
ECOLOGIA

RENATA SEBALOS

NITROGÊNIO E FÓSFORO NA BIOMASSA DE *Pistia stratiotes* Linnaeus EM DOIS ECOSSISTEMAS LÓTICOS COM DIFERENTES NÍVEIS DE POLUIÇÃO ORGÂNICA DA BACIA DO RIO ITANHAÉM, SP.



Rio Claro
2008

RENATA SEBALOS

NITROGÊNIO E FÓSFORO NA BIOMASSA DE *Pistia stratiotes*
Linnaeus EM DOIS ECOSSISTEMA LÓTICOS COM DIFERENTES
NIVEIS DE POLUIÇÃO ORGÂNICA DA BACIA DO RIO ITANHAÉM, SP.

Orientador: Antônio Fernando Monteiro Camargo

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto de Biociências da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho” - Câmpus de Rio Claro,
para obtenção do grau de Ecólogo.

Rio Claro
2008

574.5263 Sebalos, Renata

S443n

Nitrogênio e fósforo na biomassa de *Pistia stratiotes*
Linnaeus em dois ecossistemas lóticos com diferentes
níveis de poluição orgânica da bacia do rio Itanhaém, SP /
Renata Sebalos. - Rio Claro: [s.n.], 2008
35 f. : il., gráfs., tabs., fots., mapas

Trabalho de conclusão (bacharelado – Ecologia) –
Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de
Rio Claro

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

1. Ecologia aquática. 2. Estocagem nutricional. 3.
Poluição aquática. 4. Limnologia. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Dedico este trabalho aos meus queridos pais pelo amor, carinho, dedicação, companheirismo e apoio em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais não só pelo carinho e apoio em todos os momentos, mas por todo sacrifício que eles fizeram para que eu pudesse realizar meu sonho de estar me formando no curso e na universidade que eu tanto queria. Agradeço a eles porque são tudo para mim.

Ao meu irmão Ricardo pelas risadas e distração nos finais de semana.

Ao professor Antonio Camargo pela orientação e ensinamentos durante esses dois últimos anos de convivência. Pela confiança e incentivo sempre, meus sinceros agradecimentos.

Ao técnico do laboratório de Ecologia Aquática Carlos Fernando Sanches pela grande ajuda nas coletas em campo, ensino das técnicas das análises realizadas no laboratório, pelo imenso bom humor e amizade nesses anos em que trabalhamos juntos.

Agradeço a todos aqueles que me ajudaram durante a realização desse trabalho. À Ana Pavão pela ajuda com as análises e pelos momentos descontraídos no laboratório, pelas dicas e correções finais. À Maria Alice também pela ajuda no laboratório e ao José Francisco pela ajuda com as análises estatísticas.

À Karen Gimenes, que se tornou uma irmã pra mim, pela amizade sincera ao longo desses anos, pelos momentos divertidos (e também pelos gastronômicos que não foram poucos!), pelos conselhos e por estar sempre ao meu lado, nas horas boas e ruins. À Roseli Lika e à Thaís Silva, também pela amizade e por estarem sempre dispostas a ajudar em qualquer coisa a qualquer hora.

À turma de 2005 e a todo o pessoal da Ecologia pelos ótimos momentos que passamos juntos. Vou sentir saudades!

SUMÁRIO

	Página
1. RESUMO.	06
2. INTRODUÇÃO.	07
3. ÁREA DE ESTUDO	11
4. MATERIAL E MÉTODOS.	13
5. RESULTADOS.	15
6. DISCUSSÃO.	24
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	27
8. ANEXOS.	32

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi avaliar as possíveis diferenças no teor de nitrogênio e fósforo na biomassa de *Pistia stratiotes*, que coloniza um rio com características naturais (Aguapeú) e outro, que recebe grande carga de efluentes domésticos (rio do Poço). Para tanto, foram coletadas amostras de água e indivíduos de *P.stratiotes* (cinco réplicas) nesses rios. Paralelamente foram feitas medidas diretas de variáveis físico-químicas na água (pH, temperatura, condutividade elétrica, salinidade e turbidez). Em laboratório, foram determinados os teores de oxigênio dissolvido e a alcalinidade das amostras de água, bem como as concentrações de nitrogênio orgânico total, nitrogênio orgânico dissolvido, N-amoniaco, N-nitrito, N-nitrato, fósforo total, fósforo dissolvido e P-ortofosfato. Os indivíduos de *P. stratiotes* coletados tiveram o número de folhas, diâmetro da roseta, altura da parte aérea e, o comprimento e volume da raiz medidos logo após a coleta. Esse material vegetal foi separado em biomassa aérea e submersa, seco e moído para a determinação da biomassa e dos teores de nitrogênio e fósforo totais. Observou-se que o rio Poço apresentou anoxia e as maiores concentrações de nutrientes na água. *Pistia stratiotes* apresentou maior biomassa e teores de nitrogênio e fósforo totais no rio Poço, provavelmente, devido às maiores concentrações de nutrientes deste rio. Por outro lado, a anoxia não foi limitante para o crescimento da espécie nesse rio. A maior proliferação de *P stratiotes* se deu no rio Poço, em relação ao rio Aguapeú, devido às condições de eutrofização em que se encontra esse ambiente, ocasionada pelo lançamento freqüente de efluentes domésticos, ricos em nutrientes, em seu curso d'água.

Palavras chave: *Pistia stratiotes*, estocagem nutricional, poluição aquática, eutrofização.

INTRODUÇÃO

A maioria das espécies de macrófitas aquáticas são originalmente vegetais terrestres que sofreram modificações adaptativas para colonizar ambientes aquáticos, sendo classificadas em submersas, emergentes, flutuantes, com folhas flutuantes e flutuantes livres. Estes vegetais apresentam adaptações que permitem seu crescimento em um gradiente que compreende desde solos saturados até submersos na coluna d'água (BIANCHINI JR.; PACOBAHYBA; CUNHA-SANTINO, 2002; CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003; ESTEVES, 1998).

Até a década de 80, no Brasil, acreditava-se que as macrófitas aquáticas desempenhavam um papel pouco relevante na dinâmica dos ecossistemas lacustres, sendo seu estudo negligenciado no âmbito das pesquisas limnológicas (ESTEVES, 1998; THOMAZ; BINI, 2003). Atualmente, contudo, pesquisas sobre o papel funcional das macrófitas aquáticas no metabolismo de ecossistemas límnicos ressaltam a importância destes organismos no estabelecimento de trocas entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente (LUCIANO, 1996).

O grande número de nichos ecológicos e a vasta diversidade de espécies animais observadas nas regiões litorâneas podem ser atribuídos principalmente à comunidade de macrófitas aquáticas, uma vez que servem de abrigo a animais nectônicos e bentônicos (BRUM; ESTEVES, 2001). 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; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2003). 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 atuam como fornecedores de matéria orgânica para a cadeia detritívora, 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.; PACOBAHYBA; CUNHA-SANTINO, 2002).

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, tais como, temperatura, luminosidade e nutrientes, dentre os quais um organismo consegue viver e se reproduzir (ODUM, 1988). O conhecimento destes fatores é de grande importância em estudos sobre produção primária de macrófitas aquáticas, uma vez que estes vegetais podem em condições próximas aos seus limites de tolerância realizar somente os processos fotossintéticos suficientes para a sua sobrevivência. Por outro lado, pode ocorrer um incremento na produção primária e conseqüentemente um aumento da reprodução sexuada e vegetativa quando as características ambientais são favoráveis (GOPAL, 1990).

Diversos estudos relacionados à produtividade primária de macrófitas aquáticas têm demonstrado que espécies emersas e flutuantes apresentam maior produtividade se comparadas às espécies submersas e com folhas flutuantes (BARKO; SMART, 1983; ESTEVES, 1998), sendo que a produtividade destes vegetais está diretamente relacionada à temperatura, à luminosidade (MENENDEZ; PEÑUELAS, 1993; MENENDEZ; SANCHEZ, 1998) assim como à disponibilidade de nutrientes (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003).

Experimentos em laboratório e em campo têm sido realizados com o objetivo de verificar a taxa de crescimento de macrófitas aquáticas flutuantes, e o que se pôde observar é que taxas de crescimento mais elevadas têm sido obtidas em ambientes mais ricos em nutrientes (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003).

A maioria das macrófitas aquáticas flutuantes possui grande plasticidade fenotípica, rápida reprodução vegetativa e elevadas taxas de crescimento (DATTA, 1990; HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2002; RUBIM; CAMARGO, 2001). O crescente processo de eutrofização dos corpos de água tem causado um crescimento acelerado e desordenado desses vegetais

aquáticos, os quais podem se tornar um problema (CORRÊA, M. R.; VELINI, E. D.; ARRUDA, D. P, 2002). A proliferação indesejada deles acarreta prejuízo aos diversos usos dos recursos hídricos, tais como o impedimento da navegação, comprometimento da captação de água, problemas relacionados à geração de energia e criação de condições para o crescimento de mosquitos e caramujos transmissores de doenças (ESTEVES, 1998; GOPAL, 1990; SESHAVATHARAM, 1990).

A macrófita aquática *Pistia stratiotes* é considerada uma das espécies mais problemáticas nos ecossistemas aquáticos tropicais pelo fato de alterarem a qualidade da água e a composição de espécies dos ecossistemas aquáticos (OKAFOR, 1982; SPENCER; BOWES, 1990; TERRY, 1981). *P. stratiotes* é uma erva aquática flutuante livre, da Família Araceae. É uma planta rosulada, estolonífera, perene, apresentado tamanho muito variado em função do ambiente (POTT; POTT, 2000). É uma espécie amplamente distribuída nos ambientes aquáticos tropicais, de origem incerta, sendo hoje a planta aquática mais amplamente distribuída no mundo. No Brasil os maiores prejuízos são causados nas áreas mais quentes e em mananciais poluídos (LORENZI, 1982). Citam-se como exemplos de crescimento indesejado de *P. stratiotes* a proliferação em canais de irrigação na Gâmbia (TERRY, 1981), em um braço do reservatório de Itaipu, Brasil (THOMAZ; BINI; SOUZA; KITA; CAMARGO, 1999) e em viveiros de criação de peixes na África (PETR, 2000).

Na bacia hidrográfica do Rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo), macrófitas aquáticas de diferentes formas de vida são freqüentes e abundantes (CAMARGO; PEREIRA; PEREIRA, 2002; HENRY-SILVA; PEZZATO; BENASSI; CAMARGO, 2001). Dentre as espécies presentes na porção da bacia localizada na planície costeira, destaca-se a macrófita aquática flutuante *P. stratiotes*. Esta espécie ocorre tanto em ambientes naturais bem preservados como em rios alterados antropicamente por poluição orgânica, que recebem grande carga de efluentes domésticos.

Para compreender a influência do meio sobre as macrófitas aquáticas torna-se necessário compreender as inter-relações entre estas e o meio (GREENWAY, 1997). Partindo desse pressuposto, é necessário o conhecimento dos teores de nitrogênio e fósforo na biomassa dos indivíduos de *P. stratiotes* e a disponibilidade destes nutrientes no ambiente através da

análise dos mesmos nas águas dos ambientes estudados (BARBIERI, 1984; ESTEVES, 1998; BIUDES; CAMARGO, 2006).

Este trabalho teve por objetivo avaliar as possíveis diferenças no teor de nitrogênio e fósforo na biomassa de *Pistia stratiotes*, que coloniza um rio com características naturais (Aguapeú) e outro que recebe grande carga de efluentes domésticos (rio do Poço), ambos pertencentes à bacia do rio Itanhaém.

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no rio Aguapeú e no rio do Poço, pertencentes à bacia do Rio Itanhaém (Figura 1). Essa bacia hidrográfica possui 950 km² de área e está localizada no litoral sul do estado de São Paulo, Brasil (23° 50' e 24° 15' S; 46° 35 e 47° 00' W) (SUGUIU; MARTIN, 1978). Cerca de 50% de sua área total está localizada em uma área de serra com altitude entre 500 e 1000 metros, coberta por floresta tropical bem preservada em alguns locais e plantações de bananas em outros (CAMARGO; NUCCI; BINI; SILVA Jr., 1997). As porções médias e inferiores dos leitos dos rios percorrem a planície costeira formando meandros com baixa velocidade de corrente (CAMARGO; NUCCI; BINI; SILVA Jr., 1997), amplamente colonizados por macrófitas aquáticas de diferentes formas de vida (HENRY-SILVA; PEZZATO; BENASSI; CAMARGO, 2001).

O clima da região da bacia é classificado, segundo Setzer (1966), como At tropical sem estação seca, com precipitação média anual de 2112 mm, temperatura média anual de 18°C e média de verão de 25,7°C (LAMPARELLI, 1998).

O rio Aguapeú origina-se na Serra do Mar, no município de Mongaguá, percorrendo grande extensão da planície costeira e desagando no Rio Branco. Possui águas de cor escura, sendo denominado um rio de águas pretas, com pH variando entre 4,5 e 5,6. Esse rio, além de correr numa topografia quase horizontal, é ainda influenciado pelas marés. Na língua Tupi, Aguapeú significa rio dos aguapés. (CAMARGO; NUCCI; BINI; SILVA Jr., 1997).

O rio do Poço é um rio de planície que atravessa a área urbana do município de Itanhaém e deságua na parte inferior do rio Itanhaém. É um canal retificado em grande parte com desmatamento nas margens e que recebe esgotos domésticos *in natura* (CAMARGO; NUCCI; BINI; SILVA Jr., 1997).

Nessas áreas onde ocorre a disposição dos efluentes há grande ocorrência da macrófita aquática *P. stratiotes*.

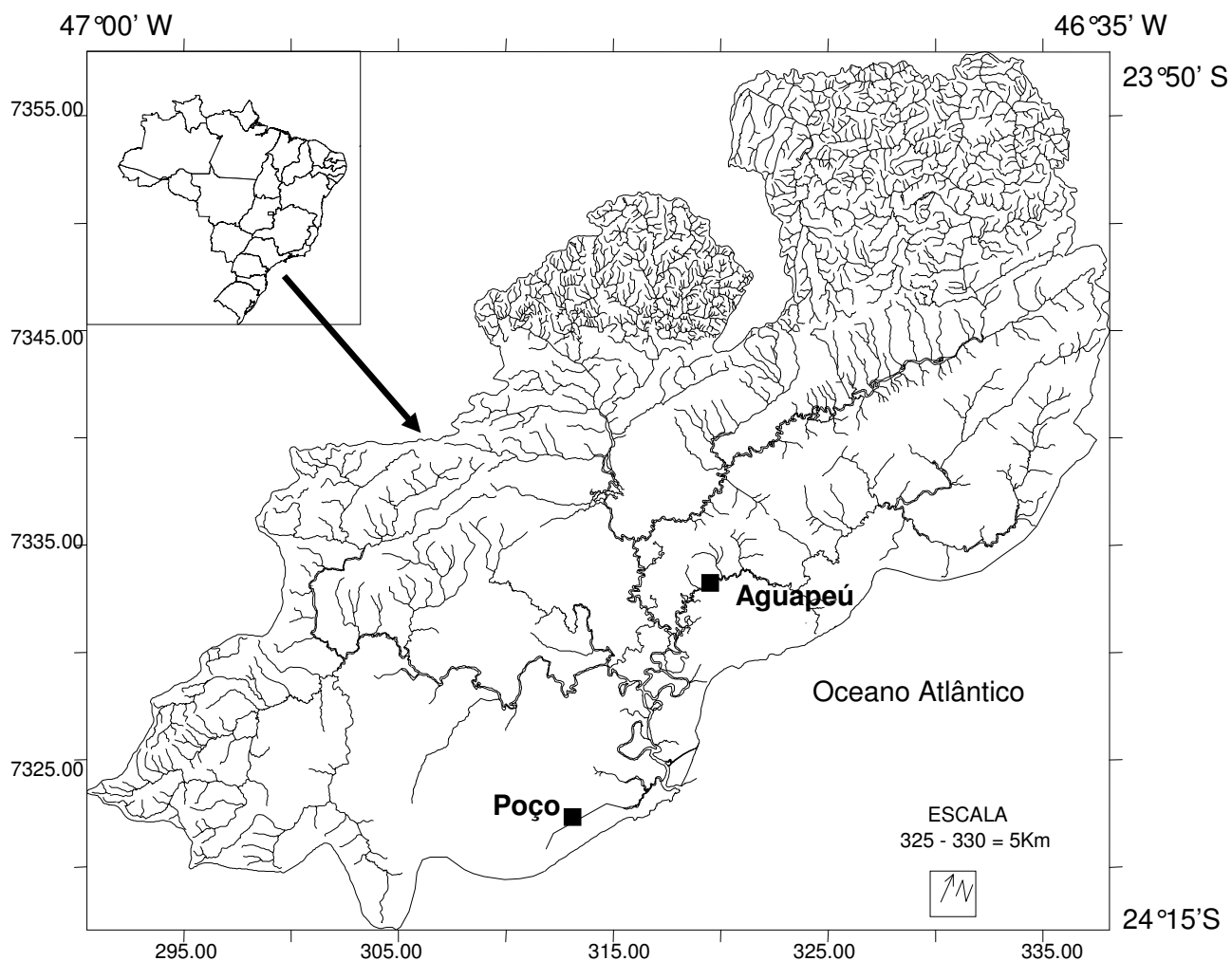


Figura 1. Mapa da bacia hidrográfica do Rio Itanhaém com a indicação dos rios Aguapeú e Poço.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostras de água e indivíduos de *P.stratiotes* (cinco réplicas) foram coletadas em maio de 2008 no Rio Aguapeú e no rio Poço. Paralelamente foram feitas medidas diretas de variáveis físico-químicas na água. Os valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), salinidade (%) e turbidez (NTU) foram medidos, em quintuplicata, com o aparelho Water Quality Checker da marca Horiba, modelo U-10.

Os teores de oxigênio dissolvido (mg. L^{-1}) das amostras de água, foram quantificados pelo método de Winkler. A alcalinidade (meq.L^{-1}) foi medida através do método proposto por Golterman *et al.* (1978). As concentrações de nitrogênio orgânico total (mg. L^{-1}), nitrogênio orgânico dissolvido (mg. L^{-1}), N-nitrito ($\mu\text{g. L}^{-1}$) e N-nitrato (mg. L^{-1}) foram determinados segundo o método descrito em Mackereth *et al.*, (1978) e as concentrações de N-amoniaco ($\mu\text{g. L}^{-1}$) foram determinadas de acordo com o método proposto por Koroleff (1976). As concentrações de fósforo total ($\mu\text{g. L}^{-1}$), fósforo dissolvido ($\mu\text{g. L}^{-1}$) e P-ortofosfato ($\mu\text{g. L}^{-1}$) foram obtidas pelo método descrito por Golterman *et al.*, (1978).

As amostras de biomassa vegetal, em quintuplicata, foram obtidas através de um quadrado vazado de $0,25 \text{ m}^2$ de área e separadas em parte aérea (roseta) e parte submersa (raiz). Em seguida, o material vegetal foi limpo através de sucessivas lavagens para a remoção de perifíton, detritos orgânicos e partículas inorgânicas associadas. Os indivíduos de *P. stratiotes* coletados tiveram o número de folhas, diâmetro da roseta, altura da parte aérea e, o comprimento e volume da raiz, medidos logo após a coleta. Posteriormente, as partes aérea e submersa foram separadas e secas em estufa a 60°C , até atingirem peso constante, para a determinação da biomassa seca (grama de Massa Seca por metro quadrado – g M.S.m^{-2}). Após as pesagens, o material

seco foi triturado em moinho para a determinação dos teores de nitrogênio e fósforo totais.

Os teores de nitrogênio e fósforo totais (% M.S.) foram determinados segundo metodologia descrita em Esteves (1980). Por fim, os estoques de nutrientes (grama de nitrogênio e fósforo por metro quadrado – g de N e g de P.m⁻²) foram calculados, através da média ponderada dos teores de nitrogênio e fósforo e nas partes aérea e submersa dos vegetais.

Aos valores obtidos nas análises da água e das macrófitas aquáticas foi aplicado o teste – t para a detecção de diferenças significativas entre os rios Aguapeú e do Poço. Para a detecção de diferenças significativas de estoque de nutrientes entre a biomassa total, aérea e submersa de *P. stratiotes* nos dois rios, após constatada a normalidade e homocedasticidade dos dados pelos testes de D'agostinho e de Barlett, respectivamente, foi aplicada a Análise de Variância (ANOVA-one-way) e o teste de Tukey (ZAR, 1999). O nível de significância considerado para os testes e para a ANOVA foi 0,05.

RESULTADOS

Na tabela 1 estão apresentados os valores médios e os desvios padrão das variáveis físicas e químicas da água nos rios Aguapeú e Poço. Os valores da temperatura, condutividade elétrica, pH, turbidez e alcalinidade foram, significativamente, superiores ($p < 0,05$) no rio Poço, enquanto a concentração de oxigênio dissolvido foi significativamente inferior nesse mesmo rio ($0,4 \text{ mg. L}^{-1}$). A salinidade foi de 0% nos dois rios. Com relação aos nutrientes, o rio Poço apresentou concentrações significativamente superiores ($p < 0,05$) de nitrogênio kjeldahl total (NKT), nitrogênio orgânico dissolvido (N – orgânico dissolvido), N – nitrito, N – amoniacal, fósforo total (PT), fósforo total dissolvido (PTD) e P – ortofosfato em relação aos valores obtidos no rio Aguapeú. No entanto, a concentração de N – nitrato foi significativamente superior ($p < 0,05$) no rio Aguapeú.

Variáveis Físicas e Químicas da água	Rios	
	Aguapeú	Poço
Temperatura (°C) *	19 ± 0,13	20,8 ± 0,21
pH *	5,9 ± 0,05	6,3 ± 0,06
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) *	0,04 ± 0,002	0,2 ± 0,004
Salinidade (%)	0	0
Turbidez (NTU) *	2,2 ± 1,14	46,2 ± 25,82
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) *	5,0 ± 0,29	0,4 ± 0,02
Alcalinidade (meq/L) *	0,15 ± 0,005	1,56 ± 0,04
NKT($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) *	0,19 ± 0,045	1,37 ± 0,067
N - orgânico dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) *	0,23 ± 0,09	1,00 ± 0,36
N - nitrato ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) *	47,3 ± 14,12	17,7 ± 5,86
N - nitrito ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) *	2,70 ± 0,58	5,0 ± 0,82
N - amoniacal ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) *	5,00	65,17 ± 11,22
PT ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) *	43,15 ± 12,56	406,7 ± 113,58
PTD ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) *	21,51 ± 3,96	74,4 ± 22,67
P - ortofosfato ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) *	13,1 ± 7,05	68,2 ± 15,73

Tabela 1. Valores médios e desvios padrão ($\pm$) da temperatura, pH, condutividade elétrica, salinidade, turbidez, oxigênio dissolvido, alcalinidade, nitrogênio orgânico total (NKT), nitrogênio orgânico dissolvido (N – orgânico dissolvido), N – nitrato, N – nitrito, N – amoniacal, fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PTD) e P – ortofosfato na água dos rios Aguapeú e Poço.

* indica diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste – t.

A tabela 2 apresenta os valores médios e os desvios padrão de algumas medidas dos indivíduos de *Pistia stratiotes* coletados nos rios Aguapeú e Poço, bem como os teores de nutrientes (NKT e PT) encontrados nesses vegetais. Os valores do maior diâmetro da roseta, altura da parte aérea e as concentrações de nutrientes foram significativamente superiores ($p < 0,05$) no rio Poço. Os números de folhas, comprimento e volume da raiz de *P. stratiotes* não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre os rios.

Variáveis	Rio Aguapeú	Rio Poço
Número de Folhas	14 $\pm$ 1,20	13 $\pm$ 1,17
Maior Diâmetro da Roseta (cm) *	18,2 $\pm$ 3,03	25,4 $\pm$ 3,08
Altura da Parte Aérea (cm) *	10,9 $\pm$ 1,67	15,1 $\pm$ 1,2
Comprimento da Raiz (cm)	27,2 $\pm$ 6,77	22 $\pm$ 5,59
Volume da Raiz (mL)	15,6 $\pm$ 8,67	19,1 $\pm$ 8,81
N - total (%P.S.)	3,37 $\pm$ 0,27	3,71 $\pm$ 0,14
P - total (%P.S.) *	1,13 $\pm$ 0,09	1,78 $\pm$ 0,17

Tabela 2. Valores médios e desvios padrão ($\pm$) do número de folhas, maior diâmetro da roseta, altura da parte aérea, comprimento e volume da raiz, nitrogênio total (NKT) e fósforo total (PT) em *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço.

* indica diferenças significativas ($p < 0,05$) pelo teste – t.

A biomassa total de *P.stratiotes* no rio Poço (259 g M.S.m⁻²) foi significativamente superior ($p < 0,05$) quando comparada à biomassa total do vegetal no rio Aguapeú (143 g M.S.m⁻²). No rio Poço, a biomassa aérea (232 g M.S.m⁻²) de *P.stratiotes* também foi significativamente superior ($p < 0,05$) em relação à biomassa aérea (123 g M.S.m⁻²) do vegetal no rio Aguapeú. Já a biomassa submersa não apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os rios. Na comparação entre a biomassa aérea e submersa das plantas, a biomassa submersa de *P.stratiotes* foi significativamente inferior ($p < 0,05$) à biomassa aérea nos rios Aguapeú e Poço. Na figura 2 são apresentados esses resultados.

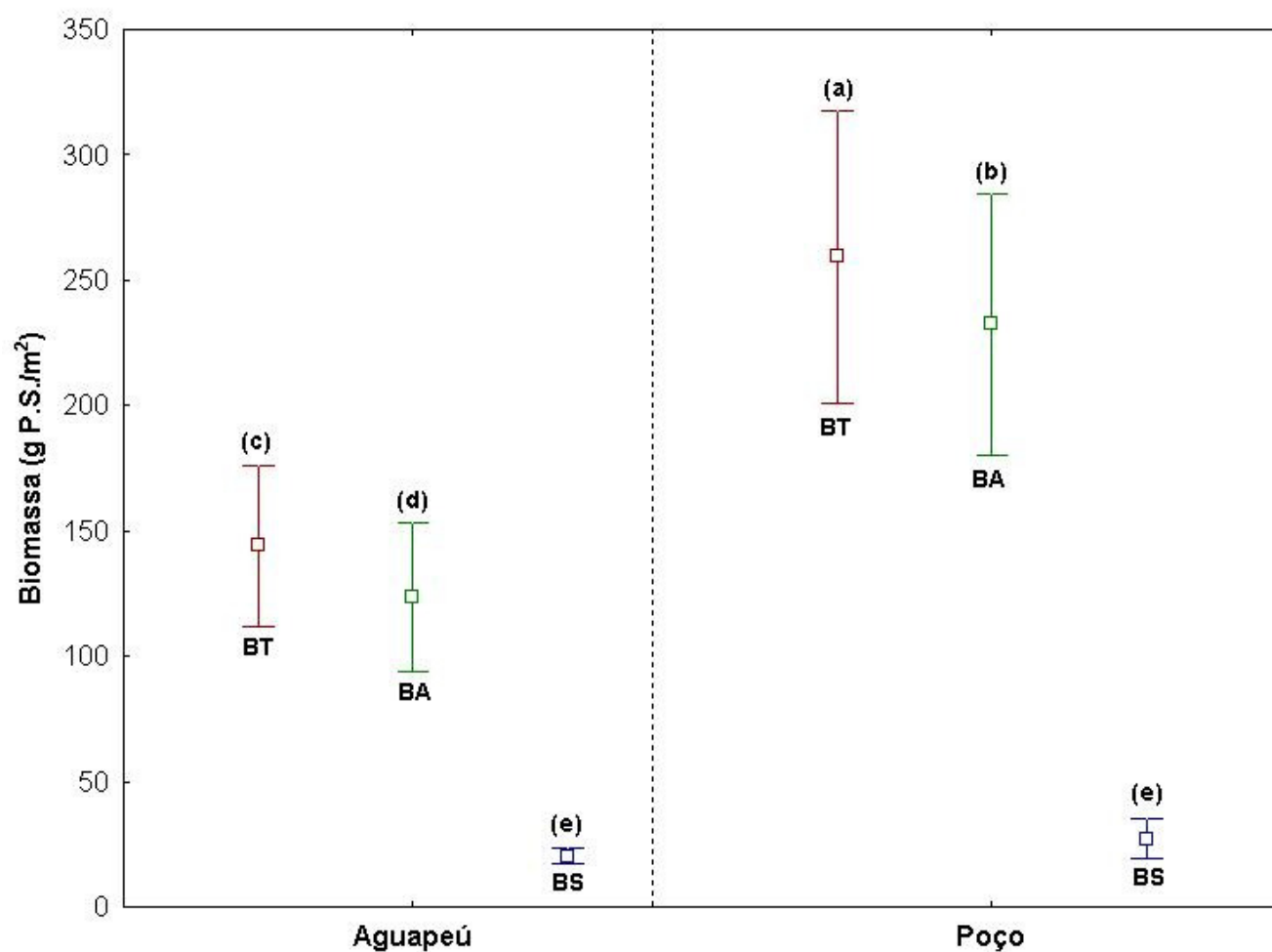


Figura 2. Médias e desvios padrão da biomassa total (BT), aérea (BA) e submersa (BS) de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Nas figuras 3 e 4 são apresentados os valores médios e os desvios padrão dos teores de nitrogênio e fósforo na biomassa total, aérea e submersa de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço.

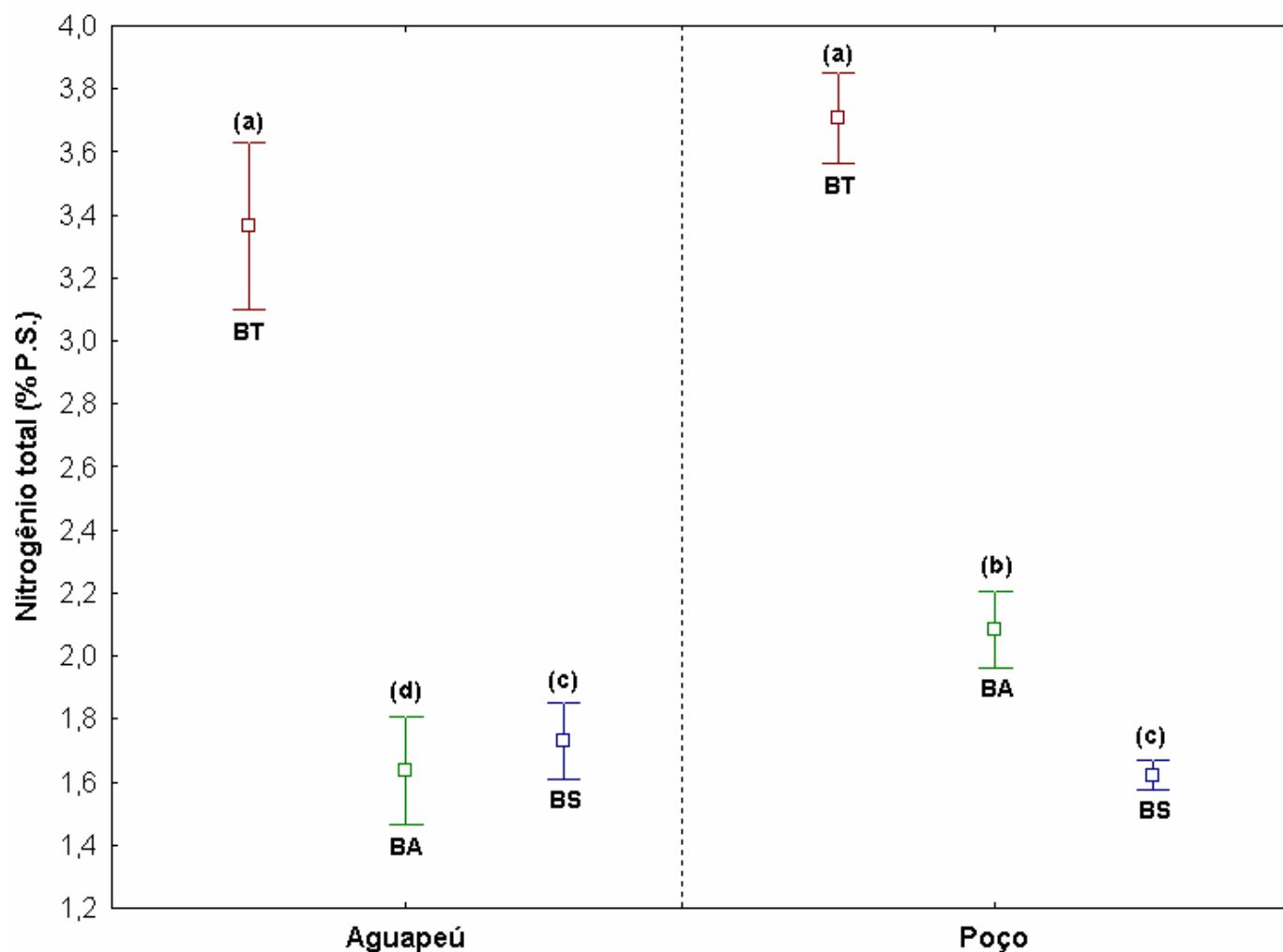


Figura 3. Médias e desvios padrão de nitrogênio total na biomassa total (BT), aérea (BA) e subterrânea (BS) de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

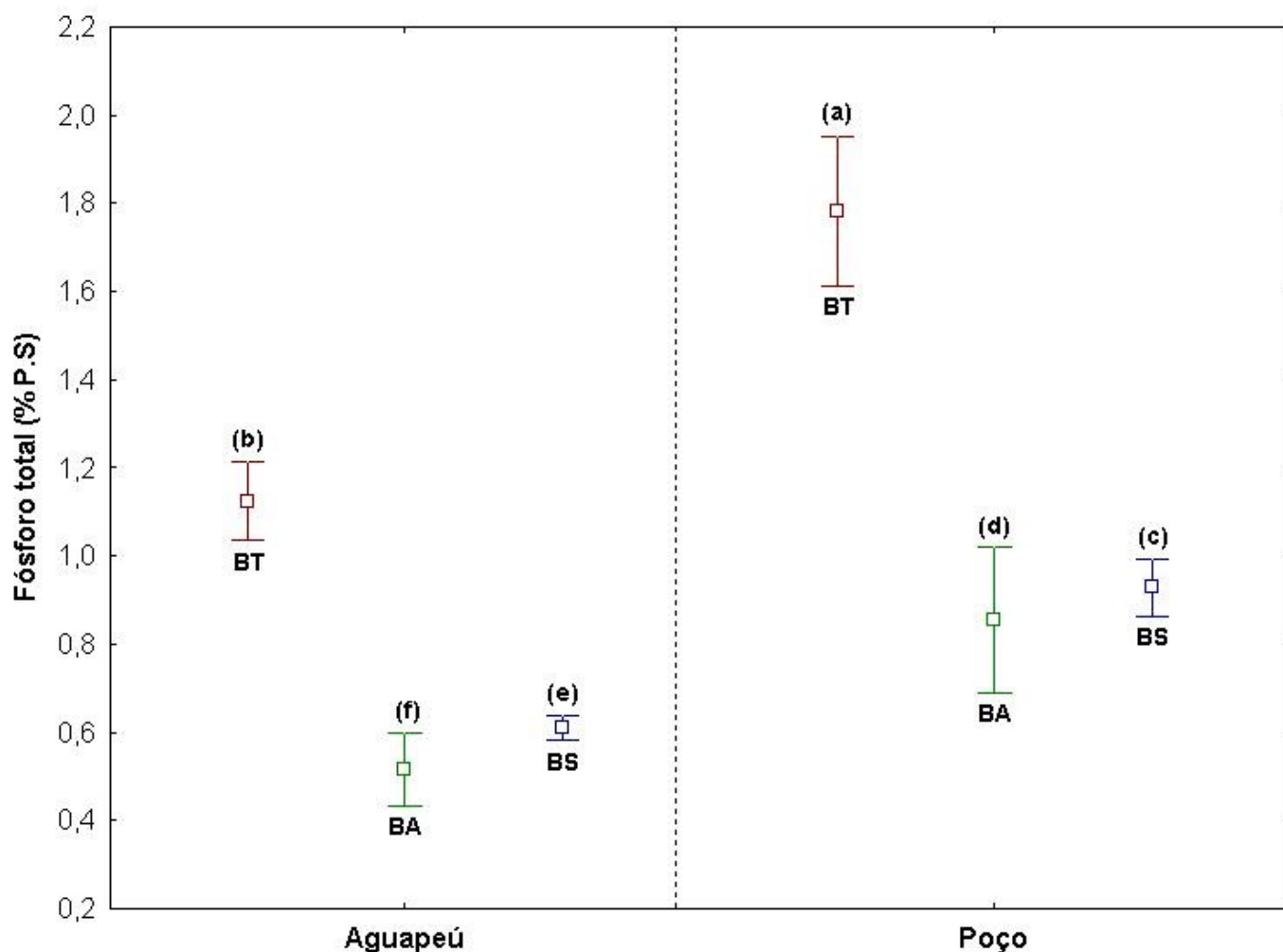


Figura 4. Médias e desvios padrão de fósforo total na biomassa total (BT), aérea (BA) e subterrânea (BS) de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

O teor de nitrogênio total na biomassa total de *P.stratiotes* nos rios Poço e Aguapeú (3,71% M.S e 3,37% M.S., respectivamente), não apresentou diferença significativa ($p>0,05$). Já o teor de fósforo total na biomassa do vegetal no rio Poço foi significativamente superior ao teor obtido no rio Aguapeú (1,78% M.S. e 1,12 % M.S., respectivamente). No rio Poço, os teores de nitrogênio e fósforo totais na biomassa aérea de *P.stratiotes* (2,08% M.S. e 0,85% M.S., respectivamente) também foram significativamente superiores ($p<0,05$) em relação aos teores encontrados na biomassa aérea do vegetal no rio Aguapeú (1,64% M.S. e 0,51% M.S., respectivamente). Quanto à biomassa submersa, o teor de fósforo total encontrado no vegetal, também foi significativamente superior ($p<0,05$) no rio Poço (0,93% M.S.) em comparação

ao rio Aguapeú (0,61% M.S.). Não houve diferenças significativas ($p>0,05$) nos teores de nitrogênio total na biomassa submersa de *P.stratiotes* entre os rios.

Nas figuras 5 e 6 são apresentados os valores médios e os desvios padrão dos estoques de nitrogênio e fósforo na biomassa total, aérea e submersa de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço.

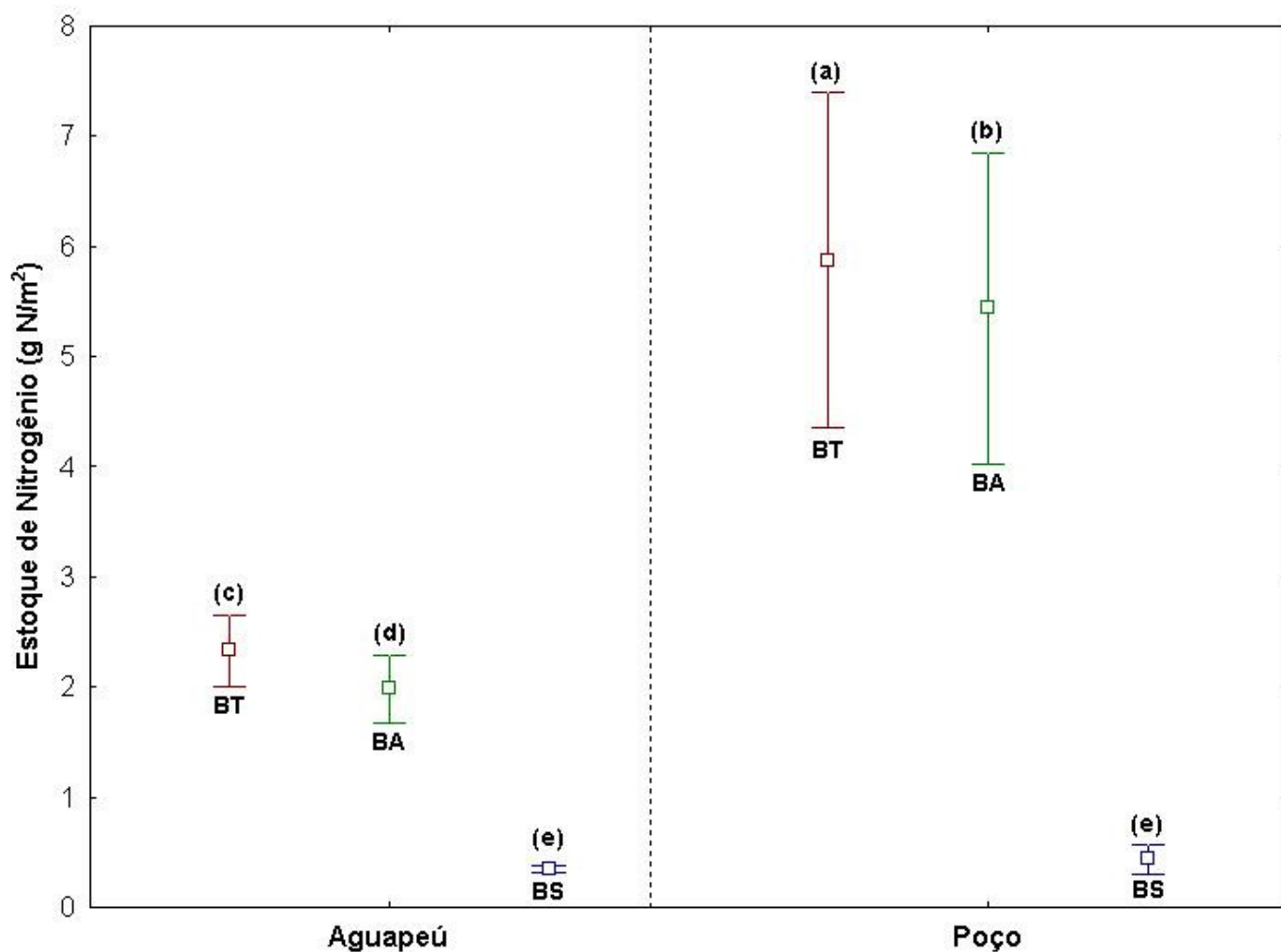


Figura 5. Médias e desvios padrão dos estoques de nitrogênio total na biomassa total (BT), aérea (BA) e subterrânea (BS) de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

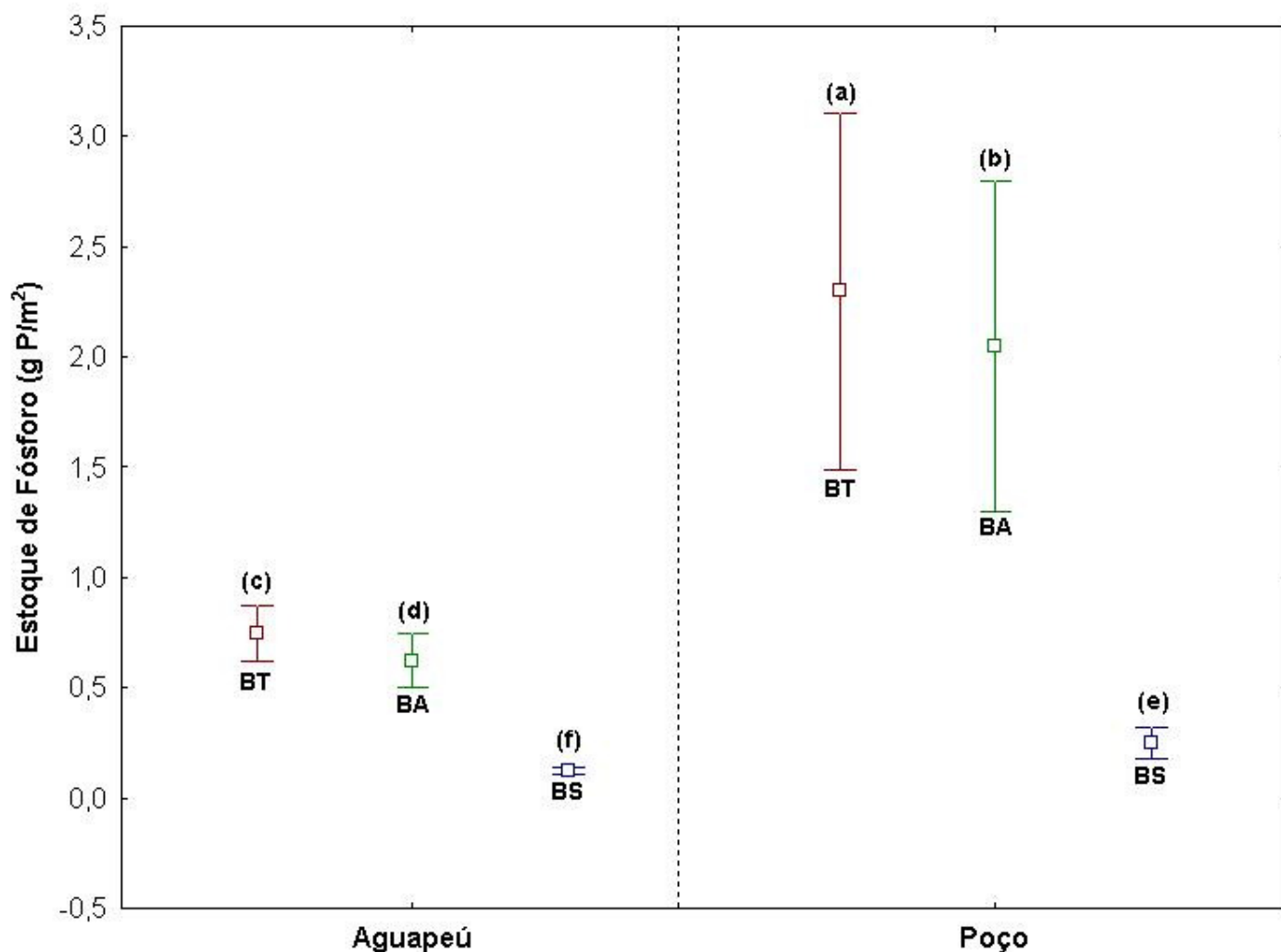


Figura 6. Médias e desvios padrão dos estoques de fósforo total na biomassa total (BT), aérea (BA) e subterrânea (BS) de *P.stratiotes* nos rios Aguapeú e Poço. Letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Com relação aos estoques de nitrogênio e fósforo, a biomassa total de *P.stratiotes* no rio Poço apresentou significativamente ($p < 0,05$) os maiores valores ($5,87 \text{ g de N.m}^{-2}$ e $2,30 \text{ g de P.m}^{-2}$) quando comparados aos valores obtidos na biomassa total do vegetal no rio Aguapeú ($2,33 \text{ g de N.m}^{-2}$ e $0,75 \text{ g de P.m}^{-2}$). Os estoques de nitrogênio e fósforo também foram significativamente superiores ($p < 0,05$) na biomassa aérea ($5,44 \text{ g de N.m}^{-2}$ e $2,05 \text{ g de P.m}^{-2}$) de *P.stratiotes* no rio Poço em relação aos estoques de nitrogênio e fósforo obtidos na biomassa aérea ($1,98 \text{ g de N.m}^{-2}$ e $0,62 \text{ g de P.m}^{-2}$) do vegetal no rio Aguapeú. Em relação aos estoques de nutrientes na biomassa submersa do vegetal, o estoque de fósforo foi significativamente superior ($p < 0,05$) em *P.stratiotes* no rio Poço ($0,25 \text{ g de P.m}^{-2}$) quando comparado ao estoque de

fósforo no vegetal no rio Aguapeú (0,12 g de P.m⁻²). Já o estoque de nitrogênio na biomassa submersa de *P.stratiotes* não apresentou diferenças significativas ($p>0,05$) entre os rios.

DISCUSSÃO

Os resultados da análise das variáveis limnológicas da água permitem concluir que o rio Poço apresenta altos níveis de poluição orgânica quando comparado com o rio Aguapeú. Isto pôde ser verificado através dos altos valores de alcalinidade, que determinam valores elevados de carbono inorgânico dissolvido, bem como através das concentrações de nitrogênio e fósforo totais e a anoxia na coluna d'água.

Sant'anna, Camargo e Bonocchi (2007), analisando as águas dos rios Poço e Campininha, rio da mesma bacia e que também recebe efluentes domésticos, em maio de 1999, chegaram a valores bem próximos de nitrogênio e fósforo totais para os dois rios. Os valores, no entanto foram muito distintos dos valores obtidos nesse trabalho das concentrações de nitrogênio e fósforo totais (em média 49% e 76% menores, respectivamente) e do teor de oxigênio (em média 79% maior).

Os resultados obtidos para o diâmetro da roseta e altura da parte aérea no Rio Poço indicam que, nesse rio, os indivíduos de *P.stratiotes* apresentaram um maior desenvolvimento de sua parte aérea em relação aos indivíduos encontrados no rio Aguapeú.

Analisando os resultados de biomassa de *P.stratiotes*, observa-se um valor de biomassa total 80% maior no rio Poço, provavelmente, devido às maiores concentrações de nutrientes. Resultado semelhante foi observado por Camargo e Esteves (1995), estudando a variação sazonal de biomassa e composição química de *Eichhornia azurea* na lagoa do Mato, planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. Estes autores observaram relação entre biomassa e disponibilidade de nutrientes no ambiente ao encontrarem maiores valores de biomassa no período com maiores concentrações de nutrientes na coluna d'água. Além disso, pode-se inferir que a anoxia na coluna d'água do rio Poço, provavelmente, não foi um fator limitante ao crescimento de *P.stratiotes*,

pois a mesma apresentou maior biomassa total no rio em condições de anoxia (Poço) em relação ao rio com maior quantidade de oxigênio dissolvido (Aguapeú).

Além da diferença na biomassa entre os rios, a análise do teor de fósforo total na biomassa total de *P.stratiotes* mostrou que no rio Poço ocorre a maior concentração desse nutriente na biomassa vegetal, provavelmente, relacionada à sua maior concentração no rio. *P.stratiotes* apresentou concentrações de fósforo total (3,04% M.S.) superior, no reservatório de Salto Grande (MARTINS; COSTA; TERRA; MARCHI; VELINI, E. D., 2003), quando comparadas à concentração apresentada em sistemas de tratamento de efluentes de piscicultura (0,38% M.S.) (HENRY-SILVA, 2001), nos quais havia menor concentração de fósforo na água.

Esteves (1998), Henry-Silva e Camargo (2006), Morris (1982) e Tucker (1981) afirmam que variações intraespecíficas nas concentrações de nutrientes estão relacionadas às condições tróficas do ambiente, que influenciam as taxas de crescimento e os conteúdos de nutrientes dos tecidos vegetais. Essas variações podem ser observadas em outras espécies de macrófitas aquáticas. No estudo de Biudes e Camargo (2006), realizado na mesma bacia do presente trabalho, foram comparados os teores de nitrogênio e fósforo totais na biomassa de *Spartina alterniflora* em dois rios: o rio Guaú, que recebe alta carga de efluentes domésticos, assim como o rio Poço, e o rio Itanhaém onde o aporte de nutrientes é menor, com características similares às do rio Aguapeú. A biomassa de *Spartina alterniflora* apresentou concentrações de nitrogênio e fósforo totais superiores no rio Guaú, quando comparados às concentrações apresentadas no rio Itanhaém,.

Analisando comparativamente os teores de nitrogênio e fósforo totais da biomassa aérea e submersa de *P.stratiotes*, observa-se diferença entre as partes vegetais. Assim como esse resultado, diversos estudos têm demonstrado que a concentração dos nutrientes das diferentes partes das macrófitas reflete a função da estrutura vegetal (ESTEVES; CAMARGO, 1986; ESTEVES; NOGUEIRA, 1991). Segundo Esteves (1998), as partes do vegetal com maior metabolismo, geralmente, apresentam as maiores concentrações de nutrientes. Portanto, pode-se concluir que o valor mais elevado de fósforo total na biomassa submersa de *P.stratiotes* deve-se, provavelmente, à maior

atividade enzimática das estruturas presentes na raiz desse vegetal. Quanto à concentração do nitrogênio total em *P.stratiotes* no rio Poço, essa foi maior na parte aérea do vegetal (2,084 g de N.m⁻²) em comparação com a submersa (1,622 g de N.m⁻²), o que pode ter ocorrido pela maior atividade de estruturas fotossinteticamente ativas, como as lâminas foliares.

Em relação aos estoques de nutrientes em *P.stratiotes*, no rio Poço, onde há altos níveis de poluição orgânica, o vegetal apresentou grande capacidade em estocar nitrogênio (5,87 g de N.m⁻²) e fósforo (2,30 g de P.m⁻²).

A partir dos resultados obtidos nesse trabalho observa-se que *P.stratiotes* obteve um melhor desenvolvimento no rio Poço em relação ao rio Aguapeú. Essa espécie tem seu crescimento limitado por baixas concentrações de nitrogênio e fósforo (HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2002). Além disso, Camargo e Biudes (2006) observaram que *P.stratiotes* necessita de elevadas concentrações de fósforo para seu crescimento. Logo, conclui-se que a maior proliferação de *P. stratiotes* ocorreu no rio Poço devido às condições de eutrofização em que se encontra esse ambiente, ocasionada pelo lançamento freqüente de efluentes domésticos, ricos em nutrientes, em seu curso d'água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBIERI, R. **Estudos da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas e suas implicações no metabolismo da represa do Lobo (Broa)**. 1984. 225 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Depto. de Ciências Biológicas, UFSCar. São Carlos.1984.

BARKO, J. W.; SMART, R. M. Effects of organic matter additions to sediment on the growth on aquatic plants. **Journal of Ecology**, Oxford, n.71, p.161-175. 1983.

BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L. D.; CUNHA-SANTINO, M. B. Aerobic and Anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v.14, n.3, p. 27-34. 2002.

BIUDES, J. F. V. & CAMARGO, A. F. M. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.66, n.2, p. 781-789, 2006.

BRUM, P. R. & ESTEVES, F. A. 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 Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v.13, n.1, p.61-73. 2001.

CAMARGO, A. F. M. **Estudo ecológico de três espécies de macrófitas aquáticas tropicais: Macroinvertebrados associados e decomposição da biomassa**. 1984. 93 f. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1984.

CAMARGO, A. F. M. & BIUDES, J. F. V. Influence of limnological characteristics of water in the occurrence of *Salvinia molesta* and *Pistia stratiotes* in rivers from the Itanhaém River basin (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 18, n. 3, p.239-246, 2006.

CAMARGO, A. F. M. & ESTEVES, F. A. Influence of water level variation on fertilisation oxbow lake of Rio Mogi-Guaçu, State of São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, Belgica, n.299, p.185-193. 1995.

CAMARGO, A. F. M.; NUCCI, P R.; BINI, L. M.; SILVA Jr., U. L. The influence of the geology on the lymnological characteristics of some lotic ecosystems of the Itanhaem River Basin, SP-Brazil. **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, n.26, p.860-864. 1997.

CAMARGO, A.F.M., PEREIRA, L. A.; PEREIRA, A. M. M. Ecologia da Bacia Hidrográfica do Rio Itanhaém. In: Schiavetti, A. & Camargo, A.F.M. (eds.) **Conceitos de bacias hidrográficas**. Editus, Ilhéus. p.239-256. 2002.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Eds. Thomaz, S. & Bini, L.M. Nupélia - Maringá (SC). Eduem, Maringá, p. 59-84. 2003.

CORRÊA, M. R.; VELINI, E. D.; ARRUDA, D. P. Teores de metais na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, Viçosa, v. 20, p. 45-49, 2002. Edição Especial.

DATTA, S. C. Ecology of plant populations II. Reproduction. In: Gopal, B. (Ed.) **Ecology and Management of Aquatic Vegetation in the Indian Subcontinent**. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, p.371-391. 1990.

ESTEVEES, F. A. Die bedeutung der quatischem makrophyten fur den stoffhus haalt dês schohsses. III. Die anorganischen hauptbestanattleile der a quatischen makrophyten. **Genasser und Abwasser**, n.66/67, p.29-94. 1980.

ESTEVEES, F. A. & CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, n.1, p.273-298. 1986.

ESTEVEES, F. A. & NOGUEIRA, F. Principais componentes químicos e conteúdo energético da macrófita aquática *Nymphaea ampla* D.C., em função de seu estágio fenológico. **Ciência e Cultura**, v.42, n.12, p.1187-1191. 1991.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro. 1998. 602 p.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for Physical and Chemical Analysis of freshwaters**. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1978. 213 p.

GOPAL, B. 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. 1990.

HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO M. M.; BENASSI R. F.; CAMARGO, A. F. M. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, n.13, p.11-17. 2001.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. Effect of nutrient concentration on the growth of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*. **Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds**. Moliet et Maa, n.1, p.147-150. 2002.

HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática *Eichhornia azurea* em um rio de águas brancas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo, Brasil). **Hoehnea**, São Paulo, v.30, n.1, p.71-77. 2003.

HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta daninha**, Viçosa, v.24, n.1, p.21-28. 2006.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. Methods of seawater analysis. **Wvnhein. Verlog. Chemic.**, p.117-181. 1976.

LAMPARELLI, C. C. **Mapeamento dos ecossistemas costeiros do estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente/ CETESB. São Paulo. 1998. 108p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Odessa, São Paulo, Brazil. 1982. 425 p.

LUCIANO, S. C. **As macrófitas *Eichhornia azurea* (Kunth) e *Brachiaria arrecta* (Stent) como armazenadores de nitrogênio e fósforo na região inundável do rio Taquari (Zona de desembocadura na Represa de Jurumirim, São Paulo)**. 1996. 160 f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos. 1996.

MACKERETH, F. I. F.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologist**. London, Freshwater Biological Association. 1978. 121p.

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R.; VELINI, E. D. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). **Planta daninha**, Viçosa, vol.21, p.21-25. 2003.

MENENDEZ, M. & PEÑUELAS, J. Seasonal photosynthetic and respiratory responses of *Ruppia cirrhosa* (PETAGNA) GRANDE to changes in light and temperathure. **Archiv fur Hydrobiologie**, Stuttgart, v.129, n.2, p.221-230, 1993.

MENENDEZ, M. & SANCHEZ, A. Seasonal variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream Mediterranean ponds. **Aquatic Botany**, v.61, n.1, 1-15. 1998.

MORRIS, J. T. A model of growth responses by *Spartina alterniflora* to nitrogen limitation. **Journal Ecology**, n.70, p.25 - 42. 1982.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Tradução: Christopher J. Tribe. Supervisão da tradução: Ricardo Iglesias Rios. Ed. Guanabara. Rio de Janeiro. il. Título do original em inglês: Basic Ecology. 1988. 434 p.

OKAFOR, L. I. A preliminary study of some major aquatic weeds in Lake Chad. Nigeria. In: Symposium on Aquatic Weeds, 6., **Proceedings...**p.10-19. 1982.

PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the high Paraná river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Maringá, v.11, n.2, p. 157-171. 1999.

PETR, T. Interactions between fish and aquatic macrophytes un inland waters. A review. **FAO Fishers Technical Paper**. 396, Rome. FAO, 185 p. 2000.

POTT, V. J. & POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Embrapa: Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). 404 p. 2000.

RUBIM, M. A. L. & CAMARGO, A. F. M. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* em um braço do rio Preto, Itanhaém, São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.13, n.1, p.61-73. 2001.

SANT'ANNA, E. B., CAMARGO, A. F. M.; BONOCCHI, K. S. L. Effects of domestic sewage discharges in the estuarine region of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.19, n.2, p.221-232. 2007.

SESHAVATHARAM, V. Traditional uses and problem of noxious growth. In: Gopal, B. (Ed.) **Ecology and Management of Aquatic Vegetation in the Indian Subcontinent**. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, p.201-218. 1990.

SETZER, J. **Atlas climatológico e ecológico do Estado de São Paulo**. Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí/CESP. São Paulo. 1966.

SPENCER, W. & BOWES, G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: Pieterse, A. H. & Murphy, K. J. (Eds.) **Aquatic Weeds-The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation**. Oxford University Press. Oxford. p.318-340. 1990.

SUGUIU, K. & MARTIN, L. **Carta geológica de Itanhaém**. São Paulo. FAPESP. 1978.

TERRY, P. J. Weeds and their control in the Ghambia. **Tropical Pest Management**. London, n.27, p.44-52. 1981.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; SOUZA, M. C.; KITA, K. K.; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.42, n.1, p.15-22. 1999.

THOMAZ, S. M., BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. 1. Maringá: ed. UEM. 2003. 341 p.

TUCKER, C. S. The effect of ionic form and level of nitrogen on the growth and composition of *Eichhornia crasipes* (Mart.) Solms. **Hydrobiologia**, n.83, p.517-522. 1981

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4th Edition. Prentice-Hal Inc. New Jersey, USA. 1999.

ANEXOS



Figura 7. *Pistia stratiotes*.



Figura 8. Ponto de coleta de *P.stratiotes* no rio Aguapeú.



Figura 9. Ponto de coleta de *P.stratiotes* no rio Aguapeú.



Figura 10. Detalhe de *P.stratiotes* no rio Aguapeú.



Figura 11. Ponto de coleta de *P.stratiotes* no rio Poço.



Figura 12. Rio Poço



Figura 13. Detalhe de *P.stratiotes* no rio Poço.

Renata Sebalos
(graduanda)

Antonio Fernando Monteiro Camargo
(orientador)