,3 vezes menor que *P. stratiotes* e sua taxa de absorção de P-PO₄ no

mesmo período foi semelhante a de *E. crassipes* e *P. stratiotes*. Padrão semelhante também foi observado em alta concentração para *S. molesta* e essa maior taxa de absorção provavelmente pode ser devido ao contato das folhas desta espécie com a solução nutritiva. Resultado semelhante foi observado por Oliveira *et al.* (2001), que estudando a absorção e acúmulo de Cd e seus efeitos sobre o crescimento de *E. crassipes* e *S. auriculata*, em solução nutritiva, observou que a velocidade máxima de absorção de Cd em *S. auriculata* foi quase 2,5 vezes maior do que em *E. crassipes* quando se permitiu o contato das folhas com a solução de absorção e, quando se impediu fisicamente que as folhas tocassem a solução de absorção, o valor de velocidade máxima de absorção permaneceu inalterado em *E. crassipes* e reduziu cerca de 23 % em *S. auriculata*. Os autores também observaram que mesmo sem o contato das folhas de *S. auriculata* com a solução, a velocidade de absorção desta espécie ainda foi cerca de 85% superior ao valor determinado em *E. crassipes*.

Muitos estudos têm avaliado a capacidade de remoção de N e P da água por diferentes espécies de macrófitas aquáticas (Hill *et al.*, 1997; Coleman *et al.*, 2001; Lauchlan *et al.*, 2004). Em termos de eficiência de remoção, os dados obtidos mostraram que tanto em alta quanto em baixa concentração, *E. crassipes* foi a espécie que apresentou maior eficiência na remoção de N e P, seguida por *P. stratiotes* e *S. molesta*. Henry-Silva & Camargo (2006) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de viveiros de tilápia-do-Nilo e também constataram que *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram mais eficientes nas remoções de nitrogênio total (46,1 e 43,9%, respectivamente) e fósforo total (82,0 e 83,3%, respectivamente) do que *S. molesta* (42,7% de nitrogênio total e 72,1% de fósforo total). Estes resultados permitem concluir que na aplicação para tratamento em *wetlands*, *S. molesta*, apesar de apresentar maior taxa de absorção pode ser menos eficiente na remoção de nutrientes, devido ao menor ganho de biomassa. Outro aspecto que deve ser considerado é o estoque final de N e P na biomassa de *S. molesta*, que também foi menor quando comparados com *E. crassipes* e *P. stratiotes*. Esse fato se deve ao maior ganho de biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes* que apresentam crescimento vertical, o que favorece o maior ganho de biomassa e conseqüentemente maiores taxas de remoção de nutrientes e estoque de N e P em sua biomassa. Henry-Silva e Camargo (2006) também obtiveram maior ganho de massa para *E. crassipes* e *P. stratiotes* em alta concentração (16,6 e 7,1 gMS.m⁻².dia⁻¹, respectivamente) do que em baixa concentração (2,9 e 1,4 gMS.m⁻².dia⁻¹, respectivamente), entretanto, os autores não encontraram diferença para o ganho de massa de *S. molesta* entre as diferentes concentrações (2,75 gMS.m⁻².dia⁻¹).

Os resultados obtidos neste estudo permitem compreender a estratégia utilizada por *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* para garantir o crescimento através da absorção de N e P quando em ambientes com alta e baixa concentração de nutrientes. O armazenamento de nutrientes na biomassa quando em ambientes com baixa disponibilidade de recursos pode garantir benefícios quando as plantas são submetidas a períodos de estresse (Bloom *et al.*, 1985). De fato, as três espécies, quando cultivadas em baixa concentração de nutrientes, absorveram rapidamente tanto P-PO₄ quanto o NIT do ambiente, diferente do que ocorreu quando cultivadas em alta concentração, na qual as três espécies absorvem P-PO₄ com maior rapidez e posteriormente NIT. As porcentagens de N e P na biomassa final das três espécies foram menores do que as iniciais em baixas concentrações. Este resultado indica que provavelmente as plantas investiram todo o nutriente absorvido em seu crescimento, entretanto, com a escassez, o crescimento foi menor no final. Por outro lado, em altas concentrações, as porcentagens de N e P na biomassa final das três espécies foram maiores o que provavelmente garantiu maior crescimento e ganho de massa até o final. Os dados corroboram resultados encontrados por outros autores que também demonstraram maiores porcentagens de nutrientes na biomassa de macrófitas em ambientes com maiores disponibilidades de nutrientes (Biudes & Camargo, 2006 e Camargo & Esteves, 1996).

5 – Referências bibliográficas

- Allen, S. E., Grimshaw, H. M.; Parkinson, J. A.; Quarmby, C. *Chemical Analysis for Ecological Materials*. Oxford, Blackwell. 565 p., 1974.
- Biudes, J. F. V. & Camargo, A. F. M. 2006. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém river Basin (Sp, Brazil). *Braz. J. Biol.* 66(3), 781-789.
- Bloom, A. J., Chapin III, F.S., Mooney, H.A., 1985. Resource limitation in plants – an economic analogy. *Annu Rev. Ecol. Syst.* 16, 363-392.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*. 35(5): 11-17.
- Camargo, A. F. M., & Esteves, F. A. 1996. Influence of water level variation on biomass and chemical composition on the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an Oxbow lake of the Rio Mogi Guaçu (São Paulo, Brazil) *Archiv fur Hydrobiologie* 135: 423-432.
- Camargo, A. F. M., M. M. Pezzato & G. G. Henry-Silva, 2003. Fatores limitantes ao crescimento de macrófitas aquáticas. In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá: 59–84.
- Coleman, J., Hensch, K., Garbutt, K., 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetland. *Water, Air, Soil, Pollut.* 128, 283-295.
- Costa-Pierce, B. A., 1998. Preliminary investigation of an integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. *Ecological Engineering* 10: 341–354.
- Esteves, F. A. 1980. Die bedeutung der quatischem makrophyten fur den stoffhus haalt des schohsses. III. Die anorganischen hauptbestanattleile der a quatischen makrophyten. *Gewasser und Abwasser*, 66/67: 29-94.
- Golterman, H.I.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. 2nd. *Oxford ed.*, Blackwell, 315 p.
- Henry-Silva, G. G. & A. F. M. Camargo, 2005. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea* 32(3): 445–452.
- Henry-Silva, G. G. & Camargo, A. F. M. 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*, 63: 433-438.

- Hill, D. T., Payne, V.W., Rogers, E.J.W., Kow, S. R., 1997. Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. *Bioresour. Technol.* 62, 109-113.
- Hoagland, D. R.; Arnon, D. I. 1950 The water culture method of growing plants without soil. Calif. Agric. Exp. Stn. Circ. 347, University of California, Berkeley, 32 p.
- Koroleff, F. 1976. *Determination of nutrients*. In: GRASSHOFF, K. Methods of seawater analysis. Weinheim. Verlag. Chemie. p. 117-181.
- Lauchlan, H. F., Spring, M.C., David, S., 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresour. Technol.* 94, 185-192.
- Mackereth, F. J. H., J. G. Heron & J. F. Talling, 1978. Water analysis: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.
- Malavolta, E.; Fornasieri Filho, D. Nutrição mineral da cultura do arroz. In: Ferreira, M. E.; Yamada, T.; Malavolta, E. Cultura do arroz de sequeiro: fatores afetando a produtividade. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fósforo, 1983. p. 95-140.
- Mitchell, D.S. & Tur, N.M. 1975. The Rate of Growth of *Salvinia molesta* (*S. auriculata* Auct.) in Laboratory and Natural Conditions. *Journal of Applied Ecology*, 12: 213-225.
- Nahlik, A. M., & Mitsch, W. J. (2006). Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 28, 246–257. doi:10.1016/j.ecoleng.2006. 07.006.
- Nelson, S.G.; Smith, B.D.; Best, B.R. 1981. Kinetics of nitrate and ammonium uptake by the tropical freshwater macrophyte *Pistia stratiotes* L. *Aquaculture*, 24: 11-19.
- Oliveira, J. A., Cambraia, J., Cano, M. A. O., Jordão, C. P. 2001. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de Aguapé e de *Salvinia*. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 13(3): 329-341.
- Ran, N., M. Agami & G. Oron, 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Research* 38: 2241–2248.
- Reddy, K. R. & W. F. DeBusk, 1984. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water. I water hyacinth, water lettuce, and pennywort. *Economic Botany* 38(2): 229–239.
- Room, P. M. 1986. Equations relating growth and uptake of nitrogen by *Salvinia molesta* to temperature and the availability of nitrogen. *Aquatic Botany*. 24, 43-59.

- Rubim, M. A. L. & A. F. M. Camargo, 2001. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do Rio Preto, Itanhaém, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia* 13(1): 75–83.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Thomaz, S. M. & L. M. Bini, 1998. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia* 10: 103–116.
- Thomaz, S.M.; Pierini, S.; Chamners, P.A. & Pereira, G. 2007. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. *Aquatic Botany*, 86: 191-196.
- Van Den Berg, M. S., H. Coops, R. Noordhuis, J. Van Schie & J. Simons, 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 143–150.
- Xie, Y., Wen, M., Yu, D. & Li, Y. 2004. Growth and resource allocation of water hyacinth as affected by gradually increasing nutrient concentration. *Aquatic Botany*. 79:257-266.
- Zar, J.H. 1998. Biostatistical Analysis. 4 th ed. Prentice Hall, New Jersey. 929p.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4^oEdition. Prentice-Hal Inc. New Jersey, USA.

CAPÍTULO II

Crescimento das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de fósforo.

Resumo

Esta pesquisa teve como objetivo principal avaliar o efeito de diferentes concentrações de fósforo sobre o crescimento e a composição química das macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*. Um experimento casualizado (4 tratamentos e 3 réplicas por espécie) com solução nutritiva foi desenvolvido em laboratório. As concentrações de P-PO₄ foram diferentes nos quatro tratamentos (< 0,005; 0,031; 0,31 e 3,1 mg.L⁻¹, respectivamente). Os resultados da Anova de medidas repetidas encontraram diferenças (p<0,01) entre as quatro concentrações e na fase exponencial de crescimento não foram encontradas diferenças no crescimento para nenhuma das três espécies ao longo do tempo; entretanto, quando estas atingiram a fase logística de crescimento, foram observadas diferenças em todas as concentrações. O valor de K_m derivado do modelo de Michaelis Menten foi menor para *S. molesta*, intermediário para *E. crassipes* e maior para *P. stratiotes* e o coeficiente de crescimento intrínseco máximo (P_{max}) foi semelhante para as três espécies. A utilização de concentrações de P-PO₄ muito próximas a zero sugeriu alta afinidade de *S. molesta* e *E. crassipes* por baixas concentrações, o que pode oferecer a estas espécies vantagens competitivas sobre *P. stratiotes* que necessita de alta concentração deste nutriente. A análise de composição química mostrou que *P. stratiotes* apresentou o maior valor nutritivo, entretanto *E. crassipes* foi a espécie com menores porcentagens de fração de parede e polifenóis, enquanto *S. molesta* apresentou valores intermediários. Os maiores estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes*, sugere que esta espécie podem ser mais eficientes do que *P. stratiotes* e *S. molesta* na remoção de nutrientes quando utilizadas em tratamentos de efluentes.

Palavras chaves: Biomassa vegetal, nutrientes, composição química

1 – Introdução

O fósforo pode ser considerado um nutriente essencial para a vida dos organismos aquáticos e existe nos corpos d'água sobre a forma dissolvida e particulada. É o constituinte de compostos celulares ligados ao armazenamento de energia da célula (ATP e GTP), ácidos nucleicos, fosfolipídios, nucleotídeos e fosfoproteínas (Salisbury & Ross 1992, Larcher 2000). Neste contexto, a disponibilidade de nutrientes, especialmente do fosfato, pode ser considerada como um dos principais fatores que controlam a ocorrência, a distribuição e a produção primária das macrófitas aquáticas (Thomaz & Bini, 1998; Van *et al.* 1999, Henry-Silva & Camargo, 2005).

Diversos estudos têm demonstrado maior produção primária de macrófitas aquáticas em ambientes (água e/ou sedimento) com maiores concentrações de N e P. Maior produtividade de *E. crassipes* e *P. stratiotes* em água enriquecida com nutrientes foi observada por Reddy & DeBusk (1984). Uma relação direta entre o fornecimento de níveis baixos ou moderados de nutrientes e o crescimento de *E. crassipes* também foi verificada por Corrêa *et al.* (2002). O aumento gradativo na concentração de nutrientes estimulou o crescimento de *E. crassipes* (Xie *et al.*, 2004). Para macrófitas aquáticas submersas Thomaz *et al.* (2007) encontraram relações positivas entre N e P no sedimento e a produção de biomassa de *E. najas*. Em sistemas de tratamento de aquicultura por macrófitas aquáticas, Henry-Silva *et al.* (2008) também verificaram relação positiva entre a produção de biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes* e as concentrações de N e P.

A maior produção de biomassa de macrófitas flutuantes livres em águas com elevadas concentrações de nutrientes tem despertado o interesse de utilizá-las em sistemas de tratamento de efluentes de aquicultura, através das *wetlands* construídas. Nas *wetlands*, vários processos biológicos e abióticos regulam a remoção de nutrientes do efluente e um dos principais processos biológicos é a absorção direta pelas macrófitas aquáticas que ocorrem pelo sistema radicular e também em algumas espécies através das folhas (Esteves, 1998). Espécies com rápido crescimento, alta produção de biomassa e grande capacidade de estocar nutrientes são as que apresentam melhor desempenho no tratamento de efluentes (Tanner, 1996). Portanto a comparação do crescimento e capacidade de estocar nutrientes de espécies de macrófitas pode indicar qual é a mais indicada para uso em *wetlands*. Estudos sobre estoques de nutrientes e composição química das macrófitas também podem indicar possíveis aproveitamentos para a biomassa retirada das *wetlands*. As macrófitas podem ser utilizadas para a produção de biogás (Singhal & Rai, 2003), produção de papel

(Nolan & Krimse, 1974), compostagem (Parra & Hornstein, 1974) e na alimentação de peixes (Santiago, *et al.*, 1988; Essa, 1997)

O objetivo deste trabalho foi testar o efeito de diferentes concentrações de fosfato sobre o crescimento e a composição química das macrófitas aquáticas flutuantes *P. stratiotes*, *S. molesta* e *E. crassipes*. Pretende-se compreender a importância do fosfato na ocorrência e distribuição destas espécies, bem como inferir sobre a capacidade destas espécies em serem utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes.

2 - Material e métodos

O experimento foi realizado durante um período de 49 dias (Janeiro à Março de 2008). As macrófitas aquáticas foram coletadas em rios da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo, Brasil (23°50' e 24°15' S; 46°35' e 47°00' W). As plantas foram acondicionadas em trinta e seis caixas plásticas (30 x 40 x 21,5 cm) com área de 0,12 m² e volume de 18 Litros. A densidade inicial utilizada em cada caixa foi *E. crassipes* 2961,35 ± 10,15 gMF.m⁻² (88, 9 ± 1,09 g.MS.m⁻²), *P. stratiotes* 636,40 ± 3,83 gMF.m⁻² (32,4 ± 0,31 gMS.m⁻²) e *S. molesta* 647,63 ± 4,28 gMF.m⁻² (28,7 ± 0,21 gMS.m⁻²). O delineamento experimental, para cada uma das espécies foi inteiramente casualizado, sendo constituído de quatro tratamentos e três réplicas para cada espécie. Nas unidades experimentais foi utilizada uma solução com nutrientes segundo Hoagland & Arnon (1950). As concentrações iniciais de nutrientes utilizadas foram iguais em todos os tratamentos com exceção do fosfato (P-P₀₄), e estão apresentadas na Tabela 1. Os quatro tratamentos foram denominados de T I, T II, T III e T IV.

Tabela 1. Concentração da solução inicial de nutrientes (mg.L^{-1}) baseada na solução de Hoogland.

Nutrientes	Solução Inicial (mg.L^{-1})
N – NH_4	1,4
N – NO_3	19,6
K	23,4
Ca	16,0
Mg	4,8
Fe	0,067
B	0,047
Mn	0,05
Zn	0,005
Cu	0,02
Mo	0,001
P- PO_4 (T I)	< 0,005
P- PO_4 (T II)	0,031
P- PO_4 (T III)	0,31
P- PO_4 (T IV)	3,1

A solução nutritiva em cada caixa foi substituída em intervalos de sete dias e, para que as diferentes concentrações de fosfato fossem mantidas constantes, procedeu-se ao gotejamento da solução de P- PO_4 . Antes da substituição da solução nutritiva foram obtidos valores das variáveis pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e também coletadas amostras de água para determinação das concentrações de N-nitrito, N-nitrato, N-amoniacoal e P-ortofosfato. As concentrações de P-ortofosfato foram determinadas segundo método de Golterman *et al.* (1978). As concentrações de N-nitrito e N-nitrato foram determinadas pelo método descrito por Mackereth *et al.* (1978) e N-amoniacoal através do método proposto por Koroleff (1976).

Também em intervalos de sete dias as plantas foram removidas para a determinação da massa fresca e, posteriormente, devolvidas a suas respectivas unidades experimentais. Antes de efetuar a pesagem, o excesso de água retido nas raízes dos vegetais foi retirado, deixando a água escorrer por aproximadamente cinco minutos. A biomassa seca das macrófitas aquáticas (gMS.m^{-2}) foi estimada a partir da equação de regressão linear simples entre a massa fresca (MF) e a massa seca (MS) (Zar, 1998) dos indivíduos

coletados nos rios da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém. As equações obtidas através da regressão linear e utilizadas para estimar a biomassa seca das três espécies foram:

Eichhornia crassipes

$$MS = 0,0745 * MF, (r^2 = 0,96; n = 6);$$

Pistia stratiotes

$$MS = 0,0465 * MF + 0,1701, (r^2 = 0,98; n = 12);$$

Salvinia molesta

$$MS = 0,0429 * MF + 0,1132, (r^2 = 0,98; n = 19).$$

A análise de variância com medidas repetidas (ANOVA-rm) foi aplicada para identificar diferenças significativas ($p < 0,05$) da massa seca entre os diferentes tratamentos e no tempo para as três espécies de macrófitas aquáticas. Para *P. stratiotes*, um dos oito testes de homocedasticidade foi significativo, e para *S. molesta*, três testes, a um nível de significância de 0,05. Após correção de Bonferroni, com um nível de significância de $0,05/8 = 0,00625$, nenhum teste passou a ser considerado significativo. Para a identificação de diferenças entre as médias foi aplicado o teste a posteori de Tukey-HSB.

Aos valores de biomassa de cada espécie nos diferentes tratamentos foi ajustado o modelo de crescimento logístico através da parametrização da seguinte equação:

$$N_t = \frac{K}{1 + e^{a - r_m t}},$$

Em que: N_t = biomassa (gMS.m^{-2}); K = capacidade suporte (máximo valor de N); $e = 2,71828$ (base dos logaritmos naturais); a = constante de integração que define a posição da curva na origem; r_m = coeficiente de crescimento intrínseco; t = tempo.

Os coeficientes de crescimento intrínseco (r_m) e a capacidade de suporte (K) foram estimados a partir dos ajustes da variação temporal de biomassa ao modelo sigmóide (Krebs, 1994) e foram efetuados através de regressões não lineares, calculadas pelo algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press *et al.*, 1993).

Os valores do coeficiente de crescimento intrínseco (r_m) foram correlacionados com as concentrações de P-PO₄ de cada tratamento através da equação de Michaelis-Menten, conforme sugerido por Carr *et al.*, 1997:

$$P = P_{\max} \frac{S}{K_m + S}$$

Em que: P = coeficiente de crescimento intrínseco; $P_{\max}$ = coeficiente de crescimento intrínseco máximo de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* em função dos nutrientes, S = concentração de P-PO₄ (µg.L⁻¹) e K_m = constante que definiu as concentrações de nutrientes nas quais *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* atingiram a metade de $P_{\max}$

Para a determinação da composição química foram coletadas amostras de material vegetal no início e no final do experimento. O material vegetal foi limpo através de sucessivas lavagens, para a remoção de perifíton, detritos orgânicos e partículas inorgânicas associadas. Posteriormente, foram secos em estufa a 60° C até atingirem peso constante (7 dias) e em seguida, foram triturados em moinho. As concentrações de nitrogênio total e fósforo total foram determinadas segundo Esteves (1980). A porcentagem de fração de parede celular foi determinada segundo método descrito em Van Soest & Wine (1967), que consiste na retirada do protoplasma celular com solução neutra, restando apenas a parte estrutural. A determinação dos teores de carboidratos solúveis foi feita utilizando-se método proposto por Dubois *et al.* (1956), e os teores de lipídeos, obtidos segundo método de Folch *et al.* (1957). Para determinar as concentrações de polifenóis, utilizou-se o método descrito por King & Heat (1967), a partir da extração por solução de metanol e os dados foram expressos em unidade de densidade óptica (UDO.g⁻¹).

Para o cálculo do estoque de N e P nas biomassas das macrófitas aquáticas foram considerados os valores iniciais e finais da biomassa (g.MS.m⁻²) de cada tratamento e os teores de N e P na biomassa (% MS).

A análise de componentes principais (ACP) (Ludwig & Reynolds, 1988) foi aplicada aos valores dos teores de nitrogênio total, fósforo total, carboidratos, lipídeos, fração de parede celular e polifenóis para a ordenação das três espécies nos diferentes tratamentos.

Para se comparar a diferença entre a composição química inicial e final de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* nos diferentes tratamentos, foi analisada a homocedasticidade e em seguida aplicada a Análise de Variância (ANOVA-one-way) e a posteriori o teste de Tukey HSD (Zar, 1996). O nível de significância considerado para todos os testes foi de 0,05.

As análises foram realizadas no programa Statistica, versão 7.1 (Statsoft, 2005).

3 - Resultados

3.1 - Características químicas e físicas da água

O valor médio de pH e temperatura na água das culturas de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* nos diferentes tratamentos, foram similares para as três espécies (Tabela 2).

Tabela 2. Valor médio e desvio de pH e temperatura (°C) na água das culturas de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, nos quatro tratamentos com diferentes concentrações de P-ortofosfato. T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹).

	pH				Temperatura			
	T I	T II	T III	T IV	T I	T II	T III	T IV
<i>E. crassipes</i>	6,85 ± 0,21	6,70 ± 0,21	6,90 ± 0,30	6,57 ± 0,33	20,36 ± 1,19	20,33 ± 1,27	20,50 ± 1,23	20,56 ± 1,25
<i>P. stratiotes</i>	6,66 ± 0,88	7,02 ± 0,18	6,97 ± 0,30	6,72 ± 0,32	20,40 ± 1,28	20,43 ± 1,36	20,61 ± 1,41	20,75 ± 1,30
<i>S. molesta</i>	6,90 ± 0,20	6,70 ± 0,21	6,93 ± 0,30	6,74 ± 0,34	20,39 ± 1,24	20,44 ± 1,33	20,61 ± 1,30	20,64 ± 1,31

3.2 – Análises de regressão, Anova-rm, curvas de crescimento e parâmetros de Michaelis Mentem

As regressões entre massa fresca e massa seca de *E. crassipes*; *P. stratiotes* e *S. molesta* estão apresentadas na Figura 1.

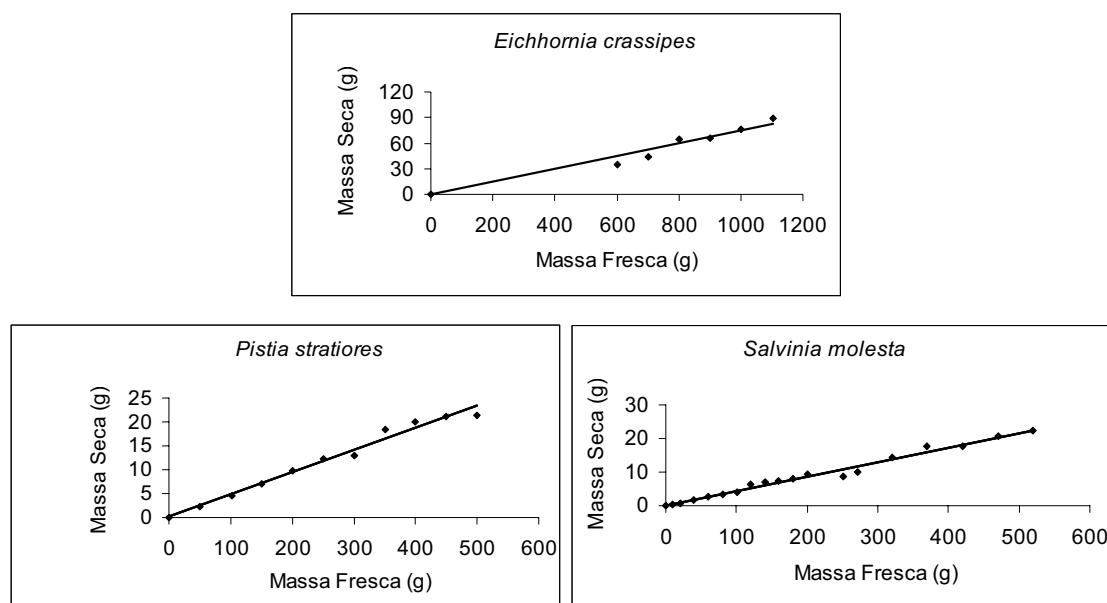


Figura 1. Regressão linear simples entre a massa fresca e a massa seca de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*.

Para as três espécies foram encontradas diferenças significativas de massa seca entre os tratamentos e também ao longo do tempo no mesmo tratamento (Tabela 3). Para *E. crassipes*, a massa seca em T I diferiu de T IV a partir do 14º dia e de T II e T III a partir do 21º dia. O ganho de massa ao longo do tempo em T I, T II e T III foi significativamente diferente a partir do 21º dia e em T IV, a partir do 28º dia (Figura 2A). Para *P. stratiotes*, a massa em T I diferiu de T IV a partir do 14º dia, de T III a partir do 21º dia e de T II no 28º dia, ou seja, as diferenças dos valores de massa seca nos tratamentos com maiores concentrações de nutrientes (T III e T IV) ocorreram no início e nos tratamentos com menores concentrações (T I e T II) apenas no final do experimento. Não ocorreram diferenças significativas no ganho de massa ao longo do tempo em T I; em T II foi observada diferença a partir do 28º dia e em T III e T IV, a partir do 21º dia (Figura 2B). Para *S. molesta* foi observada diferença significativa de massa entre todos os tratamentos a partir do 21º dia. Diferenças significativas no ganho de massa ao longo do tempo para T I, T II e T III ocorreram a partir do 21º dia e em T IV a partir do 28º dia (Figura 2C).

Tabela 3. Análise de variância com medidas repetidas aplicada a biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* nas diferentes concentrações ao longo do tempo. DF (degreed of freedom), MS (mean spread), F (ratio in a repeated measures desing) e p (probability)

Fatores	<i>E. crassipes</i>				<i>P. stratiotes</i>				<i>S. molesta</i>			
	DF	MS	F	p	DF	MS	F	p	DF	MS	F	p
Intercept	1	8969613	506,96	< 0,01	1	1604148	9978,71	< 0,01	1	1062414	932,20	< 0,01
Concentração	3	167212	9,45	< 0,01	3	178579	1110,86	< 0,01	3	9027	7,92	< 0,01
Error	8	17693			8	161			8	1140		
Tempo	7	295942	110,63	< 0,01	7	76134	477,65	< 0,01	7	41266	357,13	< 0,01
Tempo*Concentração	21	12757	4,77	< 0,01	21	16547	103,81	< 0,01	21	831	7,19	< 0,01
Error	56	2675			56	159			56	116		

As curvas de crescimento de *E. crassipes* nos diferentes tratamentos foram distintas (figura 2A). No tratamento com maior concentração de fósforo (T IV) os valores de r_m e K foram mais elevados e o tempo de duplicação reduzido, enquanto no tratamento I esta espécie apresentou um crescimento moderado e tempo de duplicação grande (Tabela 4). Nas concentrações intermediárias de fósforo (T II e T III) o crescimento foi intermediário aos outros tratamentos indicando que com o aumento da disponibilidade de fósforo houve aumento no crescimento. O crescimento de *P. stratiotes* nas diferentes concentrações de fósforo foi distinto do observado para *E. crassipes* (figura 2B). Nos tratamentos com maior concentração de fósforo (T III e T IV) as curvas de crescimento são muito semelhantes indicando que a concentração de $0,31 \text{ mg.L}^{-1}$ não foi limitante para esta espécie. Por outro lado, nas menores concentrações de fósforo o crescimento foi moderado (T II) ou nulo (T I). Para *S. molesta* um outro padrão de crescimento nas diferentes concentrações de fósforo foi observado (figura 2C). Pode-se observar crescimento intenso desta espécie mesmo em concentrações muito pequenas de fósforo (T I) como indica o valor de r_m (0,11) que é pouco inferior aos valores de r_m para *E. crassipes* em T III (0,12) e *P. stratiotes* em T III e T IV (0,13) (Tabela 4).

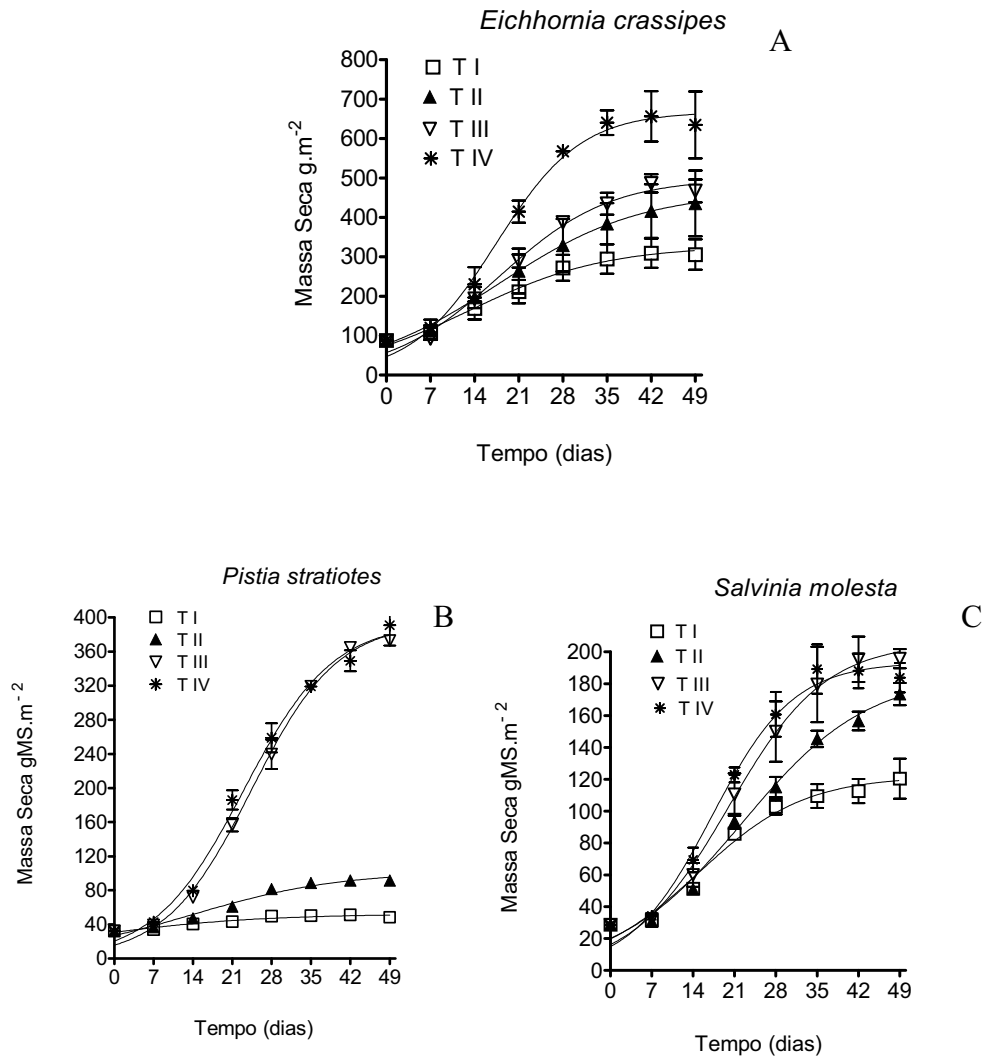


Figura 2. Curvas de crescimento em ganho de massa seca nos quatro tratamentos com diferentes concentrações de P-PO₄ onde, T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹). (A) *E. crassipes*, (B) *P. stratiotes* e (C) *S. molesta*.

Tabela 4. Valores de capacidade de suporte K (gMS.m⁻²); coeficiente de crescimento intrínseco (r_m) e tempo de duplicação TD (dia⁻¹) de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* nos quatro tratamentos com diferentes concentrações de fosfato. T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹).

Tratamentos	<i>E. crassipes</i>				<i>P. stratiotes</i>				<i>S. molesta</i>			
	K	r _m	TD	R ²	K	r _m	TD	R ²	K	r _m	TD	R ²
I	327,30	0,09	7,70	0,78	52,35	0,07	9,90	0,72	122,00	0,11	6,30	0,92
II	464,60	0,09	7,70	0,73	101,90	0,08	8,66	0,95	185,90	0,09	7,70	0,97
III	498,30	0,12	5,78	0,96	394,70	0,13	5,33	0,99	205,80	0,12	5,78	0,92
IV	667,80	0,15	4,62	0,92	394,40	0,13	5,33	0,98	193,50	0,14	4,95	0,95

Os valores de coeficiente de crescimento intrínseco máximo ($P_{\max}$) derivado do modelo de Michaelis Mentem foram muito semelhantes para as três espécies de macrófitas aquáticas (Tabela 5). No entanto, os valores de K_m para as três espécies foram muito distintos, ou seja, o máximo crescimento de *S. molesta* ocorre com disponibilidades reduzidas de fósforo, o máximo crescimento de *E. crassipes* em concentrações intermediárias e de *P. stratiotes* em altas disponibilidades.

Tabela 5. Parâmetros derivados do modelo de Michaelis Mentem em função das concentrações de P-ortofosfato adicionadas na água das unidades experimentais. ($P_{\max}$ = coeficiente de crescimento intrínseco máximo; K_m = constante que definiu as concentrações de nutrientes em $\mu\text{g.L}^{-1}$ nas quais *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* atingiram a metade de seu coeficiente de crescimento intrínseco máximo; R^2 = porcentagem de explicação)

	<i>S. molesta</i>	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>
$P_{\max}$	$0,13 \pm 0,01$	$0,14 \pm 0,01$	$0,13 \pm 0,00$
K_m	$8,04 \pm 4,24$	$14,98 \pm 4,52$	$20,80 \pm 1,73$
R^2	0,96	0,97	0,99

3.3 - Composição química da biomassa total de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*

A porcentagem de fósforo total na biomassa de *E. crassipes* foram maiores apenas em T IV. A porcentagem de nitrogênio total em T III e T IV não diferiram entre si, mas foram maiores que em T I e T II. O teor de carboidrato em T I foi menor que em T II, T III e T IV. Para os tratamentos T II e T III não foram encontradas diferenças, entretanto T II foi menor que T IV que não apresentou diferença entre T III. A porcentagem de lipídeo em T I foi menor que T II, T III e T IV que não diferiram entre si. Fração de parede celular e polifenóis apesar de aumentarem, não apresentaram diferenças entre os tratamentos (Tabela 6).

Tabela 6. Valor médio e desvio padrão de fósforo-total (% MS), nitrogênio-total (% MS), carboidratos solúveis (mg.L⁻¹), lipídeos (% MS), fração de parede celular (% MS) e polifenóis (UDO.g⁻¹), na biomassa final de *E. crassipes* nos quatro tratamentos. T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹).

<i>Eichhornia crassipes</i>	Tratamentos			
	I	II	III	IV
Fósforo total	0,13 ± 0,02 (b)	0,19 ± 0,03 (b)	0,28 ± 0,02 (b)	0,97 ± 0,21 (a)
Nitrogênio total	0,69 ± 0,04 (b)	0,77 ± 0,02 (b)	1,25 ± 0,02 (a)	1,28 ± 0,03 (a)
Carboidratos solúveis	5,24 ± 1,07 (c)	7,79 ± 0,59 (b)	9,51 ± 0,54 (a, b)	10,25 ± 1,25 (a)
Lipídeos	2,67 ± 0,30 (b)	4,00 ± 0,83 (a)	4,45 ± 0,40 (a)	4,70 ± 0,26 (a)
Fração de Parede	33,78 ± 2,83 (a)	33,60 ± 5,98 (a)	33,36 ± 1,50 (a)	31,78 ± 3,63 (a)
Polifenóis	0,08 ± 0,03 (a)	0,13 ± 0,08 (a)	0,17 ± 0,16 (a)	0,18 ± 0,09 (a)

Médias e desvios seguidos de letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

A porcentagem de fósforo total na biomassa de *P. stratiotes* no tratamento T I foi menor que T II, T III e T IV. Os tratamentos T II e T III não apresentaram diferenças, mas foram menores que T IV. As porcentagens de nitrogênio total em T I e T II não apresentaram diferenças e foram menores que T III e T IV. O tratamento T III foi menor que T IV. O teor de carboidrato em T I foi menor que T IV e não apresentou diferenças entre T II e T III. Os tratamentos T II, T III e T IV não diferiram entre si. A porcentagem de lipídeo em T I foi menor que em T III e T IV. Os tratamentos T II e T III não diferiram entre si, mas foram menores que T IV. As porcentagens de fração de parede nos tratamentos T I e T II não apresentaram diferenças, mas foram menores que T III e T IV. As concentrações de polifenóis apesar de aumentarem, não apresentaram diferenças entre os tratamentos (Tabela 7).

Tabela 7. Valor médio e desvio padrão dos teores de fósforo-total (% MS), nitrogênio-total (% MS), carboidratos solúveis (mg.L⁻¹), lipídeos (% MS), fração de parede celular (% MS) e polifenóis (UDO.g⁻¹), na biomassa total de *P. stratiotes* nos quatro tratamentos T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹).

<i>Pistia stratiotes</i>	Tratamentos			
	I	II	III	IV
Fósforo total	0,15 ± 0,01 (c)	0,23 ± 0,01 (b)	0,25 ± 0,24 (b)	1,28 ± 0,04 (a)
Nitrogênio total	0,77 ± 0,03 (c)	0,88 ± 0,01 (c)	1,20 ± 0,12 (b)	1,42 ± 0,09 (a)
Carboidratos solúveis	8,17 ± 0,59 (b)	9,47 ± 0,67 (a,b)	10,44 ± 1,12 (a,b)	11,81 ± 1,38 (a)
Lipídeos	2,85 ± 1,13 (c)	3,84 ± 0,60 (b,c)	5,29 ± 0,43 (b)	5,78 ± 0,54 (a)
Fração de Parede	59,93 ± 1,86 (a)	56,69 ± 3,20 (a)	41,60 ± 1,05 (b)	38,71 ± 0,73 (b)
Polifenóis	0,43 ± 0,18 (a)	0,59 ± 0,06 (a)	0,61 ± 0,05 (a)	0,68 ± 0,17 (a)

Médias e desvios seguidos de letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

As porcentagens de fósforo total na biomassa de *S. molesta* nos tratamento T I e T II não apresentaram diferenças e foram menores que T III e T IV. O tratamento T III foi menor que T IV. As porcentagens de nitrogênio total em T I foram menores que T II, T III e T IV. Em T II foram menores que T III e T IV que não apresentaram diferenças. O teor de carboidrato em T I, T II e T III não apresentaram diferenças. T I e T II foram menores que T IV que não apresentou diferença de T III. A porcentagem de lipídeos não apresentou diferenças entre os tratamentos. A porcentagem de fração de parede em T I e T II não apresentaram diferenças e foram menores que T III e T IV. As concentrações de polifenóis apesar de aumentarem, não apresentaram diferenças (Tabela 8).

Tabela 8. Valor médios e desvios padrão dos teores de fósforo-total (% MS), nitrogênio-total (% MS), carboidratos solúveis (mg.L⁻¹), lipídeos (% MS), fração de parede celular (% MS) e polifenóis (UDO.g⁻¹), na biomassa total de *S. molesta* nos quatro tratamentos. T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹).

<i>Salvinia molesta</i>	Tratamentos			
	I	II	III	IV
Fósforo total	0,07 ± 0,03 (c)	0,14 ± 0,02 (c)	0,42 ± 0,04 (b)	1,33 ± 0,01 (a)
Nitrogênio total	0,68 ± 0,05 (c)	0,87 ± 0,08 (b)	1,19 ± 0,05 (a)	1,29 ± 0,08 (a)
Carboidratos solúveis	4,27 ± 1,49 (b)	5,45 ± 1,14 (b)	7,57 ± 1,22 (a,b)	10,08 ± 2,41 (a)
Lipídeos	3,04 ± 0,83 (a)	3,08 ± 0,12 (a)	3,45 ± 0,51 (a)	3,71 ± 1,13 (a)
Fração de Parede	40,84 ± 1,31 (a)	39,02 ± 0,97 (a)	34,13 ± 1,18 (b)	33,19 ± 1,57 (b)
Polifenóis	0,34 ± 0,12 (a)	0,34 ± 0,12 (a)	0,37 ± 0,04 (a)	0,41 ± 0,03 (a)

Médias e desvios seguidos de letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Os dois primeiros eixos da análise dos componentes principais resumiu 85,13 % da variabilidade total dos dados de composição química (P-total, N-total, carboidratos, lipídeos, fração de parede celular e polifenóis) na biomassa final de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, crescendo em diferentes concentrações de P-P0₄. O componente I explicou 58,43 % da variância total, enquanto que o segundo explicou 26,70 %. Considerando-se um valor de correlação de 0,7, o P-total, N-total, carboidratos e lipídeos estiveram correlacionados negativamente com o componente I; Fração de parede celular e polifenóis apresentaram correlação positiva com o componente II (Tabela 9). A Figura 3 mostra que as variáveis correlacionadas negativamente com o componente I da ACP (P-total, N-total, carboidratos e lipídeos) foram maiores nos tratamentos de maiores concentrações de P-P0₄ e as variáveis positivamente correlacionadas com o componente principal II (fração de parede e polifenóis) foram maiores em *P. stratiotes*, intermediários em *S. molesta* e menores em *E. crassipes*.

Tabela 9 – Correlação dos dados de composição química P-total, N-total, carboidratos, lipídeos, fração de parede celular e polifenóis na biomassa final de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* em diferentes concentrações de P-P₀₄ com os componentes I e II da Análise dos Componentes Principais (ACP).

Variáveis	Componentes Principais	
	I	II
P- Total	<u>-0,82</u>	-0,22
N-Total	<u>-0,94</u>	-0,20
Carboidratos	<u>-0,92</u>	0,17
Lipídeos	<u>-0,89</u>	0,01
Fração de Parede Celular	0,21	<u>0,94</u>
Polifenóis	-0,52	<u>0,77</u>
% de Variação Explicada	58,43	26,70

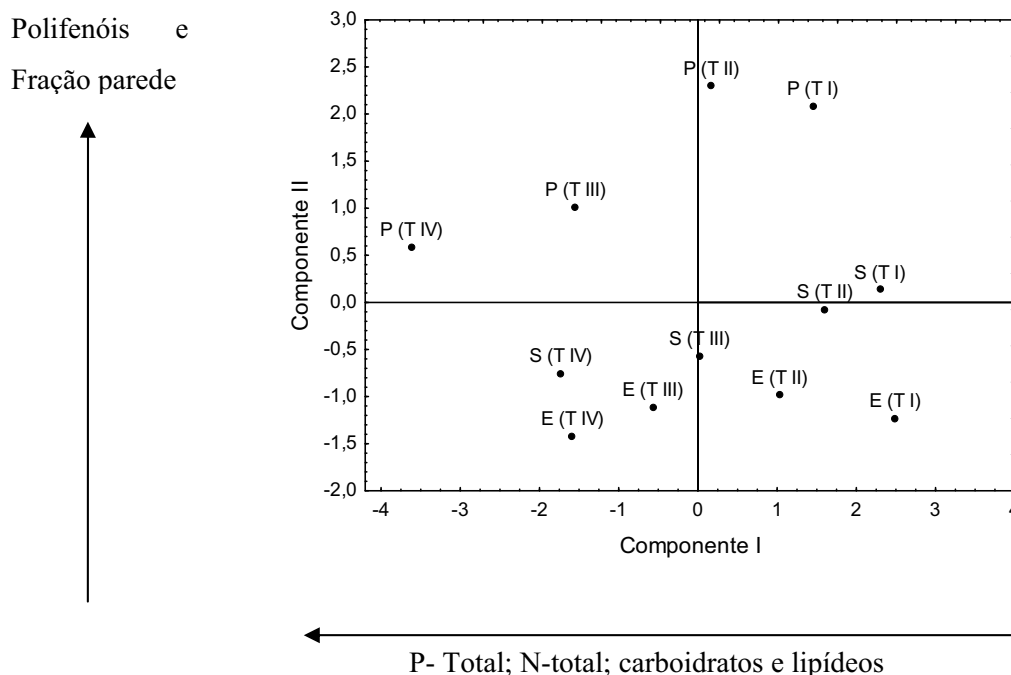


Figura 3. Ordenação pela Análise dos Componentes Principais (ACP) das três espécies (indicadas pelas letras E = *E. crassipes*; P = *P. stratiotes* e S = *S. molesta*) crescendo nos quatro tratamentos T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹); com base na composição química da biomassa analisada.

3.4 – Estoque de N e P na biomassa

Para *E. crassipes* o estoque final de nitrogênio na biomassa foi maior nos tratamentos T II, T III e T IV; em *P. stratiotes*, apenas os tratamentos T III e T IV foram maiores no final e em *S. molesta* todos os tratamentos T I, T II, T III e T IV foram maiores no final. O estoque final de fósforo na biomassa de *E. crassipes* foi maior apenas em T IV e para *P. stratiotes* e *S. molesta* em T III e T IV (Figura 4).

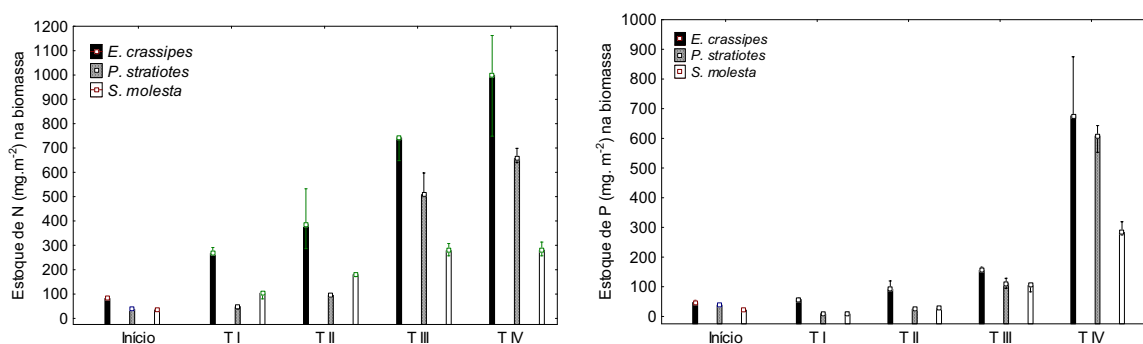


Figura 4. Valor médio e desvios padrão do estoque de nitrogênio N e fósforo P (mg.m⁻²) na biomassa no início e no fim do experimento em cada tratamento; T I (< 0,005 mg.L⁻¹); T II (0,031 mg.L⁻¹); T III (0,31 mg.L⁻¹) e T IV (3,1 mg.L⁻¹).

4 - Discussão

A disponibilidade de nutrientes como N e P no ambiente aquático, pode ser considerada um importante fator condicionante para o crescimento de macrófitas aquáticas em águas continentais (Camargo *et. al.*, 2003). Embora as macrófitas aquáticas flutuantes proliferem em ambientes com altas concentrações de nitrogênio e fósforo, as necessidades nutricionais das espécies podem ser distintas. Neste estudo, observou-se que *P. stratiotes* apresentou menor tolerância às condições de baixa concentração de P-PO₄ e esta foi a única espécie que não obteve aumento significativo de biomassa em concentração < 0,005 mg.L⁻¹, inclusive ocorrendo amarelamento e morte das folhas dos vegetais nesta concentração. *E. crassipes* e *S. molesta* apesar de terem apresentado menor ganho de biomassa em concentração baixa de P-PO₄ obtiveram aumento significativo de biomassa nestas concentrações. Na fase exponencial de crescimento não foram encontradas diferenças no crescimento para nenhuma das três espécies ao longo do tempo; entretanto,

quando estas atingiram a fase logística de crescimento, foram observadas diferenças tanto em alta quanto em baixa concentração de P-PO₄.

Modelos que descrevem o crescimento das macrófitas aquáticas em função da disponibilidade de nutrientes têm sido utilizados por vários autores (Carignan & Kalff, 1980; Carignan, 1982; Furumai *et al.*, 1989; Carr *et al.*, 1997; Lee & Dunton, 1999 b). Os modelos tradicionais utilizam a fórmula de Michaelis Menten que estima a constante média de saturação (K_m) que corresponde à concentração de nutriente na qual o crescimento da macrófita atinge metade de sua taxa máxima de produtividade (Carr *et al.* 1997). Os valores de r^2 encontrados neste estudo mostraram que o crescimento das três espécies foi altamente correlacionado com as concentrações de P-PO₄ adicionadas na água (Tabela 5). Lee e Dunton (1999a) também encontraram alto valor de r^2 (0,90) ao utilizarem a equação de Michaelis Menten para correlacionar adição de nitrogênio no sedimento com o crescimento da macrófita *Thalassia testudinum*. Alta correlação ($r^2 = 0,97$) também foi obtida por Thomaz *et al.*, (2007) entre a adição de fósforo no sedimento e o crescimento de *Egeria najas*.

O valor de K_m encontrado neste trabalho foi menor para *S. molesta*, intermediário para *E. crassipes* e maior para *P. stratiotes* e o coeficiente de crescimento intrínseco máximo (P_{max}) foi semelhante para as três espécies. Os resultados deste estudo podem explicar a ocorrência das macrófitas em ambientes com diferentes concentrações de nutrientes. Por exemplo, Camargo e Biudes (2006), estudando a distribuição de *P. stratiotes* e *S. molesta* na bacia hidrográfica do Rio Itanhaém (litoral sul de São Paulo, Brasil) verificaram ocorrência de *P. stratiotes* em rios com concentrações mais elevadas de P-total (111,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 110,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$) enquanto *S. molesta* em rios com menores concentrações (53,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 63,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$). No presente trabalho, a utilização de P-PO₄ muito próximas a zero sugeriu alta afinidade de *S. molesta* e *E. crassipes* por baixas concentrações. Tal característica pode oferecer a estas espécies vantagens competitivas sobre *P. stratiotes* que necessita de alta concentração deste nutriente. De uma maneira geral, as macrófitas aquáticas flutuantes, freqüentemente são associadas a ambientes eutrofizados (Vandenberg, 1999; Bini *et al.*, 1999; Thomaz *et al.*, 1999). Entretanto, os dados obtidos permitem concluir que algumas espécies podem crescer intensamente em ambientes com baixas concentrações de nutrientes e que outros fatores podem ser limitantes ao seu desenvolvimento.

A disponibilidade de nitrogênio nas unidades amostrais foram altas e iguais para todos os tratamentos durante o período do experimento sendo variadas apenas as

concentrações de fósforo. Entretanto, o estoque de N na biomassa final de *P. stratiotes* foi significativamente maior apenas nos tratamentos com altas concentrações de fósforo, diferente do que ocorreu com *E. crassipes* e *S. molesta*. Este aumento provavelmente está associado ao ganho de biomassa que em *P. stratiotes* foi limitado em baixas concentrações de fósforo, ao contrário de *E. crassipes* e *S. molesta* que cresceram mesmo quando cultivadas em baixas concentrações de fósforo. *E. crassipes* foi a espécie que estocou maior quantidade de N, tanto em altas quanto em baixas concentrações de fósforo. Em baixas concentrações de fósforo, *S. molesta* estocou mais N em sua biomassa final quando comparada com *P. stratiotes*, entretanto, quando em altas concentrações de fósforo, ocorreu o inverso. O estoque de P na biomassa final de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* aumentaram com o aumento das concentrações de fósforo na água. Entretanto o aumento foi significativo apenas em alta concentração de fósforo na água provavelmente também devido ao maior ganho de biomassa nesta concentração. Em alta concentração de fósforo, *E. crassipes* e *P. stratiotes* estocaram maiores quantidades de P na biomassa final quando comparadas com *S. molesta*. De fato, a biomassa máxima de *S. molesta* é menor quando comparada com *P. stratiotes* e principalmente com *E. crassipes* e conseqüentemente o estoque final de nutrientes P em sua biomassa também tende a ser menor. *P. stratiotes* e *E. crassipes* apresentam crescimento vertical diferente de *S. molesta* e esse crescimento favorece o aumento de biomassa para estas espécies. Portanto, os resultados dos estoques de P sugerem que *E. crassipes* e *P. stratiotes* podem ser mais eficientes do que *S. molesta* na remoção de fósforo em tratamento de efluentes, pois possuem maior capacidade de estocar estes nutrientes. Os dados corroboram resultados encontrados por outros autores, como Reddy e Debusk, (1985) que também demonstraram que *E. crassipes* apresentou maior capacidade de remoção de nitrogênio e fósforo do que *P. stratiotes* e Henry-Silva & Camargo (2006) que avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de viveiros de tilápia-do-Nilo e também constataram que *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram mais eficientes nas remoções de nitrogênio total (46,1 e 43,9%, respectivamente) e fósforo total (82,0 e 83,3%, respectivamente) do que *S. molesta* (42,7% de nitrogênio total e 72,1% de fósforo total).

A eficácia nos sistemas de tratamento depende das concentrações de nutrientes e das espécies de macrófitas utilizadas. É importante salientar que em sistemas de tratamento de efluentes a maximização da retirada de nitrogênio e fósforo depende da remoção contínua das macrófitas, visto que essas plantas estocam nutrientes apenas por um curto

período de tempo (Biudes, 2007). Portanto, a utilização de *E. crassipes* pode ser indicada desde que haja um aproveitamento de sua biomassa vegetal, caso contrário, a utilização de *P. stratiotes* e *S. molesta* é mais indicada devido ao menor ganho de massa que também proporciona menores custos para a remoção da biomassa excedente. Os dados permitem concluir que as três espécies quando manejadas de forma adequada, podem ser eficientes na remoção de N e P em águas enriquecidas com nutrientes. Portanto, faz-se necessário aprofundar os estudos que testem a eficiência de diferentes espécies em tratamentos realizados por estas plantas que quando cultivadas em sistemas de policulturas, como por exemplo, *E. crassipes* ou *P. stratiotes* associadas com *S. molesta* (juntas ou em séries), podem maximizar a eficiência dos sistemas. Estes experimentos reforçam a necessidade de estudos onde sejam avaliada a viabilidade econômica e a maximização da eficiência.

Análises de composição química de macrófitas aquáticas podem nos fornecer informações sobre o valor nutritivo da biomassa vegetal e conseqüentemente os possíveis usos dessa biomassa por herbívoros e animais detritívoros (Barbiere & Esteves, 1991; Henry-Silva *et al.*, 2001; Biudes & Camargo, 2006). De fato, proteínas, lipídeos e carboidratos são essenciais na alimentação animal e são componentes estruturais de fontes energéticas (Randall *et al.*, 1997). Entretanto, polifenóis e fração de parede celular são substâncias de difícil digestão que podem diminuir o consumo de biomassa por animais herbívoros. Os resultados obtidos pela análise de componentes principais (ACP) mostraram que as concentrações de PT, NT, carboidratos e lipídeos na biomassa de *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta* foram maiores nos tratamentos com maiores concentrações de fosfato. De fato, a absorção de N e P pelos tecidos das plantas, em geral, é maior quando a disponibilidade de N e P aumenta (Larcher, 2000). A análise também mostrou que a quantidade de fração de parede celular e polifenóis foi maior em *P. stratiotes*, intermediária em *S. molesta* e menor em *E. crassipes* e esta quantidade também esteve relacionada com as concentração de nutrientes, ou seja, quanto menor a concentração de nutriente, maior a quantidade de fração de parede e polifenóis. Pode-se concluir que *P. stratiotes* apresentou o maior valor nutritivo, entretanto *E. crassipes* foi a espécie com menores porcentagens de fração de parede e polifenóis, enquanto *S. molesta* apresentou valores intermediários. Portanto, os resultados sugerem que em termos de aproveitamento de biomassa vegetal *E. crassipes* pode contribuir mais intensamente para a cadeia de herbívoros, enquanto *S. molesta* e *P. stratiotes* podem contribuir para ambas as cadeias tróficas.

5 – Referências bibliográficas

- Bagnall, L.O., Baldwin, J.A. & Hentges, J.F. 1974. Processing and storage of water hyacinth silage. *Hyacinth Control Journal*, 12: 73-79.
- Barbieri, R. & Esteves, F. A., 1991, The chemical composition of some aquatic macrophyte species and implications for the metabolism of a tropical lacustrine ecosystem - Lobo Reservoir, Sao Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 213: 133-140.
- Bini, L. M., S. M. Thomaz, K. J. Murphy & A. F. M. Camargo, 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* 415: 147–154.
- Biudes, J. F. V. & Camargo, A. F. M. 2006. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém river Basin (Sp, Brazil). *Braz. J. Biol.* 66(3), 781-789.
- Biudes, J.F.V. 2007. Uso de wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Tese de Doutorado. UNESP, Jaboticabal, Brasil. 103p.
- Camargo, A. F. M., M. M. Pezzato & G. G. Henry-Silva, 2003. Fatores limitantes ao crescimento de macrófitas aquáticas. In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (eds), *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá: 59–84.
- Carignan, R., Kallf, J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds – water or sediments? *Science* 207, 987–989.
- Carignan. R. 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish Aquatic. Sci.* 39, 243-247
- Carr, G.M., Duthie, H., Taylor, W.D. 1997. Models of aquatic plants productivity a review of the factors that influence growth . *Aquatic Botany*. 59, 195-215.
- Corrêa, M. R.; Velini, E. D.; Arruda, D. P. 2002. Teores de metais na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, v. 20, p. 45-49.
- Dubois, M. et al., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, v. 28, p. 350-356.
- Essa, M.A. 1997. Utilization of some aquatic plants in diets for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, fingerlings. *Egypt Journal Aquatic Biology Fish*, 1(2): 19-34
- Esteves, F. A. 1980. Die bedeutung der quatischem makrophyten fur den stoffhus haalt des schohsses. III. Die anorganischen hauptbestanattleile der a quatischen makrophyten. *Gewasser und Abwasser*, 66/67: 29-94.

- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia* (Segunda Edição). FINEP, Rio de Janeiro. 602p.
- Folch, J. et al., 1957. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *Journal Biochemical*, v. 26, p. 497-509.
- Golterman, H.I.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. 2nd. *Oxford* ed., Blackwell, 315 p.
- Henry-Silva, G.G. 2001. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal. Dissertação de Mestrado. UNESP, Jaboticabal, Brasil. 78p.
- Henry-Silva, G. G. & A. F. M. Camargo, 2005. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea* 32(3): 445–452
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*, 63: 433-438
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. 2008. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas. *Boletim do Instituto de Pesca*, 34 (1): 165-175.
- Hoagland, D. R.; Arnon, D. I. 1950 The water culture method of growing plants without soil. *Calif. Agric. Exp. Stn. Circ.* 347, University of California, Berkeley, 32 p.
- King, H. C.; Heat, G. W., 1967. The chemical analysis of small sample of leaf material and the relationship between the disappearance and composition of leaves. *Pedobiologia*, v. 7, p. 192-197.
- Koroleff, F. 1976. *Determination of nutrients*. In: GRASSHOFF, K. Methods of seawater analysis. Wein. Verlag. Chemic. p. 117-181.
- Krebs, C. J., 1994 Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance package. Pearson Addison Wesley; 5th edition. P. 816
- Larcher, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Rima, Sao Carlos. 531p.
- Lee, K. S., Dunton, K.H. 1999a. Influence of sediment nitrógeno-availability on carbon and nitrógeno dynamics in the seagrass *Thalassia testudinum*. *Mar. Biol.* 134, 217-226.
- Lee, K. S., Dunton, K.H. 1999b. Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum* development of a whole plant nitrogen budget. *Limnol. Oceanogr.* 44, 1204-1214

- Lopes-Ferreira, C. L. 1998. Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes domésticos lançados na lagoa imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F.A. Ecologia das lagoas costeiras de parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro, (NUPEM) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 82-84.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. 1988. Statistical ecology: a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York. 338p.
- Mackereth, F.I.F.; Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologist*. London, Freshwater Biological Association. 121 p.
- Nolan, W.J. & Kirmse, D.W. 1974. The paper making properties of water hyacinth. *Hyacinth Control Journal*, 12: 90-97.
- Parra, J.V. & Hornstein, C.C. 1974. Plant nutritional content of some Florida water hyacinths and response by pearl millet to incorporation of water hyacinths in three soil types. *Hyacinth Control Journal*, 12: 85-90
- Press, W.H., Teukolsky, S. A., Vetterling, W. T., Flannery, B.P. 1993. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. Cambridge Univ. Press, New York, 994 p.
- Randall, D., Burggren, W. & French, K., 1997, *Animal Physiology*. 4th ed. W.H. Freeman and Company, New York, 729p.
- Reddy, K. R. & Debusk, W. F. 1984. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water : I. Water Hyacinth, Water Lettuce and Pennywort. *Economic Botany*. 38(2), 229-239.
- Reddy, K. R. & Debusk, W. F. 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 14: 459-462.
- Salisbury, F. & Ross, C. 1992. *Plant Physiology*. Wadsworth Publishing Company, Belmont-California. 925p.
- Santiago, C.B., Aldaba, M.B. & Reyes, O.S. 1988. Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing *Azolla meal*. In: International Symposium on Tilapia in Aquaculture, 2. Philippines. Proceedings...Philippines: WAS, 1988. p.377-382
- Singhal V. & Rai, J.P.N. 2003. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresource Technology*, 86: 221-225.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.

- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 7: 59-83.
- Thomaz, S. M. & L. M. Bini, 1998. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia* 10: 103–116.
- Thomaz, S. M.; Bini, L. M.; Souza, M. C.; Kita, K. K. and Camargo, A. F. M. (1999), Aquatic Macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: Survey of Species and Ecological Considerations. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42 : (1), 15-22.
- Thomaz, S.M.; Pierini, S.; Chamners, P.A. & Pereira, G. 2007. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. *Aquatic Botany*, 86: 191-196.
- Tilley, D.R.; Badrinarayanan, H.; Rosati, R. & Son, J. 2002. Constructed wetland as recirculation filters in largescale shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 26: 81-109.
- Van, T.K.; Wheeler, G.S. & Center, T.D. 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany*, 62: 225-233.
- Van den Berg, M., 1999. Charophyte colonization in shallow lakes: Processes, ecological effects and implication for management, Ph.D. thesis, University of Amsterdam, Netherlands: 137 pp.
- Van Soest, P. J.; Wine, R. H., 1967. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds, IV. Determination of plant cell-wall constituents. *Journal Association of Analytical Chemistry*, v. 50, n. 1, p. 50-51.
- Xie, Y., Wen, M., Yu, D. & Li, Y. 2004. Growth and resource allocation of water hyacinth as affected by gradually increasing nutrient concentration. *Aquatic Botany*. 79:257-266.
- Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey. 718p.
- Zar, J.H. 1998. Biostatistical Analysis. 4 th ed. Prentice Hall, New Jersey. 929p.

Considerações finais

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho conclui-se que:

- *S. molesta* apresentou maior taxa de absorção quando considerado o ganho de massa das três espécies, provavelmente devido ao maior contato da face adaxial das folhas desta espécie com a solução de absorção contendo nutrientes, diferente de *E. crassipes* e *P. stratiotes*.
- *E. crassipes* foi a espécie que apresentou maior eficiência na remoção de N e P, seguida por *P. stratiotes* e *S. molesta*.
- *E. crassipes* e *P. stratiotes* apresentam crescimento vertical que favorece maior ganho de biomassa e conseqüentemente maiores taxas de remoção de nutrientes e estoque de N e P em sua biomassa.
- As três espécies, quando cultivadas em baixa concentração de nutrientes, absorveram rapidamente tanto P-PO₄ quanto o NIT do ambiente, diferente do que ocorreu em alta concentração de nutrientes, onde as três espécies optaram primeiro pela absorção do P-PO₄ e posteriormente de NIT.
- *P. stratiotes* apresentou menor tolerância às condições de baixa concentração de P-PO₄ e esta foi a única espécie que não obteve aumento significativo de biomassa em concentração < 0,005 mg.L⁻¹, inclusive ocorrendo amarelamento e morte das folhas dos vegetais nesta concentração.
- O valor de K_m obtido através do ajuste do modelo de Michaelis Mentem foi menor para *S. molesta* (8,04 µg.L⁻¹), intermediário para *E. crassipes* (14,98 µg.L⁻¹) e maior para *P. stratiotes* (20,80 µg.L⁻¹) e o coeficiente de crescimento intrínseco máximo (P_{max}) foi semelhante para as três espécies.
- A utilização de P-PO₄ muito próximas a zero sugeriu alta afinidade de *S. molesta* e *E. crassipes* por baixas concentrações. Tal característica pode oferecer a estas

espécies vantagens competitivas sobre *P. stratiotes* que necessita de alta concentração deste nutriente.

- As três espécies quando manejadas de forma adequada, podem ser eficientes na remoção de N e P em águas enriquecidas com nutrientes. Portanto, faz-se necessário aprofundar os estudos que testem a eficiência de diferentes espécies em tratamentos realizados por estas plantas que quando cultivadas em sistemas de policulturas, como por exemplo, *E. crassipes* ou *P.stratiotes* associadas com *S. molesta* (juntas ou em séries), podem maximizar a eficiência dos sistemas.
- A análise de composição química mostrou que *P. stratiotes* apresentou o maior valor nutritivo, entretanto *E. crassipes* foi a espécie com menores porcentagens de fração de parede e polifenóis, enquanto *S. molesta* apresentou valores intermediários
- Em termos de aproveitamento de biomassa vegetal *E. crassipes* pode contribuir mais intensamente para a cadeia de herbívoros, enquanto *S. molesta* e *P. stratiotes* podem contribuir para ambas as cadeias tróficas.