

**EFEITOS DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE *Typha domingensis* PERS.  
EM LAGOAS COSTEIRAS DA REGIÃO NORTE FLUMINENSE**

**BRUNO DOS SANTOS ESTEVES**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES / RJ**

**OUTUBRO – 2009**

**EFEITOS DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE *Typha domingensis* PERS.  
EM LAGOAS COSTEIRAS DA REGIÃO NORTE FLUMINENSE**

***BRUNO DOS SANTOS ESTEVES***

“Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais”

**ORIENTADORA: PROF<sup>a</sup>. DR<sup>a</sup>. MARINA SATIKA SUZUKI**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES / RJ**

**OUTUBRO – 2009**

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia  
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

384 / 2010

Esteves, Bruno dos Santos

Efeito de variáveis ambientais sobre *Typha domingensis* Pers. em lagoas costeiras da região Norte Fluminense. / Bruno dos Santos Esteves. - Campos dos Goytacazes, 2009.

viii, 131 f. : il.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de ecossistemas

Orientador: Suzuki, Marina Satika

Bibliografia: f. 15 - 20, 44 - 49, 60 - 63, 79 - 83, 96 - 99, 121-127

1. Resorção nutricional 2. Análise alométrica 3. Salinidade 4. Estresse oxidativo 5. Poliaminas I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título

551.48  
E79e

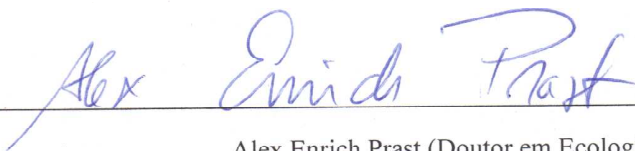
**EFEITOS DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE *Typha domingensis* PERS.  
EM LAGOAS COSTEIRAS DA REGIÃO NORTE FLUMINENSE**

**BRUNO DOS SANTOS ESTEVES**

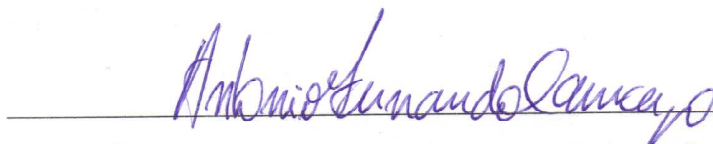
“Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais”

Aprovado em 30 de outubro de 2009.

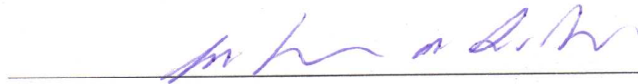
**COMISSÃO EXAMINADORA**



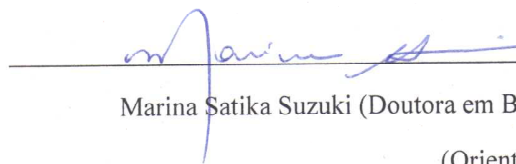
Alex Enrich Prast (Doutor em Ecologia – UFRJ)



Antônio Fernando Monteiro Camargo (Doutor em Ecologia e Recursos Naturais – UNESP)



Gonçalo Apolinário de Souza Filho (Doutor em Biociências e Biotecnologia – UENF)



Marina Satika Suzuki (Doutora em Biociências e Biotecnologia – UENF)

(Orientadora)

## AGRADECIMENTOS

À Deus, não tenho palavras.

Aos meus pais Osvaldo e Jane, e minha irmã Barbara que estão eternamente vivos em meu coração.

À professora Marina Satika Suzuki, por seus circunspectos conselhos e insistência na orientação.

A todos do Laboratório de Ciências Ambientais.

À UENF, CNPq e FAPERJ pela concessão de bolsa de doutorado durante todo período de desenvolvimento deste trabalho, além do apoio financeiro e logístico do projeto.

Ao professor Pedro Henrique Monnerat e o técnico José Acácio da Silva pelo auxílio nas determinações nutricionais.

A professora Ângela P. Vitória no crédito para uso dos equipamentos ecofisiológicos.

A professora Eny Iochevet Segal Floh e professor Vanildo Silveira pelos experimentos realizados na USP.

A professora Cristal pela sensata revisão deste manuscrito.

Aos membros da banca examinadora Alex Enrich Prast, Antônio Fernando Monteiro Camargo e Gonçalo Apolinário de Souza Filho pelas contribuições para o enriquecimento deste trabalho.

À Aline, sem palavras mais uma vez.

A todos por colaborarem muito para minha formação, seja por uma frase, seja por uma discussão, seja por um sorriso de apoio.

OBRIGADO.

## SUMÁRIO

<b>Introdução</b>	<b>1</b>
<b>Objetivos</b>	<b>8</b>
<b>Área de estudo</b>	<b>9</b>
<b>Características Regionais</b>	<b>14</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>15</b>

### Capítulo 1

**Influência do nível de água e do fogo na produção primária, biomassa e nutrientes em *Typha domingensis* Pers.**

	<b>21</b>
<b>Resumo</b>	<b>22</b>
<b>Introdução</b>	<b>23</b>
<b>Material e métodos</b>	<b>25</b>
<b>Resultados</b>	<b>28</b>
<b>Discussão</b>	<b>37</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>44</b>

### Capítulo 2

**Relações alométricas de populações naturais de *Typha domingensis* Pers. sob diferentes condições de salinidade**

	<b>50</b>
<b>Resumo</b>	<b>51</b>
<b>Introdução</b>	<b>52</b>
<b>Material e métodos</b>	<b>54</b>
<b>Resultados</b>	<b>56</b>
<b>Discussão</b>	<b>58</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>60</b>

**Capítulo 3****Antagonismo iônico sobre elementos essenciais de *Typha domingensis* Pers. em lagoas costeiras tropicais**

	<b>64</b>
<b>Resumo</b>	<b>65</b>
<b>Introdução</b>	<b>66</b>
<b>Material e métodos</b>	<b>68</b>
<b>Resultados</b>	<b>70</b>
<b>Discussão</b>	<b>77</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>79</b>

**Capítulo 4****Resorção de N e P em populações naturais de *Typha domingensis* Pers. sob diferentes condições de salinidade**

	<b>84</b>
<b>Resumo</b>	<b>85</b>
<b>Introdução</b>	<b>86</b>
<b>Material e métodos</b>	<b>87</b>
<b>Resultados</b>	<b>88</b>
<b>Discussão</b>	<b>93</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>96</b>

**Capítulo 5****Distúrbios da homeostase em *Typha domingensis* Pers. sob estresse salino**

	<b>100</b>
<b>Resumo</b>	<b>101</b>
<b>Introdução</b>	<b>102</b>
<b>Material e métodos</b>	<b>103</b>
<b>Resultados</b>	<b>107</b>
<b>Discussão</b>	<b>114</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>121</b>

<b>Considerações finais</b>	<b>128</b>
-----------------------------	------------

## RESUMO

*Typha domingensis* é uma macrófita aquática emersa distribuída em áreas alagadas ao redor do mundo. Esta macrófita tem demonstrado ampla capacidade de acúmulo de carbono e nutrientes, podendo ser aplicada na mitigação de problemas como tratamento de efluentes e seqüestro de carbono. Distúrbios ambientais podem alterar o desenvolvimento, produtividade e alocação de recursos nesta planta. Mudanças no ciclo hidrológico e eventos agudos de estresse (queimada) são capazes de modificar o ciclo de vida de *T. domingensis*, modificando assim, a distribuição de biomassa e de nutrientes entre as partes aéreas e subterrâneas. Devido à sua elevada produção primária, somada aos recursos estocados nos rizomas, esta planta sob condições de estresse pode ser considerada resiliente em ambientes pobres em P, como na lagoa do Campelo. Esta planta sob outras condições de estresse, osmótico e iônico, pode apresentar pequenas mudanças nos estádios iniciais de desenvolvimento, diferentemente dos estádios maduros, onde o desequilíbrio nutricional é maior. Estas modificações levam ao acúmulo de íons potencialmente tóxico às plantas, como Na e S, e a produção de espécies reativas de oxigênio, que afeta os pigmentos fotossintéticos, promovendo a redução do C foliar em *T. domingensis* da lagoa do Açú. O Na atuou também significativamente como competidor iônico, afetando o equilíbrio osmótico e desenvolvimento vegetal. Para a manutenção da sobrevivência de *T. domingensis* na lagoa do Açú foi observado aclimações, como redução da área foliar, para minimizar perdas por transpiração de água e elevação nos teores de prolina e poliaminas, para auxiliar na entrada e retenção de água, além de proteger proteínas e membranas biológicas.



**ABSTRACT**

*Typha domingensis* is an emerged aquatic macrophyte distributed in flooded areas worldwide. This macrophyte has demonstrated great capacity for carbon and nutrient accumulation, which can be applied to mitigate problems such as effluent treatment and carbon sequestration. Environmental disturbances may alter the development, productivity and resource allocation in this plant. Changes in the hydrological cycle and acute stress events (burning practices) are able to modify *T.domingensis* life cycle, which changes biomass and nutrient distribution between underground and aerial parts. Due to its high primary production added to resources stored in the rhizomes, this plant, under stress conditions may be resilient in P-poor environments as in Campelo lagoon. Yet, under other stress conditions, osmotic and ionic, it may present changes in the early stages of development, different from the mature stage when nutritional imbalance is higher. These changes result in ion accumulation potentially toxic to plants, as Na and S, and in production of reactive oxygen species that affect the photosynthetic pigments, promoting reduction of C foliar in *T. domingensis* in Açu lagoon. Na also acted significantly as ion competitor, affecting osmotic balance and plant development. As for maintenance of *T. domingensis* survival in Açu lagoon, acclimatization (such as foliar area reduction) was observed in order to minimize losses by water transpiration and increase in proline and polyamine contents, which helps water intake and blockage besides protecting proteins and biological membranes.

## **INTRODUÇÃO E ÁREAS DE ESTUDO**

## 1. Introdução

Lagoas costeiras são áreas geologicamente recentes, resultantes da deposição de sedimentos marinhos e continentais durante processos de transgressão e regressão marinha (Martin *et al.*, 1984). Concomitante a formação destas lagoas, formam-se ainda manguezais, restingas, marismas e outros ambientes costeiros. Em função de sua localização em geral em locais de baixo relevo, normalmente na fronteira entre o continente e o ecossistema marinho, estas lagoas costeiras são extremamente vulneráveis aos impactos provocados pelas atividades naturais e humanas (Santos e Esteves, 2002; Angeler *et al.*, 2004; Chow-Fraser, 2005). Estes ecossistemas que se situam em terrenos ao nível do mar recebem aporte de água doce, materiais orgânicos dissolvidos e nutrientes, juntamente com uma grande quantidade de material particulado na forma de argilas, siltes e detritos orgânicos, transportados dos arredores mais elevados (Devlin e Brodie, 2005; Delgadillo-Hinojosa *et al.*, 2008).

Atualmente, os assentamentos humanos concentrados nas áreas litorâneas têm aumentado os níveis de degradação das lagoas. Dentre os impactos antrópicos sobre as lagoas costeiras destaca-se a urbanização desordenada, a degradação da vegetação, o aterramento das margens e o assoreamento, os efeitos de contaminação de pesticidas e o despejo de efluentes domésticos, industriais e agropecuários não-tratados. Estas ações têm provocado a aceleração no processo de eutrofização (Esteves *et al.*, 2008). Somado a estas, outro impacto importante é a influência marinha, direta por meio de abertura de barra (naturais ou realizadas de forma artificial por ações humanas) ou indireta por spray marinho ou percolação, que provoca intensas alterações na hidroquímica e na biota, devido à ocorrência do estresse salino (Palma-Silva *et al.*, 2005).

Todos estes desequilíbrios geram profundas alterações no metabolismo das lagoas costeiras. O metabolismo de um ecossistema aquático pode ser expresso,

simplificadamente, pelo balanço entre fotossíntese, cuja resultante é a assimilação de carbono, e respiração, cujo produto é a liberação de CO<sub>2</sub> para o meio (Odum, 1956; Staehr e Sand-Jensen, 2007; Dodds e Cole, 2007). A influência do aporte de nutrientes no metabolismo aquático, em especial nitrogênio e fósforo, se dá numa dinâmica que, comumente, pode ser relacionada à ocupação humana na bacia hidrográfica (Knoll *et al.*, 2003), sendo por isso denominada eutrofização artificial (Anderson *et al.*, 2006).

As lagoas costeiras apresentam normalmente profundidades que não ultrapassam poucos metros (1-2 m) e extensas zonas litorâneas. Estas áreas de transição entre ecossistemas adjacentes distintos (terrestre e pelágico) são os ecótonos (Clements, 1905). Para definir esta zona, Leopold (1933) conceituou “efeito de borda”, caracterizando-o como área mais rica e diversa que os ecossistemas adjacentes. Wiens *et al.* (1985) definiram uma nova abordagem, na qual o ecótono funciona como retentor de compostos orgânicos e/ou inorgânicos e espécies entre comunidades contíguas. Em decorrência, no ecótono a diversidade de espécies é maior do que nos ecossistemas adjacentes (Odum, 1986). Assim, Holland e Risser (1991) formularam a definição mais aceita de ecótono: zona de transição entre sistemas ecológicos próximos com uma série de características estruturais (forma, composição e contexto) e funcionais (barreiras, áreas de acúmulo/exportação, habitats) definidas exclusivamente por escala espacial e temporal, e pela magnitude do intercâmbio entre os ecossistemas contíguos. Um exemplo desta conformação são as regiões marginais dos ecossistemas aquáticos continentais rasos, geralmente colonizadas por diversas macrófitas aquáticas.

Macrófitas aquáticas refere-se a um grupo diverso de organismos fotossintéticos que habitam lagoas, lagos, rios, cachoeiras e termas, com águas doces e salobras, temporários ou permanentes. Este grupo de plantas inclui macroalgas, briófitas, pteridófitas e angiospermas. Assim, devido a sua heterogeneidade, as macrófitas

aquáticas são classificadas em cinco grupos de acordo com o ambiente aquático que ocupam: 1) flutuantes – plantas que tipicamente flutuam sobre a superfície d'água, por exemplo, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*; 2) emergentes – aquelas enraizadas no solo, que periodicamente é inundado, mantendo as folhas no ar, como *Typha domingensis* e *Eleocharis minima*; 3) submersas enraizadas – plantas enraizadas no sedimento, que se desenvolvem sob a superfície da água, como *Egeria najas* e *Mayaca fluviatilis*; 4) submersas livres – vivem debaixo d'água, livres, como *Utricularia foliosa*; 5) com folhas flutuantes – aquelas enraizadas no sedimento com folhas que flutuam sobre a água, como *Nymphoides indica* (Esteves, 1998). Devido aos seus diferentes tipos fisionômicos (emersas, flutuantes e submersas), as macrófitas podem levar a modificações na composição faunística através da criação de novos habitats. Além disso, a atividade biológica das macrófitas aquáticas é capaz de alterar o regime de nutrientes neste sistema, absorvendo-os e liberando-os da coluna d'água e sedimento, principalmente, através do processo de exsudação e decomposição da biomassa produzida (Camargo e Esteves, 1996; Sobek *et al.*, 2006). Alguns dos ecótonos tropicais entre terra-água podem apresentar uma espécie dominante como resultado do processo adaptativo às variações na profundidade da coluna d'água em função do regime hidrológico e alternância entre períodos de cheia e seca, determinando a distribuição de certas espécies como *Typha domingensis* (Esteves e Suzuki, 2008). Em função do domínio de macrófitas emersas, os ecótonos que se desenvolvem em lagoas costeiras são, presumidamente, produtivos (Wetzel, 1990), pois estes não são limitados por luz e gases (CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>) e podem retirar nutrientes diretamente do compartimento sedimentar, que normalmente apresenta maior conteúdo de nutrientes em relação aos demais compartimentos do ambiente aquático.

Macrófitas aquáticas, devido às mudanças ambientais, podem apresentar diferentes estratégias adaptativas (Kautsky, 1988; Garbey *et al.*, 2004), através de modificações fisiológicas e anatômicas (Magyar *et al.*, 2007). Por exemplo, estas plantas podem habitar ambientes perturbados, apresentando uma curta fase de estabelecimento, uma pequena estatura com poucas estruturas de armazenamento e uma grande produção de sementes. Em contrapartida, esta planta em ambientes estáveis pode apresentar uma longa fase de estabelecimento, uma maior estatura com estruturas acumulativas que podem realizar expansão clonal e uma baixa reprodução sexuada anual (Grime, 1979; Garbey *et al.*, 2004). Neste sentido, a translocação de biomassa é um importante fator a ser estudado para avaliar a estratégia das plantas sob condições de estresse, como queimada, por exemplo, sobretudo na captura e conservação de recursos para o seu desenvolvimento (Barrat-Segretain, 2001; Craine, 2006).

Sob distúrbios ambientais, as macrófitas aquáticas também desenvolvem mecanismos nutricionais e bioquímicos de defesa (Tang e Newton, 2005; Nakagami *et al.*, 2005), como, o acúmulo de osmólitos ou metabólitos compatíveis (Fields e John 2008; Kholová *et al.*, 2009). Estes compostos atuam resguardando as estruturas vegetais e sustentando o balanço osmótico, de modo a agirem como protetores durante um distúrbio (Hasegawa *et al.*, 2000, Zhifang e Loescher, 2003). Determinados osmólitos como o K são elementos essenciais, no entanto, em sua maioria, estes conteúdos orgânicos são compostos nitrogenados, carboidratos e polióis (Khan *et al.*, 2000; Wang e Nil, 2000; Kerepesi e Galiba, 2000). No ajuste osmótico, estes compostos de baixo peso molecular facilitam a entrada e retenção de água no citoplasma e permitem o depósito de íons nocivos, segregando-os ao vacúolo e/ou apoplasto (Ashraf e Harris, 2004). Assim, na proteção das estruturas celulares, estes compostos atuam interagindo com membranas, complexos protéicos e enzimas (Chaves *et al.*, 2009).

Uma das respostas secundárias do estresse abiótico é o dano oxidativo, dado pela produção exacerbada de espécies reativas de oxigênio (ERO): superóxido ( $O_2^-$ ), peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ), hidroxila ( $OH^\cdot$ ) e oxigênio singlete ( $^1O_2$ ) (Halliwell e Gutteridge, 1985; Thompson *et al.*, 1987). Estas moléculas são formas biológicas importantes ligadas a modificações na homeostase celular, podendo ter ação degradativa. ERO são altamente oxidativos, de modo que podem vir a causar danos aos lipídios, proteínas e ácidos nucleicos (Foyer e Noctor, 2005; Gechev *et al.*, 2006). Os principais locais de produção de ERO nas células vegetais durante algum estresse abiótico são cloroplastos e mitocôndrias, onde as concentrações internas de oxigênio já são normalmente mais elevadas (Møller *et al.*, 2001; Foyer e Noctor, 2005). Neste sentido, algumas enzimas trabalham para detoxificação celular. Entre elas destaca-se: a superóxido dismutase, capaz de converter  $O_2^-$  a  $H_2O_2$  e catalase, que por sua vez converte  $H_2O_2$  em oxigênio e água (Chang *et al.*, 1984). Desta forma, quando organismos autotróficos são expostos a intensas modificações ambientais (elevada salinidade, déficit de água, luz intensa, temperaturas extremas, altas concentrações do íon amônio, metais pesados, deficiências minerais, entre outros) o balanço entre a produção de ERO e a atividade antioxidante é aumentada, resultando em prejuízos oxidativos (Gechev *et al.*, 2006). Algumas macrófitas aquáticas, como *T. domingensis*, são abundantemente encontradas em ambientes naturais e artificiais, desde ambientes dulcícolas até salobras com cerca de 10-15 psu (Whigham *et al.*, 1989). Em todas essas áreas, pode reter elevadas concentrações de diferentes íons, que pode levar a falhas em processos respiratórios e fotossintéticos (Tang *et al.*, 2005).

*T. domingensis* é uma macrófita aquática emersa, perene, comum nas áreas alagadas do Brasil (Hoene, 1948) e do mundo (Mitch, 2000). Seu caule apresenta uma porção rizomatosa rastejante, grossa, e outras eretas, altas, com folhas longas, inseridas

próximas à base, com nervação paralela. A reprodução é obtida por rizomas e sementes, sendo a inflorescência em espiga contínua ou interrompida, de coloração escura (Cordazzo e Seeliger, 1988). *T. domingensis*, por seu aspecto rizomatoso, é capaz de formar bancos monoespecíficos em muitas áreas alagáveis continentais. Esta planta floresce no início da primavera, apresentando flores estaminadas e pistiladas sob a forma de uma inflorescência cilíndrica. Estas flores pistiladas são receptivas a polinização por 1-2 dias e o pólen permanece ativo por 4 semanas (Kuehn *et al.*, 1999). Possui elevada autofecundação (Kuehn *et al.*, 1999), porém, o recrutamento de indivíduos jovens por reprodução vegetativa é mais efetivo, sendo limitado apenas por condições ambientais. O desenvolvimento de estandes depende, principalmente, da expansão de rizomas no sedimento e dos novos rametes, e o balanço entre a mortalidade e recrutamento determina a expansão ou declínio das populações (Grace, 1988). *T. domingensis* vem demonstrando grande importância tanto estrutural quanto metabólica dentro dos ecossistemas lênticos. Vários estudos destacam a sua capacidade de fornecer substrato para comunidades perifíticas e bacterianas, assim como abrigo para ovoposição de insetos e peixes (Callisto *et al.*, 1996).

O sucesso do gênero *Typha* em colonizar áreas impactadas parece estar relacionado à habilidade de crescimento rápido em condições momentâneas de disponibilidade de nutrientes, elevada produção de sementes anemófilas e persistir em estado de dormência sob condição de estresse (Baskin e Baskin, 1998). Tais plantas demonstraram afetar o desenvolvimento de espécies nativas quando combinada com outros fatores estressantes como, salinidade, inundações, queimadas e eutrofização (Miklovic e Galatowitsch, 2005). Normalmente, suas sementes e plântulas representam as estruturas mais frágeis sob condições de estresse abiótico, pois pode afetar a germinação e o estabelecimento das plantas jovens (Zedler *et al.*, 1990). Já os rizomas são as estruturas mais resistentes,



proporcionando uma condição de crescimento mínima. Desta forma, esta planta pode ocupar diversas áreas impactadas, que raramente se tornam ótimas para o seu desenvolvimento (Hocking, 1981). *Typha domingensis* é uma macrófita abundantemente distribuída em todos os ecossistemas aquáticos continentais da região Norte Fluminense, ecossistemas estes submetidos a diferentes impactos naturais e antrópicos, que ocasionam tensões sobre sua biota.

## 2. Objetivos

Este estudo buscou um melhor entendimento sobre o desenvolvimento, composição nutricional e bioquímica desta macrófita aquática emersa submetida alguns estresses abióticos como variação no nível d'água, queimada e variação de salinidade. Os dados gerados neste trabalho podem auxiliar em programas de manejo desta macrófita. Os trabalhos foram desenvolvidos em três lagoas localizadas na região Norte Fluminense, as lagoas do Campelo, Açú e Iquiparí.

Este trabalho tem como objetivos específicos:

- a. Avaliar a produção primária, conteúdo, estoque e eficiência de resorção de nutrientes limitantes em *T. domingensis*, em diferentes fases do ciclo hidrológico e sob o impacto de uma queimada, de forma a avaliar sua resiliência.
- b. Determinar relações entre características alométricas de *T. domingensis* sob diferentes condições de salinidade.
- c. Verificar efeitos antagônicos de íons potencialmente tóxicos ( $\text{Na}^+$ ) sobre elementos essenciais em populações de *T. domingensis* sob diferentes salinidades em lagoas costeiras.
- d. Avaliar as eficiências de resorção em populações de *T. domingensis* sob distintos graus de salinidade.

- e. Determinar alterações bioquímicas relacionadas à variação de salinidade em *T. domingensis*.

Esta tese foi dividida em capítulos para facilitar o entendimento dos assuntos abordados. No primeiro capítulo são apresentados os resultados referentes ao desenvolvimento de *T. domingensis* sob condições de seca, inundação e queimada. Nos capítulos 2, 3, 4 e 5 são apresentados os dados sobre o efeito da salinidade em variáveis alométricas, nutrientes e compostos bioquímicos em *T. domingensis*, respectivamente.

### 3. Área de Estudo

Algumas características limnológicas das lagoas selecionadas para este estudo são listadas na tabela 1. Os valores de N e P pouco diferiram entre as lagoas escolhidas. As variáveis avaliadas que mais apresentaram diferenças foram alcalinidade total e condutividade elétrica, possivelmente relacionada à proximidade ao mar.

**Tabela 1.** Características limnológicas avaliadas na coluna d'água das lagoas do Campelo e Açú, norte do Estado do RJ. **CE:** condutividade elétrica; **T:** temperatura; **A:** alcalinidade total.

Lagoas	pH	CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	T (°C)	A (mEq.L <sup>-1</sup> )	N (μmol.L <sup>-1</sup> )	P (μmol.L <sup>-1</sup> )
Campelo	7,6 ± 0,3	0,8 ± 0,1	24,1 ± 2,1	0,8 ± 0,2	160,1 ± 26,7	5,4 ± 1,5
Açú	8,2 ± 0,2	15,0 ± 4,0	25,2 ± 1,0	4,3 ± 1,1	163,7 ± 24,9	1,6 ± 0,5
Iquiparí	8,4 ± 0,2	5,9 ± 2,0	24,2 ± 2,4	4,5 ± 1,3	103,9 ± 20,6	2,4 ± 0,7

#### 3.1. Lagoa do Campelo

A lagoa do Campelo (Figura 1) está localizada ao norte do rio Paraíba do Sul, entre os municípios de Campos dos Goytacazes e São Francisco do Itabapoana (latitudes 21°38' e 21°42' S e longitudes 41°08' e 41°12' W). Esta lagoa possui uma área

superficial de aproximadamente 10 km<sup>2</sup>, representando uma das três maiores lagoas da região Norte Fluminense (SEMADS, 2002), sendo considerada uma lagoa costeira, pois sua origem também está relacionada à formação do delta do rio Paraíba do Sul. Assim, geologicamente a lagoa do Campelo está embasada sobre depósitos flúvio-marinhos quaternários (restinga). Além disso, até meados do ano de 2001 apresentava uma conexão com o mar através do canal Antônio Rezende.

A lagoa do Campelo sofreu as conseqüências das extensas obras efetuadas pelo DNOS na região. A construção e retificação de canais, diques e comportas na primeira metade do século XX resultaram em uma redução drástica de seu espelho d'água e diminuição do pescado, uma vez que as obras impediam a livre entrada de água proveniente do rio Paraíba do Sul e a piracema durante os períodos de cheia (Bernardes e Barroso, 1995). Além disso, a redução na coluna d'água provavelmente possibilitou o desenvolvimento das macrófitas aquáticas que apresentam densa colonização ao longo de toda sua região litorânea (*Typha domingensis*) e sobre quase toda extensão do sedimento de fundo, recoberto por bancos mistos de macrófitas submersas (*Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* e *Cabomba caroliniana*), dificultando ainda mais a pesca. Atualmente a lagoa do Campelo recebe a descarga de água doce do sistema lacustre Vigário e Taquaruçu (localizado na área urbana de Campos) e rio Paraíba do Sul através do canal do Vigário, especialmente nos períodos de cheia. Até meados de 2001, também recebia uma discreta descarga de água salobra pelo canal Antônio Rezende, que interliga a lagoa com o oceano Atlântico, especialmente no período de seca. Entretanto a construção de um dique na sua porção inicial, além de promover o maior aprisionamento de água no sistema Vigário-Campelo, interrompeu a entrada de água salobra que submetia a lagoa do Campelo a um gradiente espacial de salinidade (de até 3 psu para 0 psu), atualmente desfeito.

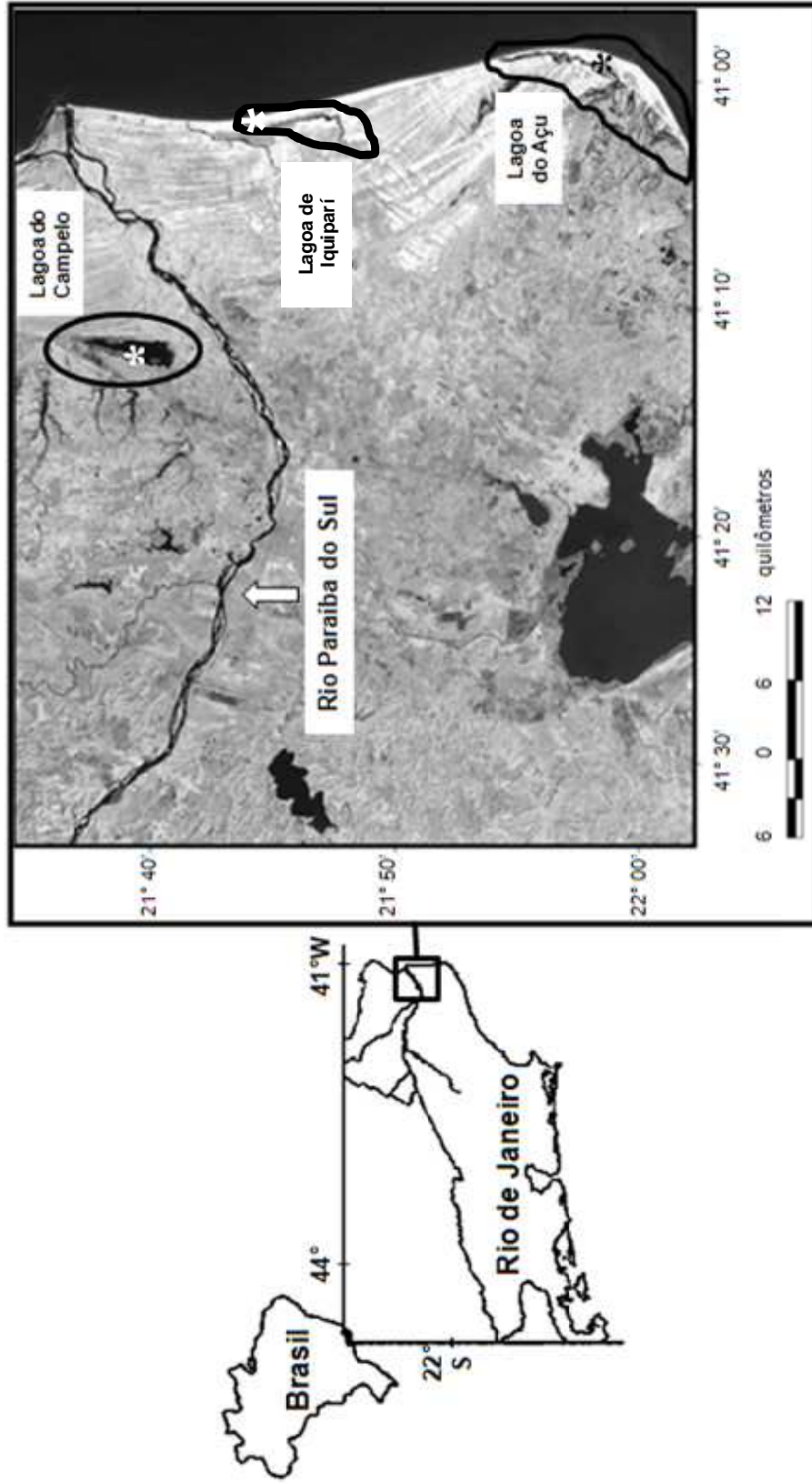
### 3.2. Lagoa do Açú

A lagoa do Açú (Figura 1) é tipicamente costeira, apresentando formato alongado disposta próxima ao mar, entre os municípios de Campos dos Goytacazes e São João da Barra (latitudes 21°00' e 21°55' S e longitudes 40°57' e 41°00' W). Esta lagoa possui cordões arenosos de aproximadamente 50 m de largura na porção norte e que a separam do oceano Atlântico. Este ecossistema recebe influência direta das águas marinhas através do processo de abertura de barra, que é mais frequente no período chuvoso (novembro a março). Devido a estas conexões momentâneas, além da percolação através do cordão arenoso e o balanço negativo entre precipitação pluviométrica e evaporação, a salinidade é acentuada neste ecossistema (Tabela 1).

Este evento intermitente de abertura da barra possibilitou a colonização de suas margens próximas ao mar por espécies características de mangue, como *Avicenia* sp, *Laguncularia* sp e *Rhizophora mangle*. Nesta lagoa, devido a sua salinidade e baixa profundidade (cerca de 50 cm) também pode ser observado o desenvolvimento sazonal de estandes de macrolagas, tais como, *Ulva lactuca*, *Hypnea spinella*, e *Hinckesia mitchelliae*, e outras halófitas, como *Ruppia maritima* (Esteves *et al.*, 2005). A salinidade nesta lagoa varia num gradiente horizontal, em torno de 30-35 psu na área próxima à barra, até valores baixos de 10 psu nas áreas mais internas, consequência do aporte de água doce pelos canais Quitunguta e São Bento (Chagas e Suzuki, 2005). Na região de amostragem da *T. domingensis*, cerca de cinco quilômetros da barra em direção ao interior da lagoa, a salinidade varia entre 10 - 25 psu, dependente do ciclo hidrológico e dos processos de abertura da barra. A bacia de drenagem desta lagoa é coberta por pastos, plantações de cana-de-açúcar, agricultura de subsistência e vegetação de Mata Atlântica (restinga).

### 3.3. Lagoa de Iquiparí

A lagoa de Iquiparí (Figura 1) situa-se na região norte do Estado do Rio de Janeiro no município de São João da Barra (latitudes 21°44' e 21°48' S e longitudes 41°01' e 41°02' W). Esta apresenta uma bacia de drenagem que é utilizada para monocultura da cana-de-açúcar ou lavoura de subsistência, pasto e ainda apresenta fragmentos da vegetação nativa (restinga) em seu entorno. Esta lagoa encontra-se geologicamente embasada sobre depósitos sedimentares flúvio-marinhos quaternários, sendo uma lagoa costeira da região Norte Fluminense que têm sua gênese relacionada ao processo de formação do delta do rio Paraíba do Sul (Lamego, 1955). A superfície do seu espelho d'água é estimada em 1,4 km<sup>2</sup> com uma extensão de 10 km, baseando-se em imagens de satélites obtidas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Esta vem sofrendo várias aberturas de barras no decorrer dos anos, que vem gerando alterações no volume de água e trocas intensas com o ambiente marinho adjacente, juntamente com o lançamento direto de esgoto doméstico *in natura* de algumas propriedades inseridas nas margens da lagoa. O efeito da abertura de barras possibilitou o desenvolvimento de intensos bancos da macrófita aquática submersa *Najas marina* e da macroalga do gênero *Chara*, na porção próxima do mar da lagoa impossibilitando a navegação e a pesca. A região marginal desta lagoa é colonizada por macrófitas aquáticas emersas, sobretudo *Typha domingensis*.

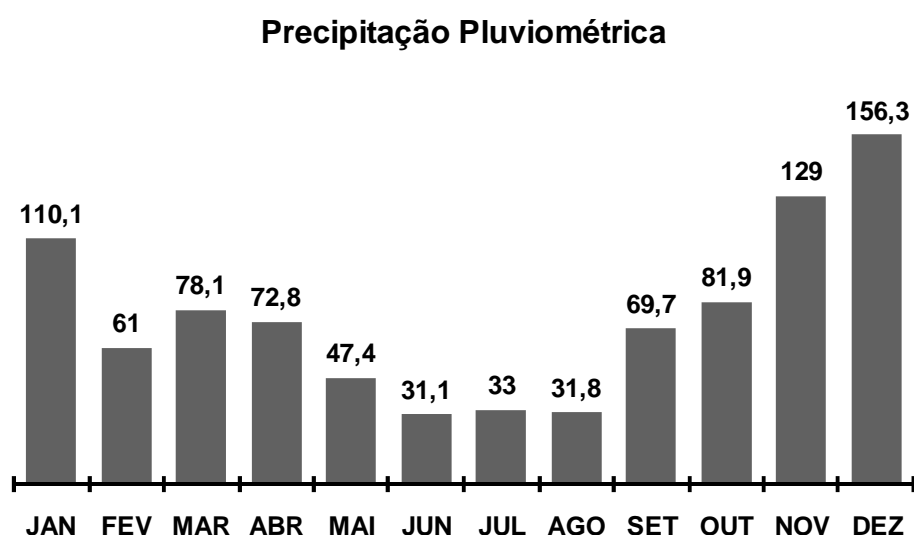


**Figura 1.** Ilustração do Brasil e Estado do Rio de Janeiro, destacando o rio Paraíba do Sul e as lagoas do Campelo, Açú e Iquipari. O \* indica onde foram realizadas as amostragens.

#### 4. Características Regionais

A região norte do Estado do Rio de Janeiro apresenta pluviosidade em torno de 1000 mm anuais e temperaturas médias entre 20 e 30 °C, o que caracteriza seu clima como tropical sub-úmido seco, segundo a classificação de Thornthwaite (FIDERJ, 1978), com excesso de água no verão e calor bem distribuído o ano todo. A baixa incidência de chuvas nos meses de maio a agosto caracteriza o período seco da região, enquanto que os meses de dezembro a março caracterizam-se como período chuvoso, devido à maior pluviosidade (Figura 2).

O solo da região é pobre em nutrientes, constituindo principalmente de areia (podzol hidromórfico – CIDE, 1997), torna as culturas em larga escala inapropriadas para a região, observando-se a necessidade de adição de nutrientes ao solo para sustentá-las. A elevada porosidade do solo promove uma grande infiltração da água e o arraste dos nutrientes adicionados, que migram para o lençol freático e daí para os sistemas aquáticos, acelerando a eutrofização natural.



**Figura 2.** Média da precipitação pluviométrica (mm) dos últimos 30 anos (1976-2005) em Campos dos Goytacazes, RJ. Dados provenientes do posto climatológico do campus Dr. Leonel Miranda - UFRRJ, Campos dos Goytacazes, RJ.

## 5. Bibliografia

- ANDERSSON, A.; SAMUELSSON, K.; HAECKY, P.; ALBERTSSON, J. 2006. Changes in the pelagic microbial food web due to artificial eutrophication. *Aquat. Ecol.* 40: 299-313.
- ANGELER, D.G.; RODRÍGUEZ, M.; MARTÍN, S.; MORENO, J.M. 2004. Assessment of application-rate dependent effects of a long-term fire retardant chemical (Fire Trol® 934) on *Typha domingensis* germination. *Environm. Intern.* 30: 375–381.
- ASHRAF, M.; HARRIS, P.J.C. 2004. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. *Plant Sci.* 166: 3–16.
- BARRAT-SEGRETAIN, M.H. 2001. Biomass allocation in three macrophyte species in relation to the disturbance level of their habitat. *Freshwater Biol.* 46: 935–945.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. 1998. Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination. Academic Press, Boston, MA, USA.
- BERNARDES, M.C.; BARROSO, L.V. 1995. Efeitos da ação humana sobre as lagoas. *Revista Ecologia e Desenvolvimento*, 58p.
- CALLISTO, M.F.P.; SERPA-FILHO, A.; DE OLIVEIRA, S.J.; ESTEVES, F.A. 1996. Chironomids on the leaves of *Typha domingensis* in a lagoon of Rio de Janeiro State (Brazil). *Stud. Neotrop. Fauna e Environm.* 31: 51-53.
- CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. 1996. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in on oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). *Archiv für Hydrobiologie* 135 (3): 423-432.
- CHAGAS, G.G.; SUZUKI, M.S. 2005. Seasonal hydrochemical variation in a tropical coastal lagoon (Açu lagoon, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 65: 597-607.
- CHANG, H.; SIEGEL, B.Z.; SIEGEL, S.M. 1984. Salinity induced changes in isoperoxidase in taro, *Colocasia esculenta*. *Phytochemistry*, 23: 233-235.
- CHAVES, M.M.; FLEXAS, J.; PINHEIRO, C. 2009. Photosynthesis under drought and salt stress: regulation mechanisms from whole plant to cell. *Ann. Bot.* 103: 551-560.



- CHOW-FRASER, P. 2005. Ecosystem response to changes in water level in Great Lakes marshes: lessons from the restoration of Cootes Paradise Marsh. *Hydrobiologia* 539: 189-204.
- CIDE – Centro de Informações e Dados do Estado do Rio de Janeiro. 1997. Secplan, Rio de Janeiro. 78p
- CLEMENTS, F.E. 1905. *Research methods in ecology*. University Publishing Company.
- CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. 1988. *Guia ilustrado da vegetação costeira do extremo sul do Brasil*. Rio Grande, RS. Editora FURG. 275p.
- CRAINE, J.M. 2006. Competition for nutrients and optimal root allocation. *Plant Soil* 285: 171-185.
- DELGADILLO-HINOJOSA, F.; ZIRINO, A.; HOLM-HANSEN, O.; HERNÁNDEZ-AYÓN, J.M.; BOYD, T.J.; CHADWICK, B.; RIVERA-DUARTE, I. 2008. Dissolved nutrient balance and net ecosystem metabolism in a Mediterranean-climate coastal lagoon: San Diego Bay. *Est. Coast. Shelf Sci.* 76: 594-607
- DEVLIN, M.J.; BRODIE, J. 2005. Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal waters. *Mar. Poll. Bull.* 51: 9-22.
- DODDS, W.K.; COLE, J.J. 2007. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. *Aquat. Sci.* 69: 427-439.
- ESTEVEVES, B.S.; SUZUKI, M.S. 2008. *Typha domingensis* Pers. subject to interactions among water level and fire event in a tropical lagoon. *Acta Limnol. Brasil.* 20: 227-234.
- ESTEVEVES, F.A.; CALIMAN, A.; SANTANGELO, J.M.; GUARIENTO, R.D.; FARJALLA, V.F.; BOZELLI, R.L. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Braz. J. Biol.* 68: 967-981.
- ESTEVEVES, B.S.; TAOUIL, A.; SUZUKI, M.S. 2005. Nutrient composition of macroalgae and macrophytes of the Açú lagoon, Rio de Janeiro State, Brazil. *Acta Limnol. Brasil.* 17: 233-244.
- ESTEVEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro, 602p.

- FIDERJ - Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social. *Indicadores climatológicos do estado do Rio de Janeiro*. Série SIPE. Rio de Janeiro, 1978, 155p.
- FIELDS, P.; JOHN, E. 2008. Changes in the concentrations of counteracting osmolytes in response to environmental stress. *Comp. Bioch. Physiol. - Part A: Molecular & Integrative Physiology* 150: 157.
- FOYER, C.H.; NOCTOR, G. 2005. Redox homeostasis and antioxidant signaling: a metabolic interface between stress perception and physiological responses. *Plant Cell* 17: 1866–1875.
- GARBEY, C.; THIÉBAUT, G.; MULLER, S. 2004. Morphological plasticity of a spreading aquatic macrophyte, *Ranunculus peltatus*, in response to environmental variables *Plant Ecol.* 173: 125–137.
- GECHEV, T.S.; VAN BREUSEGEM, F.; STONE, J.M.; DENEV, I.; LALOI, C. 2006. Reactive oxygen species as signals that modulate plant stress responses and programmed cell death. *BioEssays* 28: 1091 – 1101.
- GRACE, J.B. 1988. The effects of nutrient additions on mixtures of *Typha latifolia* L. and *Typha domingensis* Pers. along a water depth gradient. *Aquat. Bot.* 31: 83–92.
- GRIME, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, New York.
- HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J.M.C. 1985. *Free radicals in biology and medicine*. Clarendon Press, Oxford, 543p.
- HASEGAWA, P.M.; BRESSAN, R.A.; ZHU, J.K.; BOHNERT, H.J. 2000. Plant cellular and molecular responses to high salinity. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 51: 463–499.
- HOCKING, P.J. 1981. Response of *Typha domingensis* to salinity and high levels of manganese in the rooting medium. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 32: 907-919.
- HOENE, F.C. 1948. *Plantas aquáticas*. Secretaria da Agricultura. São Paulo. 168p.
- HOLLAND, M.M.; RISSER, P.G. 1991. Introduction: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments. Pages 1–7. *In:* Holland, M.M.; Risser, P.G.; Naiman, R.J. Ecotones: the role of landscape boundaries in the

management and restoration of changing environments. Chapman and Hall, New York, New York, USA.

KAUTSKY, L. 1988. Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes. *Oikos* 53: 126-135.

KEREPESI, I.; GALIBA, G. 2000. Osmotic and salt stress-induced alteration in soluble carbohydrate content in wheat seedlings. *Crop Sci.* 40: 482–487.

KHAN, M.A.; UNGAR, I.A.; SHOWALTER, A.M. 2000. Effects of sodium chloride treatments on growth and ion accumulation of the halophyte *Haloxylon recurvum*. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31: 2763–2774.

KHOLOVÁ, J.; SAIRAM, R.K.; MEENA, R.C.; SRIVASTAVA, G.C. 2009. Response of maize genotypes to salinity stress in relation to osmolytes and metal-ions contents, oxidative stress and antioxidant enzymes activity. *Biol. Plant.* 53: 249-256.

KNOLL, B.L., VANNI, J.M.; RENWICK, H.W. 2003. Phytoplankton primary production and photosynthetic parameters in reservoirs along a gradient of watershed land use. *Limnol. Oceanog.* 48: 608 – 617.

KUHEN, M.M.; MINOR, J.E.; WHITE, B.N. 1999. An examination of hybridization between the cattail species *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* using random amplified polymorphic DNA and chloroplast DNA markers. *Mol. Ecol.* 8: 1981-1990.

LAMEGO, AR. 1955. *Geologia das quadrículas de Campos, São Tomé, Lagoa Feia e Xexé*. Rio de Janeiro, Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia do Departamento Nacional de Produção Mineral.

LEOPOLD, A. 1933. *Game management*. Charles Scribner's Sons. New York, USA.

MAGYAR, G.; KUN, Á.; OBORNY, B.; STUEFER, J.F. 2007. Importance of plasticity and decision making strategies for plant resource acquisition in spatio-temporally variable environments. *New Phytol.* 174:182-193.

MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J.-M.; DOMINGUEZ, J.M.L.; AZEVEDO, A.E.G. 1984. Evolução da planície costeira do Rio Paraíba do Sul (RJ) durante o quaternário:

- influência das flutuações do nível do mar. *Anais do XXXIII Congresso Brasileiro de Geologia*, Rio de Janeiro, p. 84-97.
- MIKLOVIC, S.; GALATOWITSCH, S.M. 2005. Effect of NaCl and *Typha angustifolia* L. on marsh community establishment: a greenhouse study. *Wetlands* 25: 420–429.
- MITCH, LM. 2000. Common Cattail, *Typha latifolia* L. *Weed Technol.* 14: 446 -450.
- MØLLER, I.M.; JENSEN, P.E.; HANSSON, A. 2001. Oxidative modifications to cellular components in plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* 58: 459-481.
- NAKAGAMI, H.; PITZSCHKE, A.; HIRT, H. 2005. Emerging MAP kinase pathways in plant stress signaling. *Trends Plant Sci.* 10: 339-346.
- ODUM, E.P. 1986. *Ecologia*. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, 433p.
- 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). *Wet. Ecol. Manag.* 13: 191-198.
- SANTOS, A.M.; ESTEVES, F.A. 2002. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. *Aquat. Bot.* 74: 189–199.
- SEMADS. 2002. Atlas das Unidades de Conservação da Natureza do Estado do Rio de Janeiro. Metalivros, São Paulo.
- SOBEK, S.; SÖDERBÄCK, B.; KARLSSON, S.; ANDERSSON, E.; BRUNBERG, A.K. 2006. A carbon budget of a small humic lake: an example of the importance of lakes for organic matter cycling in boreal catchments. *Ambio* 35: 469-475.
- STAEHR, P.A.; SAND-JENSEN, K. 2007. Temporal dynamics and regulation of lake metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 52: 108-120.
- TANG, C.-F.; LIU, Y.-G.; ZENG, G.-M.; LI, X.; XU, W.-H.; LI C.-F.; YUAN, X.-Z. 2005. Effects of Exogenous Spermidine on Antioxidant System Responses of *Typha latifolia* L. Under Cd<sup>2+</sup> Stress. *J. Integ. Plant Biol.* 47: 428 – 434.

- TANG W.; NEWTON R.J. 2005. Polyamines reduce salt induced damage by increasing the activities of antioxidant enzymes and decreasing lipid peroxidation in Virginia pine *Pinus virginiana* Mill. *Plant Growth Regul.* 46: 31-43.
- THOMPSON, J.E.; LEDGE, R.L.; BARBER, R.F. 1987. The role of free radicals in senescence and wounding. *New Phytol.* 105: 317-344.
- WANG, Y.; NIL, N. 2000. Changes in chlorophyll, ribulose biphosphate carboxylase-oxygenase, glycine betaine content, photosynthesis and transpiration in *Amaranthus tricolor* leaves during salt stress. *J. Hort. Sci. Biotechnol.* 75: 623-627.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 24: 6-24.
- WHIGHAM, D.F.; JORDAN, T.E.; MIKLAS, J. 1989. Biomass and resource allocation of *Typha angustifolia* L. (Typhaceae): the effect of within and between year variations in salinity. *Bull. Torrey Bot. Club.* 116: 364-370.
- WIENS, J.A.; CRAWFORD, C.S.; GOSZ, J.R. 1985. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos* 45: 421-427.
- ZEDLER, J. B.; PALING, E.; McCOMB, A. 1990. Differential responses to salinity help explain the replacement of native *Juncus kraussii* by *Typha orientalis* in Western Australian salt marshes. *Aust. J. Ecol.* 15:57-72.
- ZHIFANG, G.; LOESCHER, W.H. 2003. Expression of a celery mannose 6-phosphate reductase in *Arabidopsis thaliana* enhances salt tolerance and induces biosynthesis of both mannitol and a glucosyl-mannitol dimmer. *Plant Cell Environ.* 26: 275-283.

## CAPÍTULO 1

**INFLUÊNCIA DO NÍVEL DE ÁGUA E DO FOGO NA PRODUÇÃO  
PRIMÁRIA, BIOMASSA E NUTRIENTES EM *Typha domingensis*  
PERS.**

**Resumo:** Este estudo avaliou a produção primária, biomassa, conteúdo de nutrientes e eficiência de resorção de N e P em *T. domingensis* em resposta a flutuações do nível d'água e queimada, na zona litoral de uma lagoa costeira, entre set/04 e jul/05. A flutuação no nível d'água variou entre 0 cm, quando o sedimento foi exposto em novembro/04, até atingir a profundidade máxima de 124cm em março/05; e os efeitos do fogo foram observados a partir de maio/05. O fogo ocasionou a eliminação total da biomassa aérea, seguido rapidamente por emissões de folhas jovens, que apresentaram incremento dos conteúdos de C e N (de 372,1 a 383,1 mg g<sup>-1</sup>PS e 29,7 a 34,8 mg g<sup>-1</sup>PS, respectivamente) e recomposição da biomassa num período de um mês. A translocação de biomassa foi evidentemente direcionada à porção aérea em detrimento da porção subterrânea. Após a queimada, *T. domingensis* parece ser capaz de alterar seu estágio de crescimento e morte, modificando a distribuição de nutrientes nas diferentes estruturas vegetais. Da mesma forma, a produção primária aérea foi afetada tanto pela queimada quanto pelo incremento do nível d'água, quando os valores mais elevados foram observados; por outro lado produção primária subterrânea de *T. domingensis* não foi influenciada pelas flutuações no nível d'água, mas apresentou os menores valores no evento de queimada em função da translocação de nutrientes para a porção aérea. A capacidade rápida de retornar as condições iniciais ao estresse por meio de reprodução vegetativa usando recursos estocados nos rizomas indica elevada resiliência do estande *T. domingensis* em ambientes pobres em P, como no caso da lagoa do Campelo.

**Palavras-Chave:** resorção nutricional, estratégias vegetais, distúrbios ambientais.

## 1. Introdução

Lagoas rasas apresentam amplas zonas marginais propícias ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas emergentes. Estudos têm demonstrado que estas macrófitas apresentam habilidade de retirar nutrientes tanto da coluna d'água quanto do sedimento, especialmente nitrogênio e fósforo, para atender suas necessidades metabólicas (Wetzel, 1995). Estes organismos têm grande importância na estocagem e ciclagem de carbono e nutrientes sob diferentes condições ambientais (Santos e Esteves, 2002; Deegan *et al.*, 2006; Esteves e Suzuki, 2008), interferindo direta ou indiretamente nos diferentes compartimentos ecossistêmicos.

Algumas macrófitas aquáticas têm desenvolvido adaptações químicas e fisiológicas devido à pressão de seleção exercida por distúrbios ambientais e competições inter e intra-específicas originadas principalmente por mudanças na disponibilidade de nutrientes nos substratos (Lorenzen *et al.*, 2001; Zedler e Kercher, 2005). Santos e Esteves (2002) observaram alterações na biomassa, na produtividade e na mortalidade de *Eleocharis interstincta* relacionadas à variação da profundidade da coluna d'água. Enrich-Prast *et al.* (2002) demonstraram que *Oryza glumaepatula*, em distintas fases hidrológicas de lagos amazônicos, apresenta modificações nos conteúdos de carbono, nitrogênio e fósforo. Tilman (1994) comenta que a composição nutricional dos tecidos pode ser uma característica importante na identificação de estratégias de desenvolvimento da planta em estudo sob diferentes condições ambientais e também na predição de uma eventual interação competitiva entre plantas.

O requerimento nutricional de comunidades de plantas em ambientes estressados é comumente suprido pela resorção de nutrientes de áreas senescentes. Este processo é uma importante estratégia utilizada pelas plantas para conservação interna dos nutrientes (Chapin *et al.*, 1987; Côte *et al.*, 2002). Deste modo, é presumível verificar



que a produção primária vegetal não é determinada exclusivamente pela abundância de nutrientes solicitados do substrato, mas também pela quantidade de nutrientes reaproveitados. Assim, a qualidade do material senescente vegetal é afetada pelo grau de resorção de nutrientes, que logo é regulada pelas condições ambientais. O conhecimento acerca dos padrões de resorção e seus causadores são críticos para o entendimento dos efeitos ambientais deste processo sobre a ciclagem de nutrientes no sistema (Killingbeck, 1996).

Com isso, se faz relevante um melhor entendimento sobre a variação na composição nutricional de diferentes estruturas em macrófitas aquáticas, como subsídio para o entendimento do processo de reciclagem daqueles um sistema em que se apresentam como componente importante. Ainda, as razões entre C:N:P podem ser utilizadas como um indicador da limitação destes elementos em diversos ambientes (Koerselman e Meuleman, 1996; Roem e Berendse, 2000). Dentre as razões molares, C:N e N:P são obtidas com certa facilidade e possibilitam a comparação com outros estudos (Güsewell e Koerselman, 2002; Olde Venterink *et al.*, 2003). As relações entre as razões C:N e N:P e características da vegetação são também utilizadas para demonstrar mudanças entre comunidades vegetais naturais e suas respostas a modificações ambientais (Bedford *et al.*, 1999; Matson *et al.*, 1999; Olde Venterink *et al.*, 2003). Além disso, razões molares auxiliam na observação de limitações nutricionais para a sustentação da teia trófica (Markow *et al.*, 1999; Smith, 2002).

Macrófitas aquáticas, especialmente as emersas, em condições limitadas de nutrientes possuem elevadas habilidades de competição e eficiência na absorção de nutrientes. *Typha domingensis* Pers. é uma macrófita aquática emersa, habitualmente distribuída e localizada em ambientes litorâneos que pode demonstrar mudanças na alocação de biomassa e morfologia sob tais circunstâncias (Lorenzen *et al.*, 2001). Esta

planta é rizomatosa, capaz de formar estandes monoespecíficos em áreas alagáveis em todo o mundo (Cronk e Fenessy, 2001; Palma-Siva *et al.*, 2005). Possui facilidade de autofecundação, porém, o recrutamento de indivíduos jovens por reprodução vegetativa é mais efetivo, sendo limitado apenas por distúrbios ambientais. Lagoas costeiras tropicais, onde *T. domingensis* é encontrada facilmente, são caracterizadas pela vulnerabilidade aos ventos, impactos antrópicos e flutuações climáticas, sobretudo, alterações no nível da coluna d'água (Santos e Esteves, 2002; Angeler *et al.*, 2004; Chow-Fraser, 2005).

Mudanças abruptas nas áreas marginais de lagoas costeiras tropicais são constantes pela heterogeneidade de ações antrópicas, como utilização de fogo para caçar animais. Em um estudo no período de um ano, foram avaliados produção primária, conteúdo, estoque e eficiência de resorção de nutrientes limitantes em *T. domingensis* e a razão molar entre estes elementos, acompanhando alterações sazonais naturais no ciclo hidrológico e um evento antrópico de queimada, em uma lagoa costeira tropical.

## **2. Material e Métodos**

### *2.1. Amostragem e análises químicas*

Cinco amostragens de macrófitas, com periodicidade quinzenal, foram realizadas em um período seco (de setembro a novembro/04), um inundado (de janeiro a março/05) e após uma queimada (de maio a julho/05) na zona litoral oeste da lagoa do Campelo. Em cada amostragem quatro quadrados de 0,25 m<sup>2</sup> foram coletados arbitrariamente numa área de cerca de 20.000 m<sup>2</sup> (200 m x 100 m), assim como os valores de profundidade da coluna d'água neste mesmo local. As amostras coletadas de *T. domingensis* foram separadas em folhas adultas (> 1 m) e jovens (≤ 1 m) (ambas totalmente verdes e desenvolvidas inteiramente), inflorescências (flores estaminadas e

pistiladas sob a forma de uma inflorescência cilíndrica), raízes, rizomas (caules subterrâneos horizontais que se dividem em nódulos, formando uma extensa rede) e detritos (< 60% folhas verdes, marrom claro, ainda ligado a base da planta). Neste estudo, foram encontrados 90–100% de todas as raízes e rizomas situados entre 0 e 30 cm de profundidade.

No laboratório, os materiais vegetais separados foram secos em estufa a 80°C por 3 dias, até peso constante, e então trituradas para análises químicas. Previamente no campo, a biomassa foi estimada em gPS m<sup>-2</sup> e densidade em # m<sup>-2</sup>. A produção primária líquida aérea (PPLA) foi estimada por meio de técnicas descritas por Linthurst e Reimold (1978). A biomassa subterrânea não foi separada em parte viva e morta. A produção primária líquida subterrânea (PPLS) foi avaliada segundo método de Palma-Silva *et al.*, 2000. De acordo com Palma-Silva *et al.* (2000), o esforço reprodutivo (ER) foi estimado através de percentual relativo de todas as inflorescências durante o estudo:

$$ER(\%) = (PA / PT) \times 100,$$

onde, PA: peso seco total da inflorescência durante uma amostragem; PT: peso seco total da inflorescência durante todas as amostragens realizadas.

Carbono e nitrogênio foram determinados por combustão seca de material vegetal moído utilizando-se analisador elementar Perkin Elmer 2400 (CHNS/O). Para a determinação de fósforo, alíquotas de material seco e moído (500,0 ± 5,0 mg) foram colocadas em cadinhos de porcelana e levadas ao forno mufla por 4 horas a 550°C. As amostras foram ressuspensas em 10 ml de solução 1,0M de HCl, transferidas para frascos de 50ml e diluídos em água ultra-pura (Miller, 1998). As alíquotas diluídas foram determinadas colorimetricamente em 885nm após uma reação com molibdato (Murphy e Riley, 1962). As razões molares C:N, N:P e C:P foram calculadas para as estruturas estudadas em cada período.

A eficiência de resorção foi considerada somente em folhas, uma vez que o sistema não foi considerado em “steady state” (Frissel, 1981). A eficiência de resorção (ER) foi calculada com fórmula proposta por Killingbeck (1996):

$$ER(\%) = 100 \times (1 - [\text{nutriente}]_{\text{senescente}} / [\text{nutriente}]_{\text{verde}}),$$

onde, ER é a eficiência de resorção de nutrientes (N e P),  $[\text{nutriente}]_{\text{verde}}$  é concentração de N (ou P) em folhas verdes e  $[\text{nutriente}]_{\text{senescente}}$  é concentração de N (ou P) em folhas senescentes.

No período de estudo, paralelamente às amostragens de macrófitas aquáticas, em janeiro/05, amostras de sedimento foram retiradas no interior do estande de *T. domingensis* da lagoa do Campelo. Quatro perfis sedimentares foram amostrados aleatoriamente. Após a remoção do sedimento, estes foram fracionados de 10 em 10 cm e colocados em recipientes plásticos. As amostras de sedimento foram peneiradas (2 mm tamanho da malha), secas em estufa a 40°C até atingir peso constante e analisadas para C, N, P e cinzas, após serem incineradas em forno mufla a 550°C. Os conteúdos de C e N foram determinados através de um analisador elementar Perkin Elmer 2400 series CHNS/O analyzer. O conteúdo de P-disponível foi extraído com solução de ácido clorídrico 0,5 M e determinado por colorimetria (método azul de molibdênio, Allen *et al.*, 1986).

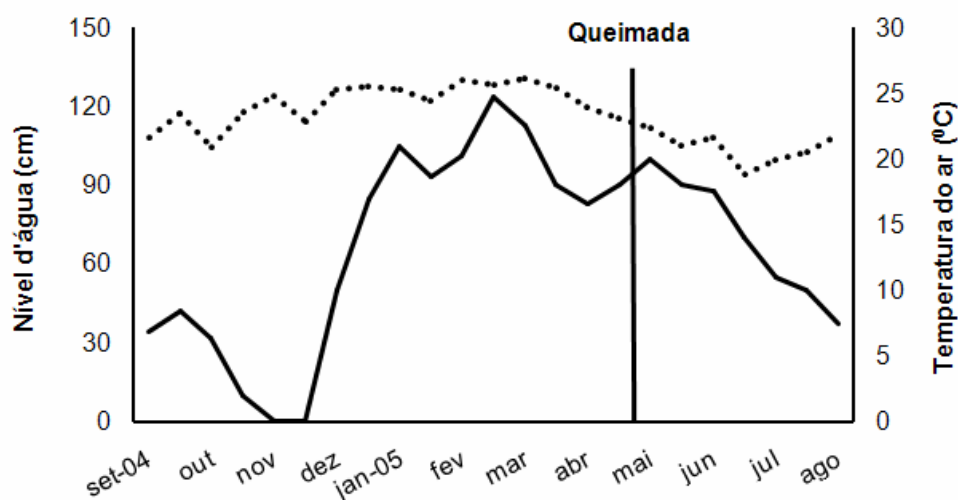
## 2.2. Análises estatísticas

Todos os valores obtidos foram transformados (log) para homogeneização das variâncias e normalização dos resíduos. Para todas as fases, a biomassa, densidade, e nutrientes foram tratados por one-way ANOVA, e as diferenças entre os períodos de amostragem foram verificados por Tukey HSD tests. A correlação de Pearson foi usada para avaliar a relação entre os vários parâmetros. Um nível de significância de  $p < 0,05$

foi usado em todos os testes. Para análises das inflorescências foram realizados teste T não pareado com correção de Welch ( $p < 0,05$ ).

### 3. Resultados

Os dois primeiros períodos (seco e inundado) são eventos sazonais naturais e o último um evento esporádico antrópico agudo de curto prazo. Assim, durante o ápice do período seco, o sedimento ficou totalmente exposto, sem cobertura d'água (novembro/04). No período inundado (564,3 mm no período chuvoso), a coluna d'água atingiu a profundidade máxima de 124 cm (março/05). A variação no nível d'água acarretou incremento na área superficial da lagoa do Campelo ao longo do estudo. A temperatura do ar durante o estudo apresentou média de  $23,2 \pm 2,1^\circ\text{C}$  (Figura 1).



**Figura 1.** Flutuações no nível d'água (—) e temperatura do ar (....) na lagoa do Campelo durante o período de amostragem (setembro/04 a setembro/05). O traço perpendicular ao eixo correspondente aos meses do ano.

As características do sedimento avaliadas não variaram significativamente entre os perfis amostrados ( $p > 0,05$ ). A lagoa do Campelo apresentou valores que variaram de 28 a 96  $\text{mg.g}^{-1}$  de C, de 4 a 10  $\text{mg.g}^{-1}$  de N e conteúdo médio de  $0,26 \pm 0,18 \text{ mgP.g}^{-1}$ . O conteúdo de matéria orgânica variou de 11% a 23% (Tabela 1).

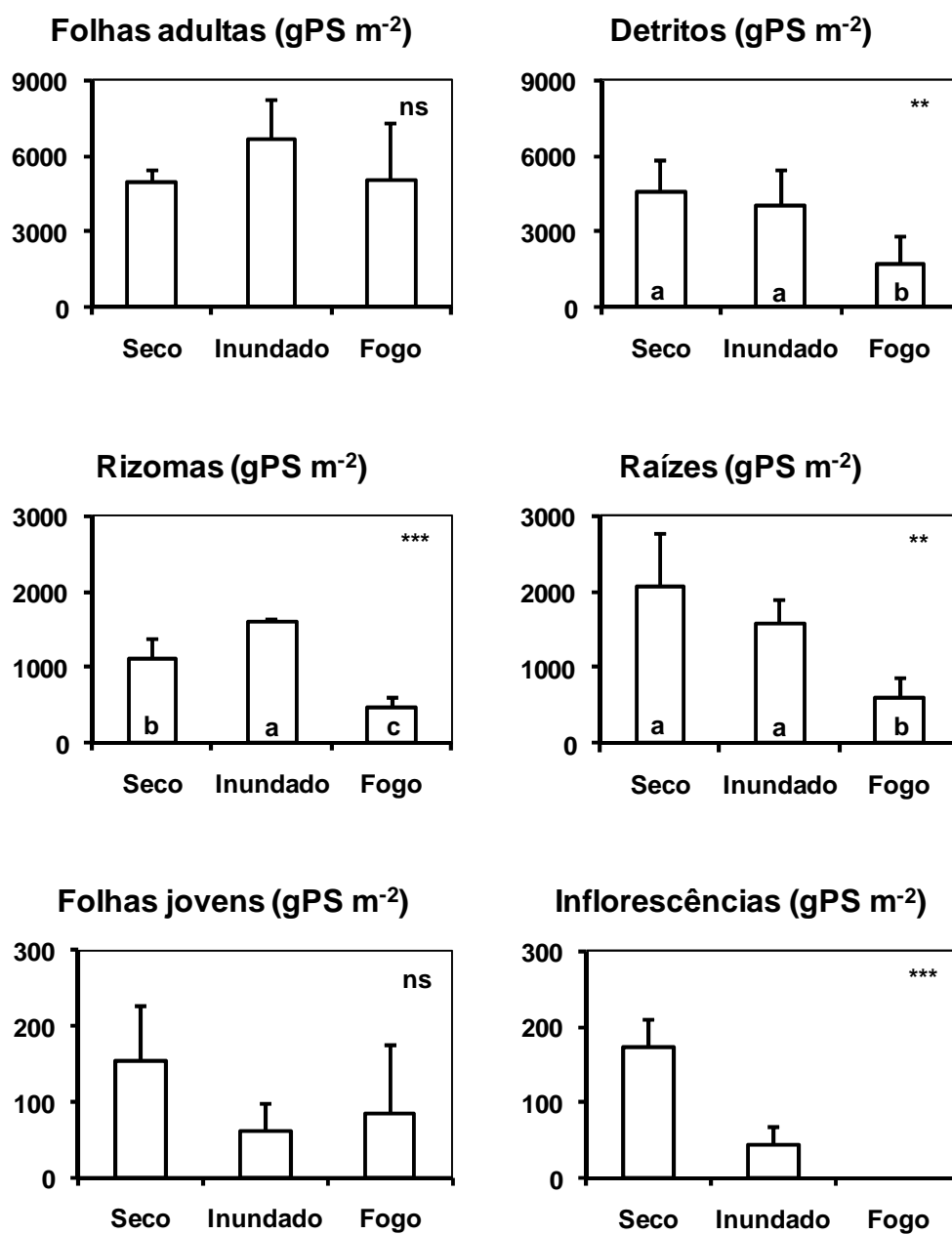
Sobre a biomassa de *T. domingensis* (Figura 2), as folhas adultas e detritos foram às estruturas que mais contribuíram para a biomassa total durante o estudo ( $5529 \pm 946$  e  $3442 \pm 1522 \text{ gPS m}^{-2}$ , respectivamente valores médios para todo estudo). As raízes apresentaram tendência a redução de biomassa ( $2073 \pm 686 \text{ gPS m}^{-2}$  no período seco a  $605 \pm 249 \text{ gPS m}^{-2}$  no pós-fogo), diferentemente dos rizomas, onde esta diminuição somente foi observada após a queimada ( $466 \pm 133 \text{ gPS m}^{-2}$ ). As folhas jovens apresentaram os maiores valores de biomassa no período de seca e pós-fogo ( $155 \pm 71$  e  $84 \pm 90 \text{ gPS m}^{-2}$ , respectivamente) e a biomassa da porção reprodutiva de *T. domingensis* foi, aproximadamente, quatro vezes maior no período seco quando comparada ao chuvoso. Em relação à biomassa média total, o período seco apresentou valor de  $8446 \pm 1319 \text{ gPS m}^{-2}$ , inundado  $9904 \pm 1414 \text{ gPS m}^{-2}$  e pós-fogo  $6190 \pm 1862 \text{ gPS.m}^{-2}$ .

Diferenças significativas foram observadas na densidade das partes da planta durante o período de amostragem (ANOVA;  $p < 0,05$ ) (Figura 3). As folhas totais apresentaram valor médio de  $517 \pm 194 \text{ # m}^{-2}$  durante o estudo, destacando-se as adultas e detritos ( $292 \pm 54$  e  $171 \pm 103 \text{ folhas m}^{-2}$ , médias respectivas) como as partes que mais contribuíram para a densidade de folhas totais. As folhas jovens apresentaram os valores mais elevados associados ao fenômeno de seca e pós-fogo ( $106 \pm 49$  e  $70 \pm 88 \text{ # m}^{-2}$ , respectivamente). Os rametes apresentaram valores de densidade relativamente constantes ao longo do período estudado, todavia, com tendência ao declínio desta ao longo do período estudado. Os maiores valores de densidade de inflorescência estiveram associados aos períodos mais secos.

**Tabela 1.** Média ( $\pm$ desvio) de C, N, P e matéria orgânica (MO) em perfis verticais de sedimento no estande de *T. domingensis* nas margens da lagoa do Campelo (n: 4).

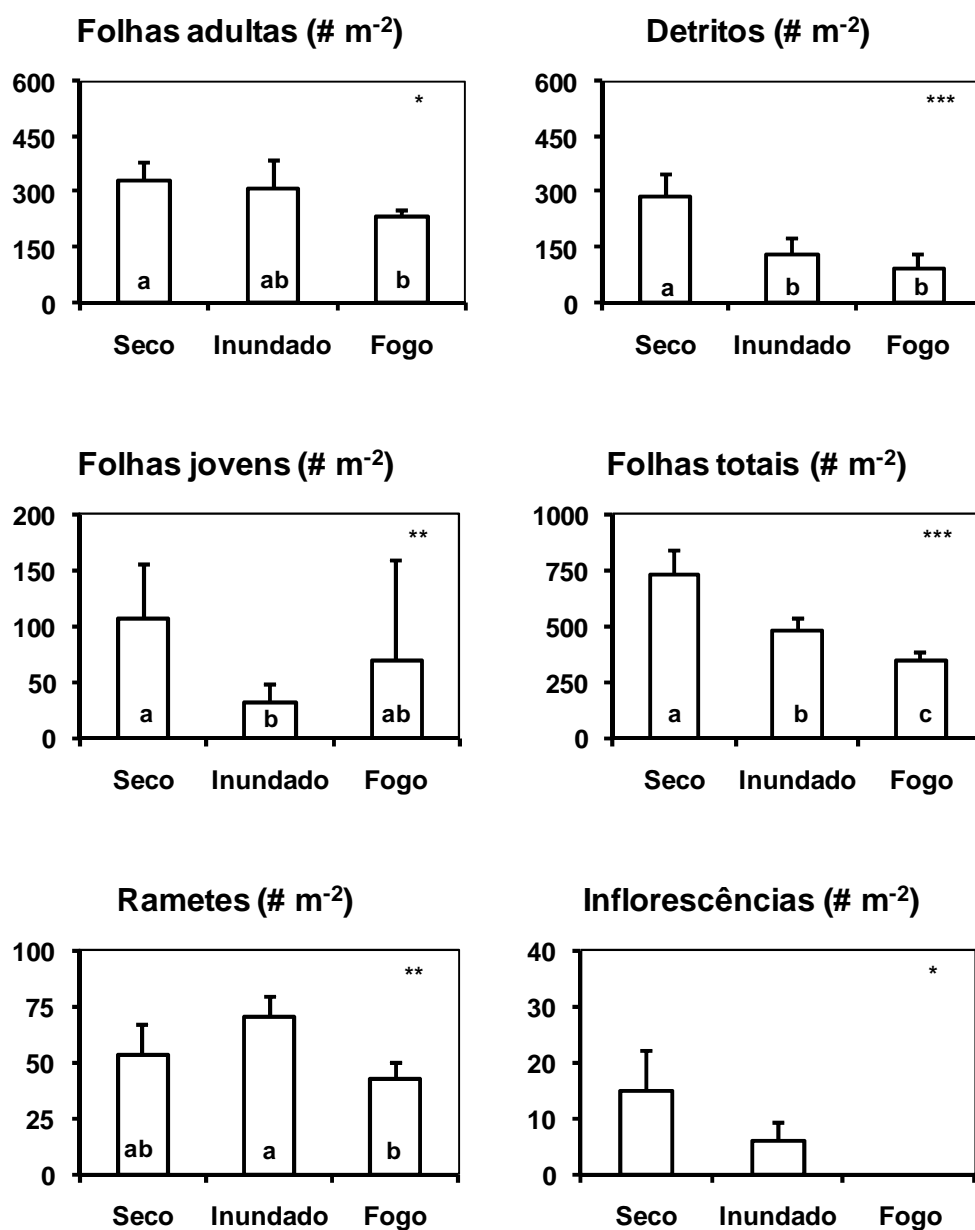
Perfil (cm)	C (mg.g <sup>-1</sup> )	N (mg.g <sup>-1</sup> )	P (mg.g <sup>-1</sup> )	MO (%)
0-10	96,1 $\pm$ 27,2	10,1 $\pm$ 2,5	0,4 $\pm$ 0,2	23,1 $\pm$ 5,2
10-20	68,3 $\pm$ 28,1	7,9 $\pm$ 2,5	0,2 $\pm$ 0,1	23,0 $\pm$ 12,1
20-30	28,2 $\pm$ 11,3	3,7 $\pm$ 1,1	0,2 $\pm$ 0,1	11,0 $\pm$ 2,2
30-40	35,4 $\pm$ 6,1	9,2 $\pm$ 3,4	0,2 $\pm$ 0,1	12,3 $\pm$ 7,1
40-50	36,1 $\pm$ 1,2	8,2 $\pm$ 2,4	0,2 $\pm$ 0,2	16,1 $\pm$ 4,1

Em relação à produção primária das diferentes partes da planta, os valores de produção primária aérea variaram de  $48 \pm 22$  (período seco) a  $112 \pm 76$  (pós-fogo)  $\text{gPS.m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , enquanto a porção subterrânea apresentou maior produção primária no período inundado,  $28 \pm 12$   $\text{gPS.m}^{-2}\text{d}^{-1}$  (Figura 4). A biomassa foi maior na parte aérea do que na subterrânea ( $69,5 \pm 8,1\%$  e  $30,5 \pm 8,1\%$ , respectivamente) durante os diferentes períodos de estudo (Figura 5). Dentre a alocação de biomassa subterrânea, constantemente os maiores valores foram atribuídos as raízes,  $17,8 \pm 5,6\%$ , em relação ao rizoma ( $12,7 \pm 3,9\%$ ). O esforço reprodutivo apresentou valores elevados no período seco ( $15,9 \pm 3,2\%$ ) e menor no período de inundação ( $4,1 \pm 2,1\%$ ) (Figura 5).

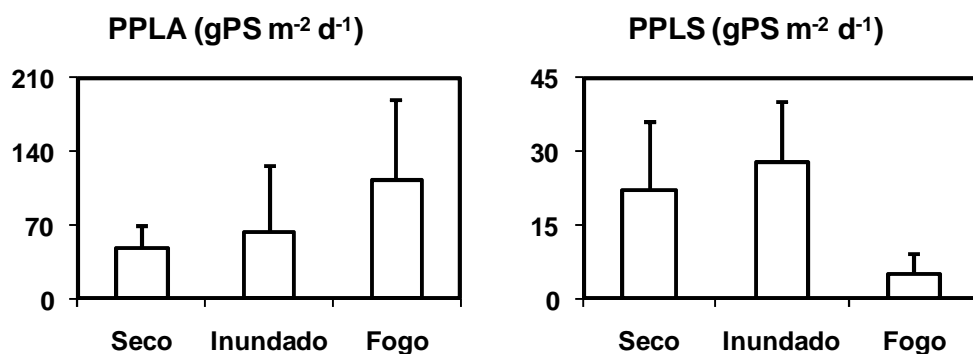


**Figura 2.** Biomassa (gPS m<sup>-2</sup>) nas diferentes estruturas da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). As barras verticais são o desvio padrão. As letras idênticas indicam grupos de médias sem diferença significativa ( $p > 0,05$ ). ns: não significativo; \* significativo em  $p < 0,05$ ; \*\* significativo em  $p < 0,01$ ; \*\*\* significativo em  $p < 0,001$ .

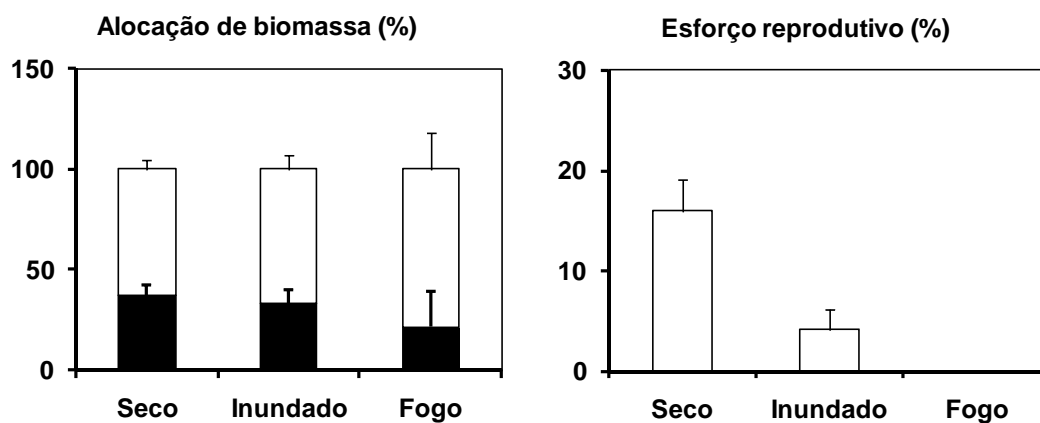




**Figura 3.** Densidade (# m<sup>-2</sup>) nas diferentes estruturas da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). As barras verticais são o desvio padrão. As letras idênticas indicam grupos de médias sem diferença significativa ( $p > 0,05$ ). ns: não significativo; \* significativo em  $p < 0,05$ ; \*\* significativo em  $p < 0,01$ ; \*\*\* significativo em  $p < 0,001$ .



**Figura 4.** Produção primária líquida aérea (PPLA) e produção primária líquida subterrânea (PPLS) da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). As barras verticais são o desvio padrão.



**Figura 5.** Alocação de biomassa (aérea: □ e subterrânea: ■) e esforço reprodutivo da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). As barras verticais são o desvio padrão.

Nos períodos estudados, as folhas adultas tiveram seu conteúdo de C, N e P variantes (Tabela 2). O conteúdo de N e P destas folhas foi considerado similar, quando comparado os períodos naturais, seco e inundado. Contudo, comparando os dados destes dois períodos com o episódio de queimada, o conteúdo de N e P nas folhas apresentou um incremento significativo ( $p < 0,05$ ; de 32,2 a 34,7  $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$  e 0,9 a 1,2  $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$ , respectivamente). Nos detritos, o conteúdo de C variou entre  $431,4 \pm 2,0$  e  $443,2 \pm 8,4$   $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$ , enquanto N e P variaram entre  $29,0 \pm 1,9$  e  $31,3 \pm 0,8$   $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$  e  $0,3 \pm 0,1$  a  $0,4 \pm 0,1$   $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$ , respectivamente (Tabela 2). Destaca-se que os conteúdos de N total mostraram valores elevados tanto no período inundado quanto após a queimada ( $p < 0,05$ ). O conteúdo de C nos rizomas variou entre  $367,5 \pm 3,3$  e  $391,0 \pm 8,6$   $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$ , enquanto N e P variaram entre  $26,4 \pm 0,8$  e  $28,9 \pm 1,5$   $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$  e  $0,8 \pm 0,2$  e  $1,2 \pm 0,1$   $\text{mg.g}^{-1}\text{PS}$ , respectivamente (Tabela 2). Não houve diferença significativa do conteúdo de C, N e P total entre os períodos de inundação e queimada ( $p > 0,05$ ) para esta estrutura, diferentemente do que se observou no período seco ( $p < 0,05$ ). As raízes apresentaram padrão similar aos rizomas. Nas folhas jovens, o conteúdo de C, N e P variaram durante este estudo (Tabela 2). O conteúdo de N e P das folhas adultas foi considerado similar quando analisado o período seco e o evento de queimada. Contudo, comparando os dados destes dois períodos com o período inundado, o conteúdo de N e P nas folhas apresentou aumento significativo ( $p < 0,05$ ). As inflorescências não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre os períodos seco e inundado para C e N (Tabela 2). Entretanto, o período seco apresentou o conteúdo de P 82% mais elevado que no período inundado ( $p < 0,05$ ).

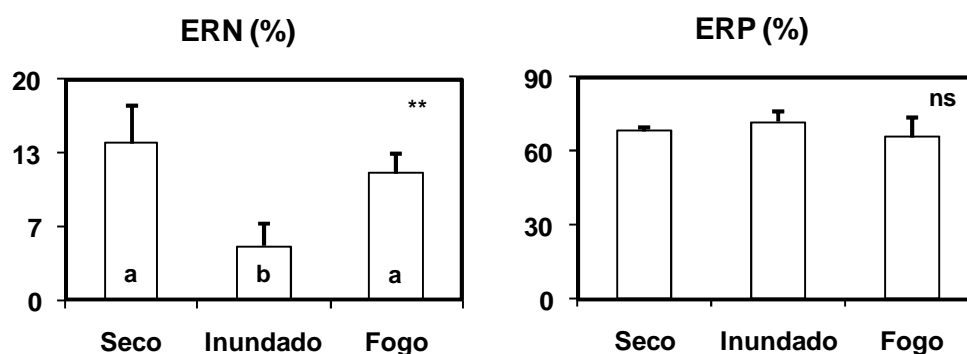
**Tabela 2.** Conteúdo médio de C, N e P ( $\text{mg g}^{-1}\text{PS}$ ) nas diferentes estruturas da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). O desvio padrão está entre parênteses. As letras idênticas indicam grupos de médias sem diferença significativa ( $p>0,05$ ). ns: não significativo; \* significativo em  $p<0,05$ ; \*\* significativo em  $p<0,01$ ; \*\*\* significativo em  $p<0,001$ .

Estruturas vegetais	Elementos	Períodos		
		Seco	Inundado	Fogo
Folhas adultas	C *	411,3 (3,7)b	414,6 (11,7)a	426,7 (6,4)a
	N *	32,2 (0,9)b	32,7 (0,9)b	34,7 (1,3)a
	P **	0,9 (0,1)b	0,9 (0,1)b	1,2 (0,1)a
Detritos	C **	431,4 (2,0)b	443,0 (4,0)a	443,2 (8,4)a
	N *	29,0 (1,9)b	31,1 (1,2)ab	31,3 (0,8)a
	P **	0,3 (0,1)b	0,3 (0,1)b	0,4 (0,1)a
Rizomas	C ***	391,0 (8,6)a	367,5 (3,3)b	369,4 (8,6)b
	N **	28,9 (1,5)a	26,4 (0,8)b	27,5 (0,6)ab
	P **	0,8 (0,2)b	1,1 (0,1)a	1,2 (0,1)a
Raízes	C ***	403,8 (6,4)a	367,6 (14,6)b	381,1 (9,9)b
	N ns	31,1 (1,0)	30,4 (1,4)	29,9 (1,2)
	P ns	1,0 (0,2)	0,9 (0,1)	1,1 (0,1)
Folhas jovens	C ***	363,0 (9,3)a	371,7 (1,6)a	383,1 (1,7)b
	N **	32,6 (1,6)a	29,5 (1,8)b	34,9 (1,8)a
	P **	1,3 (0,4)b	2,2 (0,4)a	1,6 (0,1)b
Inflorescências	C ns	438,0 (10,8)	448,7 (10,6)	sem inflorescências
	N ns	37,5 (1,3)	37,2 (0,7)	
	P **	2,0 (0,1)	1,1 (0,3)	

De modo geral, as seis estruturas morfológicas de *T. domingensis*, apresentaram razões moleculares C:N e N:P menores no período de queimada quando comparadas aos períodos de seca e inundação (Tabela 3). Entretanto, a razão C:N de detritos, rizomas e inflorescências não apresentaram diferenças significativas ( $p>0,05$ ) entre os períodos

estudados e o evento de queimada. As folhas adultas, jovens e raízes apresentaram diferenças significativas nas razões C:N entre os períodos seco e pós-fogo ( $p < 0,05$ ), enquanto o período inundado não apresentou diferenças significativas para esta razão ( $p > 0,05$ ). A razão C:P apresentou valores menores em quase todas as estruturas no evento de queimada, quando comparado com os outros períodos estudados.

A eficiência de resorção de nitrogênio (ERN) foi significativamente diferente entre os diferentes períodos estudados ( $p < 0,05$ ), sendo o período inundado duas vezes menores quando comparado com o período seco e de queimada (Figura 6). A ERP não apresentou diferenças significativas entre os eventos ambientais estudados.



**Figura 6.** Eficiência de resorção de nitrogênio (ERN) e fósforo (ERP) nas folhas da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). As barras verticais são o desvio padrão. As letras idênticas indicam grupos de médias sem diferença significativa ( $p > 0,05$ ). ns: não significativo; \* significativo em  $p < 0,05$ ; \*\* significativo em  $p < 0,01$ ; \*\*\* significativo em  $p < 0,001$ .

**Tabela 3.** Razão molar média de C, N e P nas diferentes estruturas da macrófitas aquática *T. domingensis* em 3 períodos: seco (setembro - novembro/04), inundado (janeiro - março/05) e fogo (maio - julho/05). O desvio padrão está entre parênteses. As letras idênticas indicam grupos de médias sem diferença significativa ( $p>0,05$ ). ns: não significativo; \* significativo em  $p<0,05$ ; \*\* significativo em  $p<0,01$ ; \*\*\* significativo em  $p<0,001$ .

Estruturas vegetais	Razão Molar	Períodos		
		Seco	Inundado	Fogo
Folhas adultas	C:N *	14,9 (0,3)a	14,6 (0,1)ab	14,4 (0,3)b
	N:P *	81,3 (6,1)a	77,8 (11,0)ab	65,5 (3,3)b
	C:P *	1216,4 (111,5)a	1138,2 (158,6)a	939,9 (26,8)b
Detritos	C:N ns	17,5 (1,1)	16,6 (0,6)	16,5 (0,2)
	N:P ***	226,7 (8,0)a	262,2 (22,5)a	181,2 (35,7)b
	C:P ***	3998,5 (283,4)a	4339,4 (237,8)a	2989,9 (586,5)b
Rizomas	C:N ns	15,9 (0,7)	16,2 (0,5)	15,7 (0,2)
	N:P ***	79,6 (14,7)a	52,8 (1,6)b	52,8 (4,4)b
	C:P **	1298,8 (276,5)a	853,4 (50,7)b	833,0 (78,7)b
Raízes	C:N **	15,0 (0,5)a	14,0 (0,6)b	14,9 (0,2)a
	N:P ns	70,1 (11,7)	72,8 (4,3)	60,4 (7,4)
	C:P ns	1070,0 (184,0)	1009,3 (98,4)	892,8 (112,0)
Folhas jovens	C:N ***	12,9 (0,5)b	14,7 (0,8)a	12,9 (0,6)b
	N:P **	61,3 (21,3)a	30,7 (5,9)b	48,0 (3,7)ab
	C:P *	778,1 (242,8)a	448,7 (71,8)b	614,2 (22,4)ab
Inflorescências	C:N ns	13,7 (0,4)	13,9 (0,3)	
	N:P ns	42,0 (3,8)	83,0 (35,2)	sem inflorescências
	C:P *	574,3 (54,1)	1149,3 (454,4)	

#### 4. Discussão

Neste trabalho foi observado um acréscimo da biomassa nas partes aéreas (especialmente folhas adultas) entre o período seco e inundado, confirmando a relação entre flutuação de nível d'água e alocação de biomassa por macrófitas aquáticas

emersas observadas por outros autores (Palma-Silva, 1998; Vretare *et al.*, 2001; Deegan *et al.*, 2006). Este efeito, possivelmente, está relacionado à produção de biomassa aérea (externamente à coluna d'água), para a manutenção do processo fotossintético. Contudo, os maiores valores de biomassa aérea foram detectados após a queimada (chegando a 78% - Figura 5), associados principalmente ao rápido incremento na biomassa e densidade de folhas jovens após a remoção total da biomassa aérea. Newman *et al.* (1998), estudando *T. domingensis* nos Everglades (Flórida, EUA) após um evento de queimada, observaram um intenso crescimento, sugerindo que o fogo pode causar alteração em fatores tais como remobilização de nutrientes do solo e mudanças entre competidores. Na lagoa do Campelo, o fogo atuou como fator decisivo para o intenso crescimento das folhas, que em duas semanas atingiram alturas superiores à 1 metro, e redução da produção primária (PPLS) e alocação subterrânea desta macrófita aquática. Além disso, a drástica diminuição no estoque de nutrientes na porção subterrânea confirma esta translocação para a porção aérea. A redução do desenvolvimento subterrâneo desta planta está relacionada à alocação de recursos para regeneração das estruturas fotossintetizantes (Coops *et al.*, 1996; Vretare *et al.*, 2001) e a manutenção do estande. Assim, as estruturas subterrâneas são essenciais para a manutenção dos estandes de *T. domingensis* sob condições estressantes na lagoa do Campelo. Estas estruturas podem ser utilizadas para rápida obtenção de energia e materiais em momentos de instabilidade, mobilizando nutrientes para a regeneração de órgãos fundamentais.

A compactação do sedimento e a presença de matéria orgânica são fatores que foram apontados como interferentes no desenvolvimento da biomassa subterrânea por Xie *et al.* (2005). Segundo alguns autores, em locais onde há pouco nutriente disponível, as plantas tendem a apresentar um sistema radicular mais desenvolvido para

umentar sua área de absorção (Xie e Yu, 2003; Xie *et al.*, 2004). Assim, o menor desenvolvimento das estruturas subterrâneas na zona litorânea da lagoa do Campelo pode ser explicado pela disponibilidade de nutrientes no sedimento da lagoa do Campelo, especialmente fósforo. Concomitantemente, os rizomas são responsáveis pela expansão clonal e manutenção da espécie (Miao, 2004), através da produção de rametes, que podem reduzir a biomassa destas estruturas (Wetzel e Howe, 1999). Os rizomas em áreas com alta disponibilidade de nutrientes eleva a densidade de rametes, sobretudo quando o sedimento fica exposto, como se observou em novembro/04, e no evento de queimada. Esta situação de exposição pode incentivar competição por luz e espaço, podendo levar a um acelerado processo de crescimento das folhas. O rápido retorno às condições originais de alocação de biomassa aérea através da reprodução vegetativa no período pós-fogo, utilizando os recursos estocados nos rizomas, indica uma resiliência considerável por parte de *T. domingensis* na lagoa do Campelo. Esta é uma estratégia eficaz na conservação de espécies de macrófitas aquáticas em ambientes suscetíveis a estresse, tais como lagoas costeiras (Palma-Siva *et al.*, 2000; 2005).

Neste estudo, a maior parte da biomassa de *T. domingensis* encontrava-se alocada na parte aérea (folhas). Todavia a biomassa de detritos apresentou valores apreciáveis, indicando que esta pode funcionar como um importante reservatório e importador de nutrientes para os compartimentos coluna d'água e especialmente sedimento da lagoa, onde o teor de matéria orgânica é elevado, especialmente nos primeiros centímetros de profundidade.

Os maiores valores de esforço reprodutivo foram observados no período seco, correspondentes ao período de baixos valores de nível d'água, sugerindo que os períodos secos seriam propícios à germinação de sementes da espécie dentro das áreas na lagoa do Campelo. O desenvolvimento dos estandes de *T. domingensis* por reprodução



sexuada pode ser dificultado por condições ambientais adversas (por exemplo, manutenção de coluna d'água durante a maior parte do ano), crescendo preponderantemente por reprodução vegetativa (Sharma *et al.*, 2008).

Em relação ao conteúdo nutricional, os distúrbios estudados apresentaram padrões distintos. Na literatura, mudanças nas concentrações de C, N e P são observadas devido às variações de coluna d'água em ecossistemas aquáticos (Enrich-Prast *et al.*, 2002). Não obstante, outros estudos evidenciam que mesmo sob distúrbio ambiental, espécies como *Eleocharis interstrincta* se desenvolvem sem apresentar apreciáveis variações no conteúdo de elementos essenciais (Amado *et al.*, 2005).

Com relação à estrutura populacional, com o declínio do nível d'água e a exposição do substrato a atmosfera no período seco, observou-se rápida resposta de emissão de novas folhas, quando a densidade de folhas jovens alcançou valores em torno de 176 # m<sup>-2</sup>, evidenciando ser esta uma estratégia de desenvolvimento da macrófita aquática. Este evento corrobora com estudos que identificam a influência do nível d'água em relação à alocação de biomassa por macrófitas aquáticas emersas (Coops *et al.*, 1996; Palma-Silva, 1998; Vretare *et al.*, 2001; Deegan *et al.*, 2006).

Os resultados também evidenciam decréscimo na densidade das folhas (especialmente folhas senescentes-detritos) com o incremento do nível d'água. Esta redução média da densidade de folhas senescentes-detritos após o incremento do nível d'água (janeiro - março/05) foi de aproximadamente 33% em relação ao período anterior (setembro - novembro/04). Isto pode estar relacionado ao transporte produzido pelas flutuações de coluna d'água e a pequena correnteza que existe na lagoa, deslocando estas folhas para outros locais dentro da lagoa.

O evento de fogo resultou na remoção quase total da biomassa aérea, seguida rapidamente por extensa emissão de folhas jovens, resultando em um aumento na

densidade desta estrutura. Após a queimada, as folhas jovens receberam mais recursos como N, iniciando um novo estágio de desenvolvimento, que diferiu das amostragens nos demais períodos estudados. O aumento do conteúdo de N e P nas folhas jovens e adultas, após o evento de queimada, pode ser explicado pelo fato destes tecidos vegetais estarem revitalizando o estande danificado. Os dados confirmam que folhas jovens apresentaram concentrações mais elevadas de N e P quando comparadas com as folhas adultas, indicando um início de crescimento (Furtado e Esteves, 1997).

As raízes não apresentaram mudanças nas concentrações de N e P durante os períodos estudados, contudo, em termos de estoque foi possível notar uma tendência a redução durante os diferentes períodos, que pode estar relacionada à deficiência de algum destes elementos, como P, no sedimento. Isso faz com que esta estrutura transfira seus recursos para estruturas de armazenamento e de fixação de carbono (Wardlaw, 1990; Pregitzer, 2003). Os valores mais elevados de carbono das raízes foram observados no período de déficit hídrico, provavelmente ligado ao desenvolvimento desta estrutura para melhorar a captação de N e P no momento de exposição do sedimento à atmosfera.

As razões entre C, N e P podem ser utilizadas para interpretar as condições de desenvolvimento de uma dada espécie. Neste estudo, como N apresentou elevados valores no evento de queimada, as razões C:N para todas as estruturas estudadas foram baixas. Marbà *et al.* (2006) sugerem que razões C:N mais baixas estão relacionadas aos estádios iniciais de desenvolvimento da planta, similar ao encontrado no presente estudo (Tabela 2). No período seco, as razões C:N e C:P foram menores em folhas jovens do que em folhas adultas. Estes padrões foram também observados em ecossistema sujeitos a grandes flutuações no nível d'água (Enrich-Prast *et al.*, 2002; Van Geest *et al.*, 2005) e determinam os estádios de crescimento, translocação para estruturas estoques

(rizomas) e senescência de folhas, sincronizando a idade das diferentes partes da planta (Marbà *et al.*, 2002).

Koerselman e Meuleman (1996) sugerem um critério de limitação de nutrientes para plantas, em que a razão molar N:P acima de 16 são limitados por P, abaixo de 14 são limitados por N. A razão molar de *T. domingensis* neste estudo para os diferentes períodos naturais e evento de queimada, baseado neste critério, indicou forte limitação por P, corroborando a possível deficiência de P no sedimento. Um modo sensível para indicar as mudanças de disponibilidade de nutrientes tanto na macrófita aquática quanto no substrato onde esta se desenvolve é a comparação entre folhas verdes e senescentes (Rejmánková, 2005). Esta comparação indicou uma eficiência de reabsorção maior no período inundado quando comparado com o período de déficit hídrico e queimada. Isso, provavelmente, está relacionado à diluição destes elementos na água intersticial do sedimento.

Macrófitas aquáticas emersas em zonas temperadas têm indicado que grandes quantidades de nutrientes nas estruturas senescentes são liberadas para o ambiente por lixiviação (Enríquez *et al.*, 1993). Kröger *et al.* (2007) demonstraram que o processo de mineralização ecossistêmica pode liberar grandes quantidades de N e P das macrófitas aquáticas. Neste estudo, podemos notar que o P apresentou valores reduzidos nos detritos quando comparados às partes vivas nos períodos seco e inundado. Contudo, no evento de queimada foi observado um valor mais elevado deste nutriente. Para N nos detritos, os valores foram comparáveis às estruturas vivas em ambos os períodos naturais e o evento de queimada. Este comportamento distinto do N em *T. domingensis* possivelmente está relacionado à maior disponibilidade deste elemento no sedimento.

Neste estudo o P do sedimento da lagoa do Campelo foi pouco abundante, sugerindo que este nutriente não foi tão disponível para cadeia detritívora em função da

translocação para estruturas vivas (principalmente no período inundado). A baixa lixiviação no evento de queimada faz com que os detritos apresentem uma maior qualidade nutricional para sustentar toda a cadeia trófica detritívora. Além disso, as baixas concentrações de P presentes no sedimento provocaram uma maior reabsorção de P nos tecidos vivos de *T. domingensis*. Este estudo apresenta uma série temporal e espacial limitada para fazer algum tipo de generalização, mas sugerem uma maior limitação por P na região marginal da lagoa do Campelo, apoiado por outros estudos (Lorenzen *et al.*, 2001; Miao, 2004).

A variação de N e P em *T. domingensis* na lagoa do Campelo indica que quando esta macrófita sofre algum tipo de limitação, esta incrementa a reabsorção de nutrientes. Apesar disso, embora a reabsorção de nutrientes observada fosse analisada pela disponibilidade de N e P do sedimento, padrões consistentes do grupo funcional devem ser ressaltados, como em alguns grupos de macrófitas. Estas plantas aquáticas por vezes limitam a quantidade de nutrientes tornando os habitats pobres, dificultando provavelmente o acesso de competidores, como pode ser observado pelos dados de estoque nutricional (Rejmánková *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1997; Richardson *et al.*, 1999).

Flutuações no nível d'água e queimada geraram alterações no desenvolvimento do estande de *T. domingensis*, provocando um declínio na biomassa subterrânea. Porém, a aptidão regenerativa desta macrófita fica evidente com o acréscimo da coluna d'água, que conduz a um incremento na biomassa aérea. Outra estrutura importante foram os detritos por ser um compartimento estocador de biomassa na lagoa do Campelo. Este fato indica que esta parte da planta desempenha um papel de transportador de nutrientes para o sedimento, sendo fundamental para a ciclagem de nutrientes desta lagoa. Os resultados alcançados neste estudo indicam que uma possível intensificação das

queimadas pode levar a uma modificação na estrutura da comunidade das macrófitas emersas na lagoa. Entretanto, esta espécie estudada apresentou vantagens adaptativas particulares de reprodução rápida (sexual e clonal), em relação aos estresses ambientais observados (déficit hídrico e queimada), apresentando elevada resiliência.

Os estresses abióticos observados também produziram diferenças no conteúdo de C das folhas adultas, detritos, rizomas e raízes, enquanto mudanças no conteúdo N e P foram mais pronunciadas em rizomas e folhas jovens de *T. domingensis*, mostrando o efeito destes eventos na regulação do estágio de desenvolvimento e senescência desta macrófita aquática. Os rizomas, durante o estudo, apresentaram estoques elevados de N e P necessários para restaurar o estande de *T. domingensis* após distúrbios ambientais e em locais com baixa concentração de P no sedimento.

## 5. Bibliografia

- AMADO, A.M.; ESTEVES, F.A.; FIGUEIREDO-BARROS, M.P.; SANTOS, A.M. 2005. Short-term and seasonal effects of water level variation change on *Eleocharis interstincta* (VAHL) nutrient content in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnol. Bras.* 17: 91-99.
- ANGELER, D.G.; RODRÍGUEZ, M.; MARTÍN, S.; MORENO, J.M. 2004. Assessment of application-rate dependent effects of a long-term fire retardant chemical (Fire Trol® 934) on *Typha domingensis* germination, *Environm. Intern.* 30: 375–381.
- ALLEN, S.E.; GRIMSHAW, H.M.; ROWLAND, A.P. 1986. Chemical analysis. In: Moore, P.D., Chapman, S.B. (Eds.). *Methods in Plant Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 285-343.
- BEDFORD, B.L.; WALBRIDGE, M.R.; ALDOUS, A. 1999. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. *Ecology* 80: 2151-2169.
- BERNARDES, M.C.; BARROSO, L.V. 1995. Efeitos da Ação Humana Sobre as Lagoas. *Revista Ecologia e Desenvolvimento*, 58p.

- BRIX, H.; SORRELL, B.K. 1996. Oxygen stress in wetland plants: comparison of de-oxygenated and reducing root environments. *Funct. Ecol.* 10: 521-526.
- CHAPIN, F.S.; BLOOM, A.J.; FIELD, C.B.; WARING, R.H. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. *Bioscience* 37: 49-57.
- CHOW-FRASER, P. 2005. Ecosystem response to changes in water level in Great Lakes marshes: lessons from the restoration of Cootes Paradise Marsh. *Hydrobiologia* 539: 189-204.
- COOPS, H.; VAN DEN BRINK, F.W.B.; VAN DER VELDE, G. 1996. Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquat. Bot.* 54: 11-24.
- CÔTE, B.; FYLES, J.W.; DJALILVAND, H. 2002. Increasing N and P resorption efficiency and proficiency in northern deciduous hardwoods with decreasing foliar N and P concentrations. *Ann. For. Sci.* 59: 275-281.
- DEEGAN, B.M.; WHITE, S.D.; GANF, G.G. 2006. The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Aquat Bot* 86: 309-315.
- ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F.A.; BREVES, A.B. 2002. Variation of biometric parameters and C, N and P concentrations of *Oryza glumaepatula* at different depths of an Amazonial lake impacted by bauxite tailings (Lake Batata, Pará – Brazil). *Braz. J. Biol.* 62:85-92.
- ENRIQUEZ, S.; DUARTE, C.M.; SAND-JENSEN, K. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P Content. *Oecologia* 94:457-471.
- ESTEVES, B.S.; SUZUKI, M.S. 2008. *Typha domingensis* Pers. subject to interactions among water level and fire event in a tropical lagoon. *Acta Limnol. Brasil.* 20: 227-234. 2008.
- FRISSEL, M.J. 1981. The definition of residence times in ecological models. *Ecol. Bull* 33: 117-122.

- FURTADO, A.L.S.; ESTEVES, F.A. 1997. Nutritional value of biomass and detritus of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae). *Rev. Bras. Biol.* 57: 317-321.
- GÜSEWELL, S; KOERSELMAN, W. 2002. Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 5: 37-61.
- KILLINGBECK, K.T. 1996. Nutrients in senesced leaves: keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. *Ecology* 77: 1716-1727.
- KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33: 1441-1450
- KRÖGER, R.; HOLLAND, M.M.; MOORE, M.T.; COOPER, C.M. 2007. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. *Environ. Poll.* 146: 114-119.
- LINTHURST, R.A.; REIMOLD, R.J. An evaluation of methods for estimating the net aerial primary productivity of estuarine angiosperms. *J. Appl. Ecol.*, 1978, vol. 15, no. 3, p. 919-931.
- LORENZEN, B.; BRIX, H.; MENDELSSOHN, I.A.; MCKEE, K.L.; MIAO, S.L. 2001. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquat. Bot.* 70: 117-133.
- MARBÀ, N.; HEMMINGA, M.A.; DUARTE, C.M. 2006. Resource translocation within seagrass clones: allometric scaling to plant size and productivity. *Oecologia* 150:362-372.
- MARBÀ, N.; HEMMINGA, M.A.; MATEO, M.A.; MASS, YEM.; TERRADOS, J.; GACIA, E.; DUARTE, C.M. 2002. Carbon and nitrogen translocation between seagrass ramets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 226:287– 300.
- MARKOW, T.A.; RAPHAEL, B.; DOBBERFUHL, D.; BREITMEYER, C.M.; ELSER, J.J.; PFEILER, E. 1999. Elemental stoichiometry of *Drosophila* and their hosts. *Funct. Ecol.* 13: 78-84.

- MATSON, P.A.; MCDOWELL, W.H.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M. 1999. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46: 67-83.
- MIAO, S.L. 2004. Rhizome growth and nutrient resorption: mechanisms underlying the replacement of two clonal species in Florida Everglades. *Aquat. Bot.* 78: 55-66.
- MILLER, R.O. 1998. High-temperature oxidation: dry asking. *In: Handbook of Reference Methods for Plant Analysis* (ed. Y.P. Kalra), pp. 53-56. CRC Press, New York, USA
- MURPHY, J.; RILEY, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim. Acta* 27: 31-36.
- NEWMAN, S.; SCHUETTE, J.; GRACE, J. B.; RUTCHEY, K.; FONTAINE, T.; REDDY, K. R.; PIETRUCHA, M. 1998. Factors influencing cattail abundance in the northern Everglades. *Aquat. Bot.* 60: 265-280.
- OLDE VENTERINK, H.; WASSEN, M.; VERKROOST, A.W.M.; DE RUITER, P.C. 2003. Species richness-productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecology* 84: 2191-2199.
- 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). *Wet. Ecol. Manag.* 13: 191-198.
- 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 Ecol.* 148: 157-164.
- PALMA-SILVA, C. 1998. Crescimento e Produção de *Typha domingensis* Pers., após variação drástica de nível de água em uma lagoa costeira (Lagoa Imboassica, Macaé, RJ). *In: Esteves F.A. (ed.), Ecologia de Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ), NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 205–220.*
- PREGITZER, K.S. 2003. Woody plants, carbon allocation and fine roots. *New Phytol.* 158: 421-424.



- REJMÁNKOVÁ, E. 2005. Nutrient resorption in wetland macrophytes: comparison across several regions of different nutrient status. *New Phytologist* 167: 471-482.
- REJMÁNKOVÁ, E.; POPE, K.O.; POST, R.; MALTBY, E. 1996. Herbaceous wetlands of the Yucatan Peninsula: communities at extreme ends of environmental gradients. *Int. Rev. Gesamte Hydrobiol.* 81: 223-252.
- RICHARDSON, C.J.; FERRELL, G.M.; VAITHIYANATHAN, P. 1999. Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in Everglades sawgrass. *Ecology* 80: 2182-2192.
- RYSER, P. 1996. The importance of tissue density for growth and life span of leaves and roots: a comparison of five ecologically contrasting grasses. *Funct. Ecol.* 10: 717-723.
- SANTOS, A.M.; ESTEVES, F.A. 2002. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. *Aquat. Bot.* 74: 189-199.
- SHARMA, P.; ASAEDA, T.; FUJINO, T. 2008. Effect of water depth on the rhizome dynamics of *Typha angustifolia*. *Wet. Ecol. Manag.* 16: 43-49.
- SMITH, V.H. 2002. Effects of resource supply ratios on the structure and function of microbial communities. *Antonie Van Leeuwenhoek* 81: 99-106.
- THOMPSON, K.; PARKINSON, J.A.; BAND, S.R.; SPENCER, R.E. 1997. A comparative study of leaf nutrient concentrations in a regional herbaceous flora. *New Phytol.* 136: 679-689.
- VAN BODEGOM, P.M.; SORRELL, B.K.; OOSTHOEK, A.; BAKKER, C.; AERTS, R. 2008. Separating the effects of partial submergence and soil oxygen demand on plant physiology. *Ecology* 89: 193-204.
- VAN GEEST, G. J.; WOLTERS, H.; ROOZEN, F. C. J. M. ; COOPS, H.; ROIJACKERS, R. M. M.; BUIJSE, A.D.; SCHEFFER, M. 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539: 239-248.
- VRETARE, V.; WEISNER, S.E.B.; STRAND, J.A.; GRANÉLI, W. 2001. Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquat. Bot.* 69: 127-145.

- TILMAN, D. 1994. Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. *Ecology* 75: 2-16.
- WARDLAW, I.F. 1990. The control of carbon partitioning in plants. *New Phytol* 116:341-381.
- WETZEL, R.G.; HOWE, M.J. 1999. High production in a herbaceous perennial plant achieved by continuous growth and synchronized population dynamics. *Aquat. Bot.* 64: 111-129.
- WETZEL, R.G. 2005. Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshw. Biol.* 33: 83-89.
- XIE, Y.; AN, S.; YAO, X.; XIAO, K.; ZHANG, C. 2005. Short-time response in root morphology of *Vallisneria natans* to sediment type and water-column nutrient. *Aquat. Bot.* 81: 85-96.
- XIE, Y.; YU, D.; REN, B. 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquat. Bot.* 80: 29-37.
- XIE, Y.; YU, D. 2003. The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Aquat. Bot.* 75: 311-321.
- ZEDLER, J.B.; KERCHER, S. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 30: 39-74.

## CAPÍTULO 2

**RELAÇÕES ALOMÉTRICAS DE POPULAÇÕES NATURAIS DE  
*Typha domingensis* PERS. SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE  
SALINIDADE**

**Resumo:** Determinações alométricas são comumente utilizadas para examinar populações no campo. Esta técnica é muito bem recomendada para plantas que realizam reprodução vegetativa, como *Typha domingensis* Pers., em áreas alagáveis. Nesta pesquisa foram avaliadas várias relações alométricas de *T. domingensis* em duas lagoas costeiras com diferentes salinidades na região Norte Fluminense. Para ambas os locais, características morfológicas como peso fresco, peso seco, teor de água, área foliar e peso foliar específico apresentaram relação significativa positiva com o aumento do comprimento foliar, demonstrando mudanças no desenvolvimento ontogenético. As relações alométricas foram utilizadas para comparar a isometria, que indica relações das características morfológicas com o tamanho. Entretanto, a maioria das variáveis não apresentou isometria nas folhas de *T. domingensis* em ambas às lagoas. Este estudo também evidencia como o desenvolvimento de modelos de previsão de biomassa vegetal aérea obtida a partir de variáveis alométricas pode tornar a avaliação de processos, como produção primária, muito rápida e menos laboriosa a partir de medições não-destrutivas que são facilmente obtidas no campo.

**Palavras-chave:** lagoas costeiras, área foliar, análise alométrica

## 1. Introdução

O gênero *Typha* é freqüentemente encontrado em várias regiões do mundo, especialmente América, Europa e Ásia (Mitch, 2000). Este gênero inclui algumas espécies que podem tolerar flutuações perenes na coluna d'água, condições redutoras no solo e salinidade moderada. Dependendo da disponibilidade de nutrientes, estas plantas são invasoras agressivas em áreas alagáveis de água doce e salobra.

*Typha* demonstra grande importância tanto estrutural quanto metabólica nos ecossistemas lênticos, destacando a sua capacidade de fornecer substrato para comunidades perifíticas e bacterianas, assim como abrigo para ovoposição de insetos e peixes. Além disto, estes organismos têm demonstrado grande capacidade de armazenamento de energia e nutrientes (Daoust e Childers, 1998), podendo ser amplamente utilizado na minimização de problemas ambientais atuais, como seqüestro de carbono e despejo de efluentes, quando adequadamente manejados.

No Brasil, a espécie *Typha domingensis* é bem distribuída e abundante em áreas alagadas. Esta macrófita aquática é perene, rizomatosa, capaz de formar estandes monoespecíficos (Miao, 2004). A facilidade de autofecundação desta planta é consideravelmente elevada, porém, o recrutamento de indivíduos jovens pela expansão clonal é mais efetivo, sendo limitado apenas por condições ambientais (Kuehn *et al.*, 1999). O aumento do estande desta espécie depende da expansão de rizomas no sedimento e de novos rametes.

*T. domingensis* é encontrada em alguns sistemas aquáticos que ocorrem na região Norte Fluminense, onde lagoas e áreas alagadas ainda são abundantes e apresentam diferentes salinidades. Nestas áreas alagadiças e zonas litorâneas das lagoas, observam-se elevadas taxas de acúmulo de carbono, resultado de condições importantes como disponibilidade constante de água, reduzidas taxas de decomposição pela freqüente

anaerobiose no sedimento e elevada produção primária (Wetzel, 2001). A incorporação de carbono na biomassa vegetal pode ser expressiva nos alagadiços situados nas margens dos ambientes aquáticos, sobretudo, em locais submetidos à mortandade sazonal de macrófitas aquáticas, cuja resultante é o retorno mais freqüente aos estádios sucessionais iniciais e de maior produtividade. A inexistência de uma queda muito intensa de temperatura durante o inverno, tal como ocorre na zona temperada, pode favorecer a incorporação de carbono pelas macrófitas aquáticas durante o ano inteiro em áreas alagáveis tropicais (Neue *et al.*, 1997).

Comparações alométricas são empregadas para relacionar o crescimento de diferentes partes de um organismo em função de seu desempenho metabólico (Enquist e Niklas, 2002). Esta abordagem é aproveitada para procurar modificações na alocação de biomassa por mudanças ambientais tais como: queimadas, alterações no ciclo hidrológico e estresse por excesso de íons (Barrett-Lennard *et al.*, 2003; Demirezen e Aksoy, 2004; Watt *et al.*, 2006). Macrófitas apresentam estratégias de translocar recursos entre a parte aérea e subterrânea, e estas relações variam com a ontogenia e a plasticidade fenotípica destes organismos (McConnaughay e Coleman, 1999). A utilização de determinações alométricas pode ser muito útil em estudos de alterações ambientais sobre as macrófitas aquáticas e estas relações entre diferentes características morfológicas e o tamanho das macrófitas podem ser aplicadas para uma população de plantas, especialmente aquelas que realizam expansão clonal e com diferentes estádios individuais (Kuehn, 1999).

O conhecimento sobre dados alométricos, comprimento foliar, área foliar e biomassa, são fundamentais para avaliação de aspectos como: reprodução, requisições nutricionais, efeitos de diversos estresses e produção primária. Este último aspecto tem papel central no ciclo de carbono e conteúdo energético em todos os ecossistemas

(Dickerman *et al.*, 1986; Robertson *et al.*, 2001). Por conseguinte, diversos métodos foram desenvolvidos para calcular a produção primária aérea baseando-se no comprimento foliar ou biomassa, por um período de tempo (Edwards e Mills, 2005; Darby e Turner, 2008). Destes métodos, os apresentados por Smalley (1959), Wiegert e Evans (1964), Milner e Hughes (1968) e Valiela *et al.* (1975) são os mais utilizados em sistemas costeiros, estuarinos e áreas alagáveis.

As vantagens associadas aos métodos não destrutivos ou parcialmente destrutivos estão no acompanhamento constante do comprimento foliar e expansão foliar da mesma planta até o final do ciclo ou do ensaio. Isto possibilita notar problemas de heterogeneidade espacial, estimar a mortalidade com maior precisão, além de ser um contínuo monitoramento temporal de distúrbios salinos. Técnicas não destrutivas tendem a ser muito laboriosas, sendo usualmente aplicadas com poucas amostras e censo simplificados. Todavia, o uso das variáveis dimensionais pode criar equações de regressão entre o comprimento foliar com outros parâmetros dimensionais lineares das folhas, como por exemplo, área foliar.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo investigar relações entre características morfológicas de populações de *T. domingensis* sob diferentes condições de salinidade em duas lagoas costeiras. Outro aspecto avaliado foi à possibilidade de utilizar o comprimento foliar como variável independente para determinar uma relação ou equação adequada às variáveis dependentes, peso, conteúdo de água e área foliar da macrófita aquática *T. domingensis*.

## **2. Material e Métodos**

Foram amostrados limbos foliares de *T. domingensis* coletados em duas lagoas encontradas no norte do Estado do Rio de Janeiro, Campelo (dulcícola – pH: 7,6;

alcalinidade total de 0,8 mEq.l<sup>-1</sup>; condutividade elétrica 0,8 mS.cm<sup>-1</sup>) e Açú (salobra – pH: 8,2; alcalinidade total de 4,3 mEq.l<sup>-1</sup>; condutividade elétrica 15,0 mS.cm<sup>-1</sup>). Todas as folhas utilizadas neste estudo apresentavam-se íntegras, não apresentando deformações visíveis provenientes de fatores externos, como doenças e herbivoria. Quatro excursões foram realizadas ao campo (jul-ago/06, jan-fev/07, jul-ago/07 e jan-fev/08) em cada lagoa. Na região litorânea de amostragem de cada lagoa (porção oeste da lagoa do Campelo, porção central da lagoa do Açú), folhas de *T. domingensis* foram amostradas aleatoriamente cortando-as logo acima do sedimento e organizadas em classes de comprimentos de 20 a 300 cm, em intervalos de 10 cm. No laboratório, o material foi lavado sob água corrente para retirada de algum material inorgânico ou orgânico aderido. Em seguida, foram obtidas medidas de área foliar (3100 Area Meter Li-Cor) e peso úmido. Após, o material foi acondicionado em sacos de papel e acondicionado em estufa de circulação a 80 °C, durante 72 horas, para a obtenção de peso seco e conteúdo de água. Para obtenção do conteúdo de água foi utilizada a seguinte fórmula:

$$\text{Conteúdo de água (ml g}^{-1}\text{PS)} = (\text{peso úmido} - \text{peso seco}) / \text{peso seco}.$$

O peso foliar específico (PFE; mg cm<sup>-2</sup>) para as folhas foram calculadas dividindo o peso seco pela área foliar. As relações alométricas comprimento foliar e outras características morfológicas foram transformados em log (base 10) para atender a normalidade e as regressões foram obtidas a partir desta transformação. A equação alométrica clássica utilizada foi:

$$y = \alpha x^\beta,$$

que transformada tornou-se:

$\log(y) = \log(\alpha) + \beta \log(x)$ , onde o coeficiente alométrico é o intercepto  $\alpha$  e o expoente alométrico  $\beta$  é o coeficiente de regressão (slope). As relações alométricas



foram consideradas isométricas quando o aumento é igualmente proporcional para taxas relativas para os expoentes dimensionais dos parâmetros utilizados em cada comparação. Se o valor estiver dentro dos intervalos de confiança de 95 % para o expoente alométrico, este foi considerado isométrico. O nível de significância adotado para os testes estatísticos dentro do estudo foi de 0,05.

### 3. Resultados

No todo foram amostrados 865 limbos foliares de *T. domingensis* na lagoa do Campelo e 800 na lagoa do Açú. Os valores médios, mínimos e máximos das variáveis independentes e dependentes obtidas neste estudo são mostrados nas tabelas 1 e 2.

Os resultados das regressões efetuadas, relacionando diferentes características morfológicas como comprimento foliar, peso e área foliar estão representados na tabela 3. Os valores contidos nesta tabela permitem o cálculo de estimativas de peso e área foliar para *T. domingensis*. As áreas foliares das macrófitas aquáticas foram significativamente maiores (T;  $p < 0,05$ ) na lagoa do Campelo (335 cm = 1046 cm<sup>2</sup>) quando comparado com a lagoa do Açú (339 cm = 749 cm<sup>2</sup>).

**Tabela 1.** Medidas alométricas: mínimo, máximo, média, desvio padrão e coeficientes de variação (%) de 865 folhas de *T. domingensis* obtidas na lagoa do Campelo, RJ.

<b>Características</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio</b>	<b>C.V. (%)</b>
comprimento foliar (cm)	14,00	339,00	120,60	82,59	68,48
peso fresco (g)	0,21	137,70	22,97	27,15	118,19
peso seco (g)	0,02	21,14	3,31	4,33	130,82
conteúdo de água (ml g <sup>-1</sup> PS)	1,60	46,50	8,14	3,65	44,83
área foliar (cm <sup>2</sup> )	6,34	1046,00	213,20	226,80	106,38
peso foliar específico (mg cm <sup>-2</sup> )	0,70	25,30	11,81	5,00	42,32

**Tabela 2.** Medidas alométricas: mínimo, máximo, média, desvio padrão e coeficientes de variação (%) de 800 folhas de *T. domingensis* obtidas na lagoa do Açú, RJ.

<b>Características</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio</b>	<b>C.V. (%)</b>
comprimento foliar (cm)	15,00	335,00	120,20	84,90	70,61
peso fresco (g)	0,25	106,10	21,32	25,20	118,22
peso seco (g)	0,01	19,33	3,14	4,19	133,41
conteúdo de água (ml g <sup>-1</sup> PS)	2,60	67,80	8,37	4,30	51,39
área foliar (cm <sup>2</sup> )	3,44	749,20	180,70	187,10	103,54
peso foliar específico (mg cm <sup>-2</sup> )	1,01	33,30	12,68	6,40	50,45

**Tabela 3.** Log versus log (base 10) relações alométricas foliares de *T. domingensis* e estatísticas relacionadas. EP: erro padrão; IC: intervalo de confiança. CF=comprimento das folhas; PF=peso fresco; AF=área foliar; PS=peso seco; CA=conteúdo de água; PFE=peso foliar específico; C e A após cada sigla = Campelo e Açú.

<b>Comparação alométrica</b>	<b><math>\alpha</math></b>	<b>EP (<math>\alpha</math>)</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>EP (<math>\beta</math>)</b>	<b><math>R^2</math></b>	<b><math>p</math></b>	<b>Isometria</b>	<b>IC (95%)</b>
CFC vs. PFC	-2,430	0,038	1,750	0,019	0,908	< 0,0001	0,571	1,71 até 1,79
CFC vs. AFC	-0,967	0,028	1,540	0,014	0,933	< 0,0001	0,651	1,51 até 1,56
CFC vs. PSC	-3,920	0,033	2,040	0,017	0,945	< 0,0001	0,491	2,00 até 2,07
CFC vs. CAC	1,500	0,026	-0,320	0,013	0,408	< 0,0001	-3,130	-0,345 até -0,294
CFC vs. PFEC	0,055	0,030	0,493	0,015	0,554	< 0,0001	2,030	0,463 até 0,522
PFC vs. AFC	1,210	0,009	0,838	0,007	0,937	< 0,0001	1,190	0,823 até 0,852
PSC vs. AFC	2,000	0,004	0,736	0,006	0,940	< 0,0001	1,360	0,724 até 0,749
PSC vs. PFEC	1,000	0,004	0,259	0,006	0,669	< 0,0001	3,870	0,247 até 0,271
CFA vs. PFA	-2,511	0,036	1,771	0,018	0,924	< 0,0001	0,565	1,735 até 1,806
CFA vs. AFA	-1,185	0,029	1,604	0,015	0,937	< 0,0001	0,624	1,575 até 1,632
CFA vs. PSA	-4,027	0,039	2,064	0,020	0,932	< 0,0001	0,485	2,025 até 2,103
CFA vs. CAA	1,536	0,028	-0,333	0,014	0,420	< 0,0001	-3,001	-0,360 até -0,306
CFA vs. PFEA	0,255	0,042	0,404	0,021	0,311	< 0,0001	2,478	0,362 até 0,445
PFA vs. AFA	1,126	0,010	0,868	0,008	0,931	< 0,0001	1,152	0,852 até 0,884
PSA vs. AFA	1,944	0,005	0,747	0,007	0,930	< 0,0001	1,339	0,732 até 0,761
PSA vs. PFEA	1,042	0,007	0,227	0,009	0,451	< 0,0001	4,406	0,209 até 0,244

As folhas, durante este estudo, mostraram variação entre os diferentes comprimentos foliares de cada lagoa, apresentando coeficiente de variação maior que 100%. O peso foliar específico das diferentes folhas de *T. domingensis* das lagoas variaram entre o mínimo de 0,7 mg.g<sup>-1</sup>PS e máximo de 33,3 mg.g<sup>-1</sup>PS. Todos os parâmetros para elaboração de equações para estimativas de características morfológicas de *T. domingensis* foram transformadas (log) para melhorar a distribuição normal dos dados. As informações alométricas obtidas envolvendo comprimento foliar mostraram um coeficiente de determinação acima de 0,90 para peso fresco, seco e área foliar, indicando que as variações observadas nestas variáveis foram proporcionais ao comprimento foliar. Os demais coeficientes de determinação ficaram entre 0,31 a 0,67.

#### **4. Discussão**

A alocação de recursos nas plantas ajuda a evidenciar suas diferentes estratégias de sobrevivência sob diferentes distúrbios ambientais. Este processo é importante para verificar a necessidade nutricional e efeitos estressantes sobre estruturas vegetais nas distintas fases do ciclo de vida (Wright e McConnaughay, 2002). A alocação é melhor compreendida em termos de variações no crescimento e tamanho da planta em função do tempo (Ryan *et al.*, 1997). Neste sentido, avaliações alométricas são análises dependentes do tamanho, que permitem quantificar esta relação entre crescimento e alocação de recursos em resposta as numerosas pressões ambientais, que interferem nas comunidades vegetais (Bonser e Aarssen, 2001). Como foi visto no capítulo anterior, a alocação na porção aérea de *T.domingensis* é significativa, e pode responder às variações ambientais. Entretanto, vale ressaltar que alguns padrões de alocação mostram-se relativamente fixos, sob baixa variabilidade espacial, temporal e níveis de estresses abióticos dos ambientes (Sultan, 2004).

No presente trabalho foi possível constatar uma relação significativa entre o peso e o comprimento foliar. Com o estabelecimento de uma área é possível determinar a produção primária aérea destas macrófitas aquáticas emergentes. Apenas com a medida do comprimento foliar direto do campo pode-se estimar a energia utilizada e perdida pelas folhas, avaliar a produção e a translocação de recursos. Entretanto, os comprimentos foliares não estariam ligados apenas ao tempo de vida destes órgãos, mas a efeitos ambientais tais como, temperatura, distúrbios ambientais ou disponibilidades de recursos (Miao *et al.*, 2000; Salter *et al.*, 2007). A partir das variáveis obtidas neste trabalho, é possível estimar o peso fresco, seco, conteúdo de água e área foliar diretamente nos ecossistemas aquáticos naturais, sem que haja necessidade de amostragens destrutivas nos estandes de *T. domingensis* da região Norte Fluminense.

As características morfológicas desta espécie foram consistentes em se opor a isometria, sendo similares aos resultados observados por Miao *et al.* (2008). Algumas características, como área foliar, para *T. domingensis* foram semelhantes quando comparadas com outros estudos (Bianco *et al.*, 2003; Miao *et al.*, 2008).

As relações alométricas apresentadas neste estudo foram derivadas de macrófitas individuais de vários tamanhos amostrados da população de campo e por isso não segue o desenvolvimento ontogenético de macrófitas com alta expansão clonal (McConnaughay e Coleman, 1999; Wright e McConnaughay, 2002). Esta situação comumente determina uma variação nos resultados. No entanto mesmo com este efeito, as relações encontradas em nossa pesquisa foram significativas e os padrões alométricos puderam ser claramente observados.

Dentre as variáveis analisadas, apenas área foliar e peso foliar específico apresentaram diferenças significativas entre as lagoas estudadas. Na lagoa do Açú devido ao provável estresse salino (variação de salinidade) ocorre uma redução no

conteúdo de água em *Typha domingensis*. Este déficit hídrico causa diminuição da pressão de turgidez celular contra as paredes celulares vegetais, reduzindo a expansão foliar (Munns *et al.*, 2000; Cosgrove, 2005). Além disso, com menor área foliar, há menor perda de água por transpiração, conservando o suprimento interno de água em condições estressantes (Glenn *et al.*, 1995; Naidoo e Kift 2006). A redução da área foliar da lagoa do Açú pode também estar relacionada a outros processos do desenvolvimento vegetal, tais como, desequilíbrio iônico e fotossintético (Sudhir e Murthy, 2004; Nejrup e Pedersen, 2008), já que foram observados constantemente necrose das pontas foliares.

Os modelos preditivos gerados neste estudo não apresentaram grandes diferenças sob condições naturais entre as lagoas estudadas para as variáveis alométricas estimadas para *T. domingensis*. Estes modelos foram baseados na amostragem individual de populações próprias de ecossistemas naturais utilizando características morfológicas. Outras equações já foram desenvolvidas em estudos com esta macrófita (Bianco *et al.*, 2003). Neste estudo somente a predição e comparação das partes aéreas foi realizada devido à dificuldade de obter medições de outras estruturas como raízes e rizomas. O modelo desenvolvido para ambas as lagoas possibilita estimar a biomassa, reduzindo drasticamente o esforço quando usado os métodos destrutivos, permitindo aumentar o número de parcelas e oferecendo dados mais precisos.

## 5. Bibliografia

- BARRETT-LENNARD, E.G. 2003. The interaction between waterlogging and salinity in higher plants: causes, consequences and implications. *Plant Soil* 253: 35-54.
- BIANCO, S.; PITELLI, R.A.; PITELLI, A.M.C.M. 2003. Estimativa da área foliar de *Typha latifolia* usando dimensões lineares do limbo foliar. *Planta Daninha* 21: 257-261.

- BONSER S.P.; AARSSSEN L.W. 2001. Allometry and plasticity of meristem allocation throughout development in *Arabidopsis thaliana*. *J. Ecol.* 89: 72-79.
- CIRIA, M.P.; SOLANO, M.L.; SORIANO, P. 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosyst.s Eng.* 92: 535-544.
- COSGROVE, D.J. 2005. Growth of the plant cell wall. *Nat. Rev. Mol. Cell Biol.* 6:850-861.
- DAOUST, R.J.; CHILDERS, D.L. 1998. Quantifying aboveground biomass and estimating net aboveground primary production for wetland macrophytes using a non-destructive phenometric technique. *Aquat. Bot.* 62: 115-133.
- DARBY, F.A.; TURNER, R.E. 2008. Below- and Aboveground *Spartina alterniflora* Production in a Louisiana Salt Marsh. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 31:223-231.
- DEMIREZEN, D.; AKSOY, A. 2004. Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere* 56: 685-696.
- DICKERMAN J.A., STEWART A.J.; WETZEL R.G. 1986. Estimates of net annual aboveground production: sensitivity to sampling frequency. *Ecology* 67: 650-659.
- EDWARDS, K.R.; MILLS, K.P. 2005. Aboveground and belowground productivity of *Spartina alterniflora* (Smooth Cordgrass) in natural and created Louisiana salt marshes. *Estuaries* 28: 252-265.
- ENQUIST, B.J.; NIKLAS, K.J. 2002. Global allocation rules for patterns of biomass partitioning in seed plants. *Science* 295: 1517-1519.
- GLENN, E.; THOMPSON, T. L.; FRYE, R.; RILEY, J.; BAUMGARTNER, D. 1995. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquat. Bot.* 52: 75-91.
- KUEHN, M.M.; MINOR, J.E.; WHITE, B.N. 1999. An examination of hybridization between the cattail species *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* using random amplified polymorphic DNA and chloroplast DNA markers. *Mol. Ecol.* 8: 1981-1990.

- MCCONNAUGHAY, K.D.M., COLEMAN, J.S. 1999. Biomass allocation in plants: ontogeny or optimality? A test along three resource gradients. *Ecology* 80: 2581-2593.
- MIAO, S.L.; SINDHÓJ, E.; EDELSTEIN, C. 2008. Allometric relationship of field populations of two clonal species with contrasting life histories, *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*. *Aquat. Bot.* 88: 1-9.
- MIAO, S.L. 2004. Rhizome growth and nutrient resorption: mechanisms underlying the replacement of two clonal species in Florida Everglades. *Aquat. Bot.* 78: 55-66.
- MIAO, S.L.; NEWMAN, S.; SKLAR, F.H. 2000. Effects of habitat nutrients and seed sources on growth and expansion of *Typha domingensis*. *Aquat. Bot.* 68: 297-311.
- MILNER, C.; HUGHES, R.E. 1968. Methods for the measurement of the primary production of grassland. IBP, Handbook number 6, Blackwell Scientific Publications, Oxford, England.
- MITCH, L.M. 2000. Common Cattail, *Typha latifolia* L. *Weed Technol.* 14:446-450.
- MUNNS, R.; PASSIOURA, J.B.; GUO, J.M.; CHAZEN, O.; CRAMER, G.R. 2000. Water relations and leaf expansion: importance of time scale. *J. Exp. Bot.* 51:1495-504.
- NAIDOO, G.; KIFT, J. 2006 Responses of the saltmarsh rush *Juncus kraussii* to salinity and waterlogging. *Aquat. Bot.* 84: 217-225.
- NEJRUP, L.B.; PEDERSEN, M.F. 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat. Bot.* 88: 239-246.
- NEUE, H. U.; GAUNT, J. L.; WANG, Z. P.; BECKER-HEIDMANN, P.; QUIJANO, C. 1997. Carbon in tropical wetlands. *Geoderma* 79: 173-185.
- RYAN, M.G.; BINKLEY, D.; FOWNES, J.H. 1997. Age-related decline in forest productivity: patterns and process. *Adv. Ecol. Res.* 27: 214-252.
- ROBERTSON, A.I.; BACON, P.; HEAGNEY, G. 2001. The responses of floodplain primary production to flood frequency and timing. *J. Appl. Ecol.* 38: 126-136.
- SALTER, J.; MORRIS, K.; BAILEY, P.C.E.; BOON, P.I. 2007. Interactive effects of salinity and water depth on the growth of *Melaleuca ericifolia* Sm. (Swamp paperbark) seedlings. *Aquat. Bot.* 86: 213-222.

- SMALLEY, A. E. 1959. The role of two invertebrate populations, *Littorina irrorata* and *Orchelimum fidicinium* in the energy flow of a salt marsh ecosystem. Dissertation. University of Georgia, Athens, Georgia, USA.
- SUDHIR, P.; MURTHY, S.D.S. 2004. Effects of salt stress on basic processes of photosynthesis. *Photosynthetica* 42: 481-486.
- SULTAN, S.E. 2004. Promising directions in plant phenotypic plasticity. *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6: 227-233.
- VALIELA, I.; TEAL, J. M.; SASS, W. J. 1975. Production and dynamics of salt marsh vegetation and the effects of experimental treatment with sewage sludge. *J. Appl. Ecol.* 12: 973-981.
- WATT, S.C.L.; GARCÍA-BERTHOU, E.; VILAR, L. 2006. The influence of water level and salinity on plant assemblages of a seasonally flooded Mediterranean wetland. *Plant. Ecol.* 189: 71-85.
- WETZEL, R. G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. 3. ed. California: Academic Press.
- WIEGERT, R. G.; EVANS, F. C. 1964. Primary production and the disappearance of dead vegetation on an old field in southeastern Michigan. *Ecology* 45: 49-63.
- WRIGHT, S.D.; MCCONNAUGHAY, K.D.M. 2002. Interpreting phenotypic plasticity: the importance of ontogeny. *Plant Species Biol.* 17: 119-131.



## CAPÍTULO 3

**ANTAGONISMO IÔNICO SOBRE ELEMENTOS ESSENCIAIS DE  
*Typha domingensis* PERS. EM LAGOAS COSTEIRAS TROPICAIS**

**Resumo:** *Typha domingensis* é uma macrófita aquática emersa distribuída em áreas alagadas ao redor do mundo, apresentando elevada taxa de produção primária. Esta macrófita tem demonstrado ampla capacidade de acúmulo de carbono e nutrientes, podendo ser utilizado na mitigação de problemas como tratamento de efluente e seqüestro de carbono. O efeito da salinização sobre o crescimento, produtividade e distribuição de recursos nas plantas pode aumentar o estresse e tornar limitada fixação de carbono. O objetivo deste estudo é avaliar diferenças nutricionais em *T. domingensis* de duas lagoas costeiras da região Norte Fluminense: lagoa do Campelo (dulcícola) e lagoa do Açú (salobra) em distintos ciclos hidrológicos através da análise foliar. Correlações negativas entre os conteúdos de C e N, P e K foram observadas, demonstrando a necessidade destes nutrientes nos estádios iniciais de desenvolvimento de *T. domingensis*, para ambas as lagoas. No entanto, o C foliar de *T. domingensis* foi menor na lagoa do Açú, provavelmente relacionado à interferência provocada pelo excesso de Na ( $r=0,36$ ;  $p<0,05$ ), que pode ter inibido a atividade fotossintética. Este elemento atuou também significativamente como competidor iônico para K ( $r=-0,63$ ;  $p<0,05$ ) e N ( $r=-0,54$ ;  $p<0,05$ ) (forma  $\text{NH}_4^+$ ). Outro elemento que funcionou como antagonista iônico foi o S para P ( $r=-0,33$ ;  $p<0,05$ ) e N ( $r=-0,31$ ;  $p<0,05$ ) (forma  $\text{NO}_3^-$ ) de forma significativa. O excesso de Na e S pode afetar o equilíbrio osmótico, desenvolvimento foliar, absorção e síntese de compostos nitrogenados.

**Palavras-Chave:** sódio, enxofre, salinidade

## 1. Introdução

O incremento da salinidade no ambiente pode prejudicar atividades fisiológicas, como produtividade primária de plantas (Munns e Tester, 2008). O estresse gerado pelo excesso de íons no sedimento pode criar limitações no desenvolvimento vegetal através do estresse hídrico e antagonismo de íons potencialmente tóxicos, reduzindo a absorção de nutrientes (Munns, 2002). A tolerância à salinidade parece depender de especificidades do organismo para manter a capacidade de absorção de nutrientes inorgânicos apesar da concorrência com  $\text{Na}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Cl}^-$  no sistema radicular em ambientes salinos (Grattan e Grieve, 1992; Marschner, 1995).

Elementos como N, K e Ca podem conferir às plantas tolerância ao estresse salino (Grattan e Grieve, 1999). Independente da sua forma química, o N é possivelmente o elemento mais exigido para o desenvolvimento ótimo da planta, (Taiz e Zeiger, 2002), e a baixa disponibilidade de N é um dos limitadores ao crescimento vegetal, especialmente diante de algum tipo de estresse (Lewis *et al.*, 1989; Misra e Gupta, 2006). Khan e Durako (2006) demonstraram que acréscimos de N resultam em incremento na tolerância ao estresse salino por parte de *Thalassia testudinum*, que por vezes, pode exceder o ponto ótimo em condições não-salinas. Depois do N, o P é outro elemento limitante para o desenvolvimento da planta (Raghothama, 1999). Este elemento é chave para constituição de ácidos nucleicos, transportadores de energia, além de estar envolvidos em diversas reações enzimáticas (Theodorou e Plaxton, 1993). Entretanto, os resultados de estudos ainda são controversos sobre a relação P e salinidade em plantas (Navarro *et al.*, 2001). Estudos conduzidos em laboratório mostraram a redução nos conteúdos de P em plantas, como do gênero *Gossypium*, sob condições salinas (Martinez e Läuchl, 1994), indicando que a salinidade é fator limitante à assimilação do nutriente devido à presença de ânions, como,  $\text{Cl}^-$ , que podem

diminuir a entrada de P na planta (Hu e Schimdhalter, 2005). Entretanto, para outras plantas, como do gênero *Lupinus*, sob determinadas concentrações de P na solução ocorreu moderada tolerância à salinidade (Treeby e van Steveninck, 1988).

O K é outro elemento essencial para o desenvolvimento vegetal, sendo o cátion mais abundante nas plantas (Elumalai *et al.*, 2002). Este elemento é vital para ativação enzimática, síntese de proteínas, movimentos estomáticos e fotossíntese (Alva *et al.*, 2006). Além disso, o K é importante no transporte de solutos no floema e manutenção do balanço iônico no citosol e no vacúolo (Maathuis e Amtmann, 1999; Lebaudy *et al.*, 2007). A baixa razão K/Na pode desencadear mudanças nos processos enzimáticos no citosol (Munns e Tester, 2008). Com elevada concentração de Na nas folhas, sobretudo no apoplasto e vacúolo, as células vegetais apresentam problemas em manter níveis baixos de Na citosólico (Maathuis e Amtmann, 1999). De fato, estudos indicam que elevada razão K/Na pode ser um indicador de resistência a salinidade para algumas plantas (Qasim e Ashraf, 2006; Genc *et al.*, 2007).

O Ca é um elemento que tem papel na preservação da integridade das membranas celulares e parede celular, regula o transporte íons, e atua como mensageiro secundário ativando uma série de enzimas (Marschner, 1995; Hepler, 2005). A conservação de um fornecimento apropriado de Ca em ambientes salinos é efetiva na redução da intoxicação íon-específico, particularmente em plantas que são sensíveis ao excesso de sódio, cloreto e formas sulfurosas (Liu e Zhu, 1997; Grattan e Grieve, 1999; Loide, 2004). O Ca exerce função crucial nos processos fisiológicos vegetais (Lecourieux *et al.*, 2006). Este elemento alivia sintomas de estresse salino em muitas espécies (Maathuis e Amtmann, 1999), podendo favorecer o alongamento radicular (Zidan *et al.*, 1990) e foliar (Yeo, 1998), além de restringir o acúmulo de Na (Cramer *et al.*, 1989; Zidan *et al.*, 1991). O acúmulo de Na é comumente acoplado à redução da absorção de

Ca e Mg (Greenway e Munns, 1980; Luan *et al.*, 2009) e pode acarretar em declínio da assimilação de carbono (Cabot *et al.*, 2009).

Diferentemente dos elementos anteriores, o Na é um elemento relacionado à salinidade, considerado tóxico para algumas plantas (Apse e Blumwald, 2007; Flowers e Colmer, 2008). Sob condição de estresse salino algumas plantas restringem a entrada de Na ou acumulam este elemento em seus tecidos mais envelhecidos, desenvolvendo um local para estoque, que é rapidamente eliminado (Horie e Schroeder, 2004).

De uma forma geral, ambientes que sofrem com flutuações na salinidade apresentam o crescimento vegetal afetado pelas interações iônicas entre os nutrientes, devido ao desequilíbrio na disponibilidade no substrato, entrada e distribuição destes nutrientes no interior da planta, podendo alterar o requerimento nutricional deste organismo. *Typha domingensis* Pers., dentre as espécies de macrófitas emersas, é a mais bem distribuída em áreas alagadas, formando extensos estandes monoespecíficos em zonas litorâneas de praticamente todos os ecossistemas aquáticos da região Norte Fluminense. Esta planta apresenta certa tolerância à salinidade devido à sua ampla plasticidade fenotípica (Whigham *et al.*, 1989; Glenn *et al.*, 1995; Miklovic e Galatowitsch, 2005), colonizando ambientes que apresentam salinidades de até 20 psu. Assim, este estudo visou verificar o distinto desenvolvimento de *T. domingensis* sob diferentes condições de salinidade encontradas em lagoas naturais neotropicais, sob o ponto de vista nutricional, como respostas complexas dos organismos ao estresse salino.

## **2. Material e métodos**

### *2.1. Medidas ambientais*

Nas áreas de amostragens das lagoas do Campelo e Açú foram amostrados aleatoriamente três testemunhos de sedimento dentro da área coberta por *T.*

*domingensis*. Os testemunhos, coletados em abril/2007 foram de 30 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro. Após a remoção do sedimento, estes foram fracionados de 5 em 5 cm e colocados em recipientes plásticos. As amostras de sedimento foram peneiradas (2 mm tamanho da malha), secas em estufa a 40°C até atingir peso constante. A determinação de nutrientes foi realizada apenas na porção entre 15-20 cm de profundidade, onde se localizavam as raízes das macrófitas. Foram realizadas determinações de pH, CTC (capacidade de troca catiônica) e teores de C, N, P, K, Na, Ca, S e Mg. A quantificação de C e N totais foi realizada em analisador elementar Perkin Elmer 2400 (CHNS/O). O pH, CTC e os demais nutrientes no sedimento foram realizados pela UFRRJ, campus Leonel Miranda. Ao mesmo tempo foram avaliados pH e condutividade elétrica das colunas d'água das lagoas (uso de potenciômetros de campo).

## 2.2. Amostragem e métodos analíticos

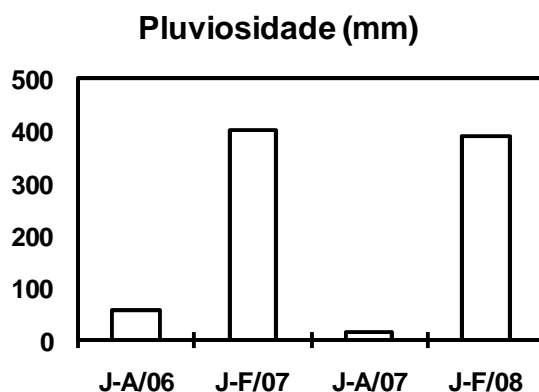
Em Julho-Agosto/2006, Janeiro-Fevereiro/2007, Julho-Agosto/2007 e Janeiro-Fevereiro/2008 na região de amostragem das lagoas do Campelo e Açú, foram coletados aleatoriamente folhas de *T. domingensis*, cortando-as logo acima do sedimento. Duas amostragens foram realizadas em cada período. Em cada uma destas amostragens foram coletadas 50 folhas tidas como jovens (até 50 cm de altura), 50 como adultas (acima de 2,0 metros) e 50 intermediárias. Cada uma destas classes foi dividida em cinco grupos para formar uma amostra de dez folhas. Assim, em cada período foram obtidas dez amostras compostas para cada estágio de desenvolvimento foliar. No laboratório, o material amostrado foi lavado sob água corrente para retirada de algum material inorgânico ou orgânico aderido. As mesmas foram acondicionadas em sacos de papel e colocadas em estufa de circulação à temperatura de 80°C, durante 4 dias, para a

obtenção de peso seco. Após pesagem as amostras foram trituradas em moinho de facas. Estas alíquotas foram separadas para a determinação de C, N, P, K, Ca, S, Mg e Na nas diferentes classes. C e N totais foram determinados em analisador elementar Perkin Elmer 2400 (CHNS/O). P total foi obtido por digestão do material seco (0,5 g) com ácido nítrico e perclórico e posterior quantificação por colorimetria pelo método do molibdato; K, Ca, Mg e Na foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica; S por turbidimetria com cloreto de bário, para cada classe de tamanho de folha, quantificando-se os nutrientes ao longo do desenvolvimento da planta. Os dados obtidos foram analisados utilizando-se análise de variância com teste *a posteriori* de Tukey e correlação de Pearson para comparar as concentrações de nutrientes nas plantas dos diferentes locais estudados e diferentes estádios de desenvolvimento, adotando o nível de significância de 0,05.

### 3. Resultados

A figura 1 descreve a variação de pluviosidade nos períodos estudados. As tabelas 1 e 2 resumem as variáveis avaliadas no sedimento e coluna d'água da região estudada em ambas lagoas avaliadas. No sedimento, as variáveis pH e CTC e os teores de P, Ca, Na e S apresentaram valores mais elevados na lagoa do Açú que a lagoa do Campelo. Na coluna d'água, os valores de salinidade corroboram a maior salobridade da lagoa do Açú. Os conteúdos de C em *T. domingensis* não apresentaram diferenças significativas entre as lagoas estudadas ( $p > 0,05$ ), mostrando tendências mais elevadas na lagoa do Campelo (Figura 2). Ocorreu variação na concentração de C entre os períodos ( $p < 0,05$ ), exceção seja feita para o período chuvoso na lagoa do Campelo que se manteve semelhante ( $p > 0,05$ ). A variação média entre os conteúdos de C foi de  $374,7 \pm 13,5$  a  $425,0 \pm 13,3 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ , respectivamente. Os conteúdos de N apresentaram padrões entre

os períodos estudados ( $p>0,05$ ) para ambas as lagoas. Para os conteúdos de N foram observados diferenças significativas entre as lagoas ( $p<0,05$ ), sendo maiores na lagoa do Campelo ( $19,0 \pm 6,3 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ).



**Figura 1.** Pluviosidade (mm) dos períodos estudados (J-A: Julho a Agosto e J-F: Janeiro a Fevereiro). Dados provenientes da UFRRJ, campus Leonel Miranda, Campos dos Goytacazes, RJ.

Os conteúdos de P e K entre as lagoas foram significativamente diferentes para a maioria dos dados analisados ( $p<0,05$ ). Os conteúdos de P (15%) e K (33%) foram maiores na lagoa do Campelo (Figura 2). O P foliar foi diferente para as lagoas e períodos ( $p<0,05$ ). Para o K foliar da lagoa do Açú foram observados valores semelhantes ( $p>0,05$ ), enquanto que para a lagoa do Campelo foram significativamente diferentes ( $p<0,05$ ). O conteúdo de Ca em *T. domingensis* foi 28% maior na lagoa do Campelo ( $7,9 \pm 2,5 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ) comparada à lagoa do Açú ( $5,7 \pm 2,0 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ), sendo significativa a diferença entre as lagoas estudadas ( $p<0,01$ ), com o Ca foliar em ambas os períodos similares ( $p>0,05$ ) para cada lagoa. O Mg apresentou valores 26% mais elevados na lagoa do Campelo ( $4,0 \pm 1,2 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ) quando comparado com o Açú ( $3,0 \pm 1,0 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ).

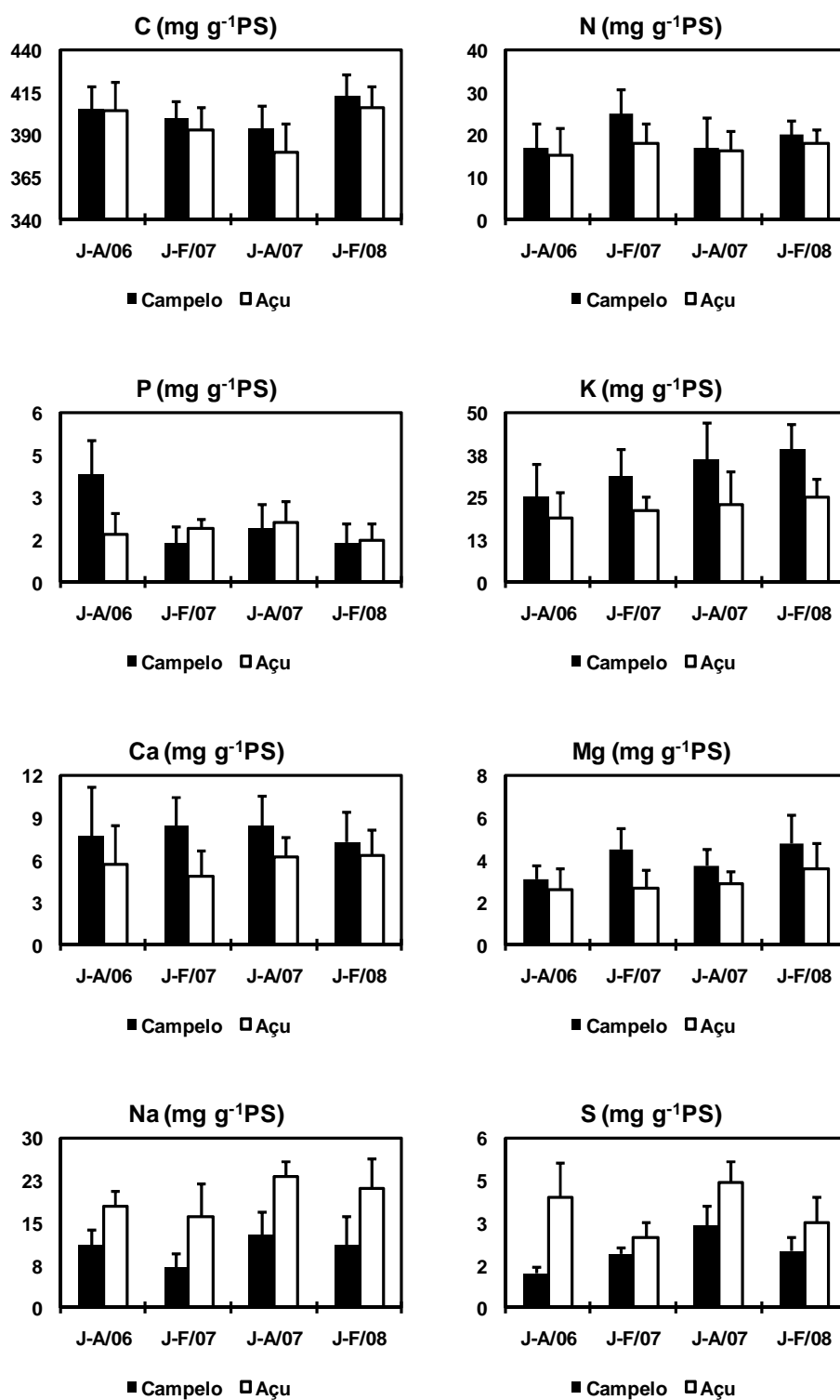


**Tabela 1.** Condutividade elétrica (CE;  $\text{mS cm}^{-1}$ ) e pH avaliadas na coluna d'água das lagoas do Campelo e Açú, norte do Estado do RJ.

Variáveis	Lagoas	J-A/06	J-F/07	J-A/07	J-F/08
CE	Campelo	1,1	0,7	0,9	0,5
	Açú	18,9	5,0	14,3	4,5
pH	Campelo	7,6	7,3	8,0	8,3
	Açú	8,2	8,1	7,9	8,3

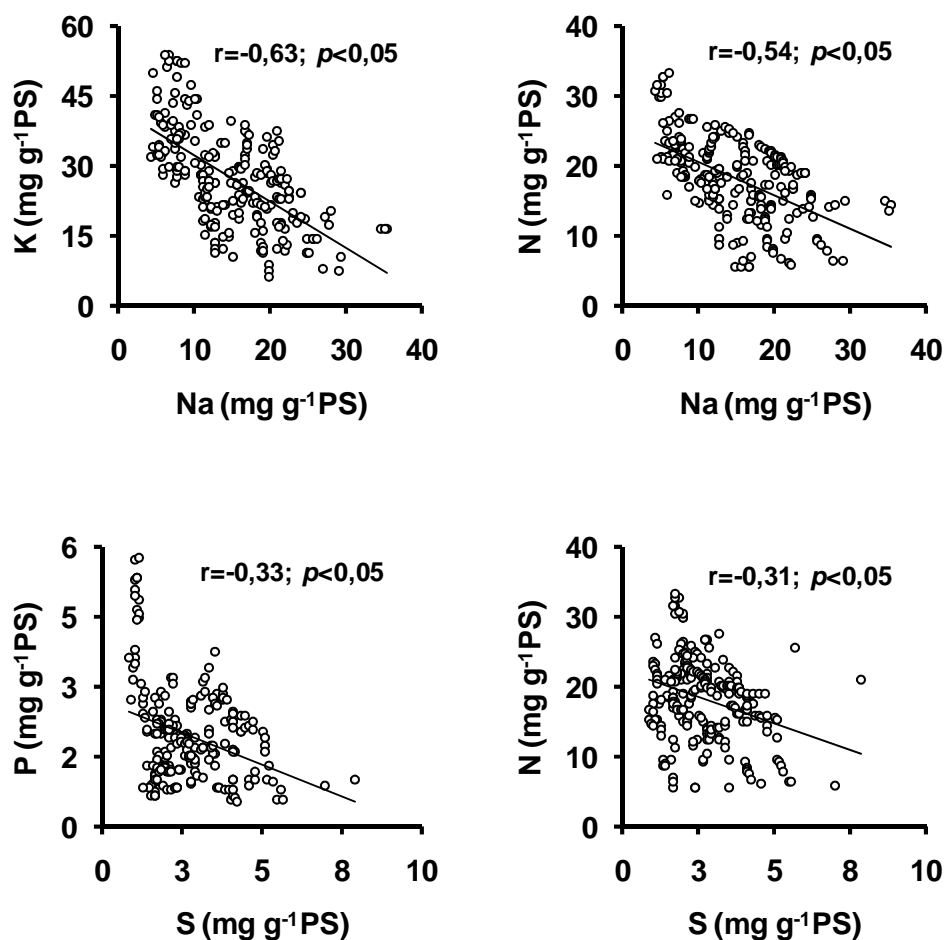
**Tabela 2.** pH, CTC e nutrientes sedimentares dentro do banco de *T. domingensis* na região litorânea da lagoa do Campelo e Açú, norte do Estado do RJ. C e N estão expressos em  $\text{g kg}^{-1}$ , enquanto o restante dos nutrientes e CTC estão expressos em  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Variáveis	Campelo	Açú
pH	5,7 $\pm$ 0,1	6,8 $\pm$ 0,1
CTC ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	95,0 $\pm$ 14,0	219,8 $\pm$ 16,3
C ( $\text{g kg}^{-1}$ )	31,7 $\pm$ 16,1	30,2 $\pm$ 3,2
N ( $\text{g kg}^{-1}$ )	5,6 $\pm$ 0,1	3,8 $\pm$ 0,7
P ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	11,0 $\pm$ 6,0	114,0 $\pm$ 6,0
K ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	64,5 $\pm$ 28,5	86,8 $\pm$ 8,3
Ca ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	47,5 $\pm$ 23,5	124,3 $\pm$ 6,8
Mg ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	20,0 $\pm$ 10,0	34,8 $\pm$ 4,3
Na ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	3,8 $\pm$ 1,6	20,9 $\pm$ 1,3
S ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	63,2 $\pm$ 6,4	612,4 $\pm$ 57,1

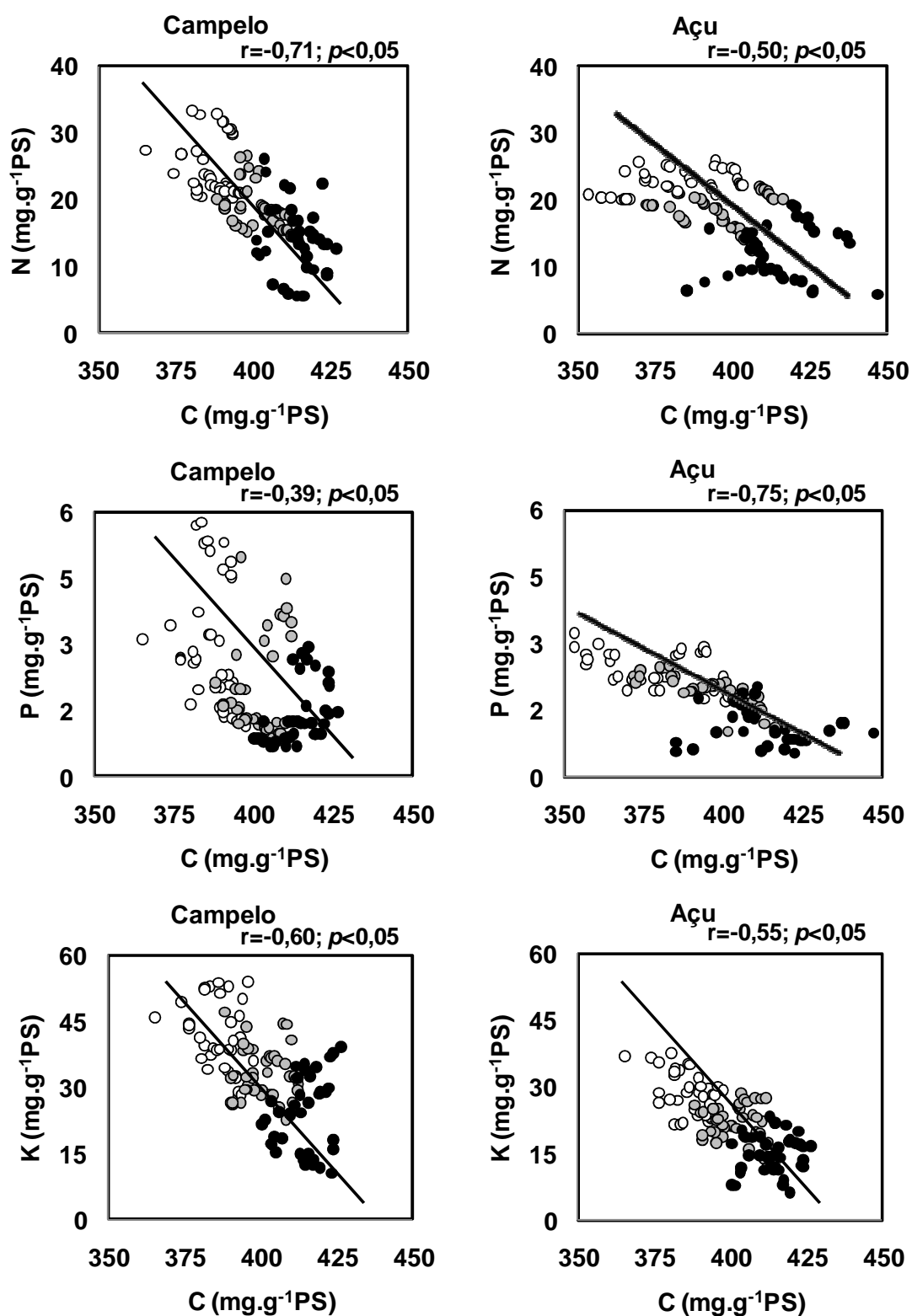


**Figura 2.** Conteúdo de C, N, P, K, Ca, Mg, Na e S (mg.g<sup>-1</sup>PS) em folhas (intermediárias + adultas) de *T. domingensis*. As barras verticais indicam o desvio padrão. J-A: Julho a Agosto e J-F: Janeiro a Fevereiro.

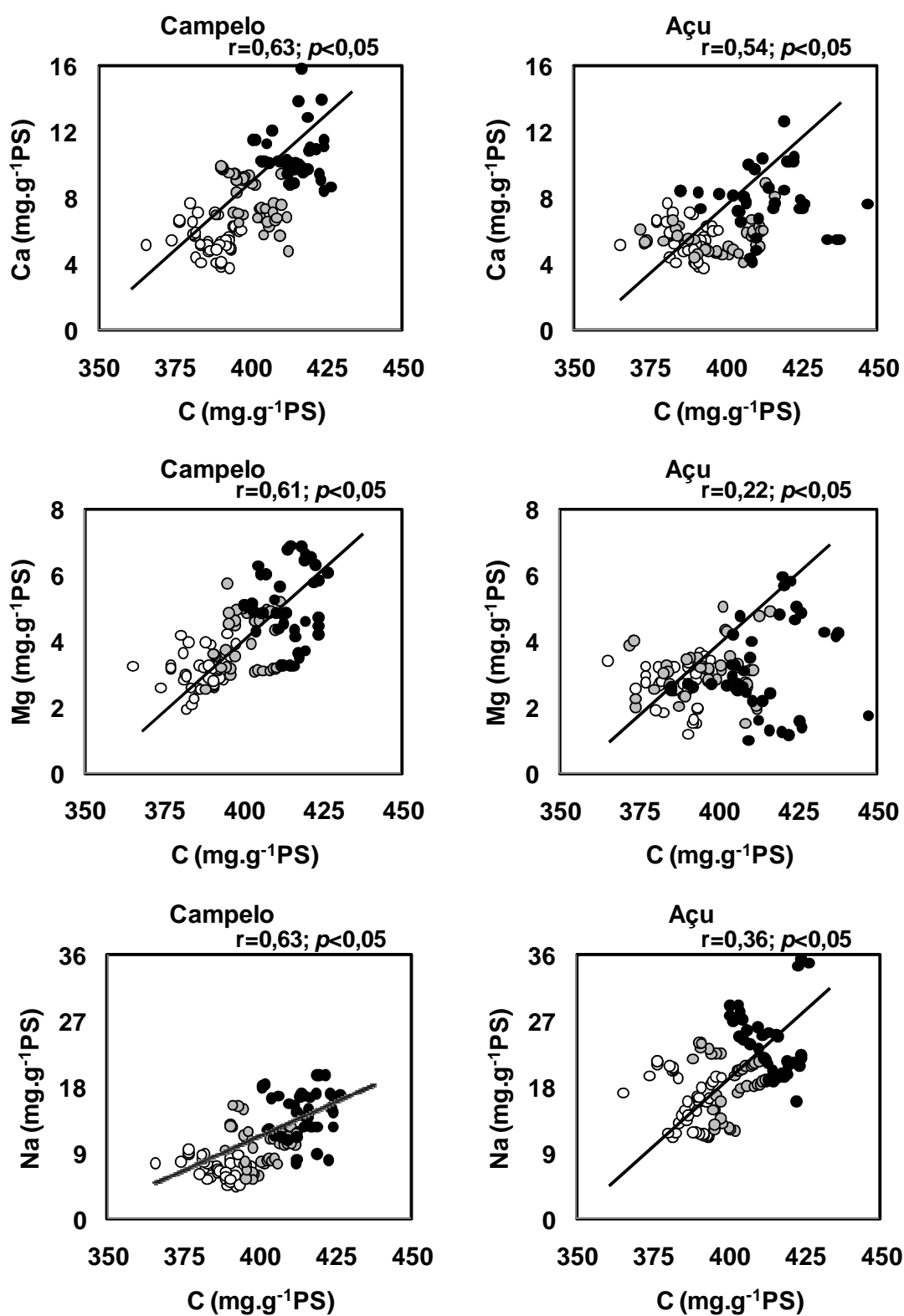
O Na foi 88% menor na lagoa do Campelo ( $10,3 \pm 4,0 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ) quando comparado com a lagoa do Açú ( $19,4 \pm 5,1 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ). O conteúdo de S (Figura 2), neste estudo, foi cerca de 70% maior na lagoa do Açú ( $3,4 \pm 1,1 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ) do que no Campelo ( $2,0 \pm 0,8 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ). Para o S foliar da lagoa do Açú foram observados valores semelhantes ( $p > 0,05$ ). Correlações negativas foram observadas entre Na e alguns nutrientes (K e N), assim como para o S (P e N) (Figura 3). A relação entre C e nutrientes indicaram os estádios de desenvolvimento (Figura 4 e 5).



**Figura 3.** Relação entre nutrientes a) Na x K, b) Na x N, c) S x P, d) S x N.



**Figura 4.** Relação entre a) C x N, b) C x P, c) C x K nas lagoas do Campelo e Açú. ○: folhas jovens; ◐: folhas intermediárias; ●: folhas adultas.



**Figura 5.** Relação entre a) C x Ca, b) C x Mg, c) C x Na nas lagoas do Campelo e Açú. ○: folhas jovens; ◐: folhas intermediárias; ●: folhas adultas.

#### 4. Discussão

Este estudo buscou mostrar os efeitos da salinidade em populações naturais de *T. domingensis* quanto ao seu conteúdo nutricional. Além disso, as razões entre C, N, K e P foram utilizadas para avaliar o desenvolvimento das espécies vegetais. Já que o C compõe as estruturas vegetais, o N tem importância na formação de aminoácidos e na fotossíntese, o P tem sua essencialidade atrelada à transferência de energia e constituição das membranas celulares e o K à atividade enzimática e movimentos estomáticos (Ticconi e Abel, 2004; Bucher, 2007; Cabot *et al.*, 2009).

Neste sentido, foram observadas correlações negativas entre os conteúdos de C e N, P e K. Estas relações demonstram a necessidade destes nutrientes nos estádios iniciais de desenvolvimento de *T. domingensis*, sendo semelhantes em ambas as lagoas, Açú e Campelo (Marbà *et al.*, 2006). Correlações positivas entre os conteúdos de C x Ca e C x Mg, corroboram o desenvolvimento desta espécie, devido estes nutrientes serem imóveis. Contudo, o C em folhas de *T. domingensis* foi ligeiramente menor na lagoa do Açú, provavelmente relacionado à interferência provocada pelo excesso de Na ( $r=0,36$ ;  $p<0,05$ ), que pode ter inibido a atividade fotossintética.

A lagoa do Açú apresentou conteúdos elevados de Na no sedimento, o que, possivelmente, dificultou a aquisição de K e N para as estruturas fotossintéticas. O desequilíbrio entre estes íons pode acarretar distúrbios no ajustamento das membranas biológicas e alterar a seletividade desta estrutura, diminuindo o desenvolvimento das plantas, o que é refletido, por exemplo, em uma menor área foliar (observação pessoal).

O elevado valor de Ca encontrado no sedimento da lagoa do Açú não refletiu os baixos valores encontrados nas plantas de *T. domingensis*, possivelmente, devido ao excesso de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  presentes neste ambiente, o que reduz ainda a absorção de Mg. Isto se dá pelo antagonismo exercido pelos íons de mesma carga, no caso  $\text{Ca}^{2+}$  e

$Mg^{2+}$ , que reduz sua entrada devido o excesso de  $Na^+$  e  $K^+$ . Justifica-se também pela precipitação que ocorre quando estes mesmos íons  $Ca^+$  e  $Mg^{2+}$  são conjugados ao  $SO_4^{2-}$  encontrado em grande quantidade na lagoa. Para a lagoa do Campelo, os padrões de Ca e Mg observados nas plantas foram maiores, quando comparado a lagoa do Açú.

O Na é considerado potencialmente tóxico para as plantas e, atuou significativamente como um competidor iônico para K ( $r=-0,63$ ;  $p<0,05$ ) e N ( $r=-0,54$ ;  $p<0,05$ ) (forma  $NH_4^+$ ). Outro elemento de ação antagônica já discutida foi S, presente em concentrações consideráveis em ambientes costeiros, sobre P ( $r=-0,33$ ;  $p<0,05$ ) e N ( $r=-0,31$ ;  $p<0,05$ ) (forma  $NO_3^-$ ) de forma significativa. O excesso destes elementos pode afetar o equilíbrio osmótico, desenvolvimento foliar, absorção e síntese de compostos nitrogenados.

No substrato, a disponibilidade de P é controlada por fatores tais como: pH, temperatura, óxidos, matéria orgânica e concentração iônica do sedimento (Burt *et al.*, 2002; Ahmad *et al.*, 2008). A soma destes fatores pode afetar a absorção de P, em folhas de *T. domingensis*. A razão S:P elevada nos diferentes estádios de desenvolvimento foliar observada na lagoa do Açú, cerca de quatro vezes mais elevada que aquela observada na lagoa do Campelo, corrobora este fato.

O incremento da absorção de Na e S nas folhas pode induzir uma maior senescência foliar na lagoa do Açú (Barrett-Lennard, 2003). Isto pode esclarecer as menores áreas e pontas foliares sempre amareladas e/ou necrosadas observada em *T. domingensis* da lagoa do Açú (observação pessoal). Apesar da diferença observada entre as lagoas, os dados amostrados de área foliar nas lagoas do Açú e Campelo são semelhantes aos encontrados na literatura (Bianco *et al.*, 2003).

A razão C:N e C:P não diferiu entre as lagoas, indicando uma necessidade metabólica inicial exacerbada desta espécie e demonstrando a manutenção destes

elementos em condições de salinidade. Estas razões auxiliam no acompanhamento dos estádios de crescimento e senescência foliar em áreas alagáveis (Kröger *et al.*, 2007).

As modificações dos constituintes nutricionais em *T. domingensis* nas lagoas estudadas podem ser relacionadas, aparentemente, com um resultado combinado da disponibilidade dos elementos no sedimento, período de chuvas, salinidade e características intrínsecas de *T. domingensis*. Entre as lagoas estudadas, padrões semelhantes foram observados para os estádios de desenvolvimento, conteúdos de carbono e nutrientes nas folhas em *T. domingensis*. Distúrbios ambientais em ecossistemas aquáticos podem acarretar em mudanças nas concentrações de nutrientes em macrófitas aquáticas (Demars e Edwards, 2007; Rejmánková e Snyder 2008). Contudo, alguns estudos demonstram que mesmo sob um estresse ambiental, algumas macrófitas emergentes toleram o estresse sem grandes variações dos elementos essenciais (Amado *et al.*, 2005).

## 5. Bibliografia

- AHMAD, Z.; FARIDULLAH; EL-SHARKAWI, H.; IRSHAD, M.; HONNA, T.; YAMAMOTO, S.; AL-BUSAIDI, A.S. 2008. Changes in water-extractability of soil inorganic phosphate induced by chloride and sulfate salts. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 15: 23-26.
- ALVA, A.K.; MATTOS, D.; PARAMASIVAM, S.; PATIL, B.; HUATING, D.; SAJWAN, K.S. 2006. Potassium management for optimizing citrus production and quality. *Int. J. Fruit Sci.* 6: 3-43.
- AMADO, A.M.; ESTEVES, F.A.; FIGUEIREDO-BARROS, M.P.; SANTOS, A.M. 2005. Short-term and seasonal effects of water level variation chance on *Eleocharis interstincta* (VAHL) nutrient content in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnol. Bras.* 17: 91-99.
- APSE, M.; BLUMWALD, E. 2007. Na<sup>+</sup> transport in plants *FEBS Letters* 581: 2247-2254.



- BARRETT-LENNARD, E.G. 2003. The interaction between waterlogging and salinity in higher plants: causes, consequences and implications. *Plant Soil* 253: 35-54.
- BIANCO, S.; PITELLI, RA.; PITELLI, A.M.C.M. 2003. Estimativa da área foliar de *Typha latifolia* usando dimensões lineares do limbo foliar. *Planta Daninha* 21: 257-261.
- BUCHER, M. 2007. Functional biology of plant phosphate uptake at root and mycorrhiza interfaces. *New Phytol.* 173: 11-26.
- BURT R.; MAYS M.D.; BENHAM E.C.; WILSON M.A. 2002. Phosphorus characterization and correlation with properties of selected benchmark soils of the United States. *Commun Soil Sci. Plant Anal* 33: 117-141.
- CABOT, C.; SIBOLE, J.V.; BARCELÓ, J. POSCHENRIEDER, C. 2009. Sodium-calcium interactions with growth, water, and photosynthetic parameters in salt-treated beans. *J. Plant Nut. Soil Sci.*172: 637 - 643
- CRAMER G.R.; EPSTEIN E.; LAÜCHLI A. 1989. Na–Ca interactions in barley seedlings: relationship to ion transport and growth. *Plant Cell Environ.* 12:551-558.
- DEMARS, B.O.L.; EDWARDS, A.C. 2007. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: high inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. *Freshwater Biol.* 52: 2073 - 2086.
- ELUMALAI, R.P.; NAGPAL, P.; REED, J.W. 2002. A mutation in the *Arabidopsis* *KT2/KUP2* potassium transporter gene affects shoot cell expansion. *Plant Cell* 14: 119-131.
- FLOWERS, T.J.; COLMER, T.D. 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytol.* 179: 945-963.
- GENC' Y.; MCDONALD, G.K.; TESTER, M. 2007. Reassessment of tissue Na<sup>+</sup> concentration as a criterion for salinity tolerance in bread wheat. *Plant Cell Environ.* 30: 1486 – 1498.
- GRATTAN, S.R.; GRIEVE, C.M. 1999. Salinity–mineral nutrient relations in horticultural crops. *Sci Hortic* 78:127-157.
- GRATTAN, S.R.; GRIEVE, C.M. 1992. Mineral element acquisition and growth response of plants grown in saline environments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 38:275-300.

- GLENN, E.; THOMPSON; T. L.; FRYE, R.; RILEY, J.; BAUMGARTNER, D. 1995. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquat. Bot.* 52: 75-91.
- GREENWAY H.; MUNNS R. 1980. Mechanism of salt tolerance in nonhalophytes. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 31:149-190.
- HEPLER, P.K. 2005. Calcium: A Central Regulator of Plant Growth and Development. *Plant Cell* 17: 2142-2155.
- HORIE, T.; SCHROEDER, J.I. 2004. Sodium Transporters in Plants. Diverse Genes and Physiological Functions. *Plant Physiol.* 136:2457-2462
- HU, Y.; SCHIMDHALTER, U. 2005. Drought and salinity: A comparison of their effects on mineral nutrition of plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 541-549.
- KAHN, A.E.; DURAKO, M.J. 2006. *Thalassia testudinum* seedling responses to changes in salinity and nitrogen. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 335: 1-12.
- KRÖGER, R.; HOLLAND, M.M.; MOORE, M.T.; COOPER, C.M. 2007. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. *Environ. Poll.* 146: 114-119.
- LEBAUDY, A.; VÉRY, A. SENTENAC, H. 2007. K<sup>+</sup> channel activity in plants: Genes, regulations and functions *FEBS Letters* 581: 2357-2366.
- LECOURIEUX, D.; RANJEVA, R.; PUGIN, A. 2006. Calcium in plant defence-signalling pathways. *New Phytol.* **171: 249 - 269**
- LEWIS, O.A.M.; LEIDI, E.O.; LIPS, S.H. 1989. Effect of nitrogen source on growth response to salinity stress in maize and wheat. *New Phytol.* 111: 155-160.
- LIU, J.P.; ZHU, J.K. 1998. A calcium sensor homolog required for plant salt tolerance. *Science* 280: 1943-1945.
- LOIDE, V. 2004. About effect of the contents and ratios of soil's available calcium, potassium and magnesium in liming of acid soils. *Agro.Res.* 2: 71-82.

- LUAN, S.; LAN, W.; LEE, S.C. 2009. Potassium nutrition, sodium toxicity, and calcium signaling: connections through the CBL-CIPK network. *Curr. Opin. Plant Biol.* 12: 339-346.
- MAATHUIS, F.J.M.; AMTMANN, A. 1999. K<sup>+</sup> nutrition and Na<sup>+</sup> toxicity: the basis of cellular K<sup>+</sup>/Na<sup>+</sup> ratios. *Ann. Bot.* 84: 123-133.
- MARBÀ, N.; HEMMINGA, M.A.; DUARTE, C.M. 2006. Resource translocation within seagrass clones: allometric scaling to plant size and productivity. *Oecologia* 150:362-372.
- MARSCHNER, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, London.
- MARTINEZ, V.; LÄUCHLI, A. 1994. Salt-induced inhibition of phosphate uptake in plants of cotton (*Gossypium hirsutum* L.). *New Phytol.* 126: 609-614.
- MIKLOVIC, S.; GALATOWITSCH, S.M. 2005. Effect of NaCl and *Typha angustifolia* L. on marsh community establishment: a greenhouse study. *Wetlands* 25: 420-429.
- MUNNS, R.; TESTER, M. 2008. Salinity tolerance in higher plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59: 651-681.
- MUNNS, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant Cell Environ.* 25: 239-250.
- MISRA, N.; GUPTA, A.K. 2006. Effect of salinity and different nitrogen sources on the activity of antioxidant enzymes and indole alkaloid content in *Catharantus roseus* seedlings. *J. Plant Physiol.* 163: 11-18.
- NAVARRO, J.M.; BOTELLA, M.A.; CERDA, A.; MARTINEZ, V. 2001. Phosphorus uptake and translocation in salt-stressed melon plants. *J. Plant Physiol.* 158: 375-381.
- QASIM, M.; ASHRAF, M. 2006. Time course of ion accumulation and its relationship with the salt tolerance of two genetically diverse lines of canola (*Brassica napus* L.), *Pak. J. Bot.* 38: 663-672.
- RAGHOTHAMA, K.G. 1999. Phosphate acquisition. *Annu. Rev. Plant. Physiol.* 50, 665-693.
- REJMÁNKOVÁ, E.; SNYDER, J.M. 2008. Emergent macrophytes in phosphorus limited marshes: do phosphorus usage strategies change after nutrient addition? *Plant and Soil* 313: 141-153.

- RUIZ, G.M.; FOFONOFF, P.; HINES, A.H.; GROSHOLZ, E.D. 1999. Non-Indigenous Species as Stressors in Estuarine and Marine Communities: Assessing Invasion Impacts and Interactions. *Limnol. Oceanogr.*, 44 (3) Part 2: The Effects of Multiple Stressors on Freshwater and Marine Ecosystems, pp. 950-972.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. 2002. Plant physiology. 3. ed. California: Sinauer Associates, 690p.
- THEODOROU, M.E.; PLAXTON, W.C. 1993. Metabolic adaptations of plant respiration to nutritional phosphate deprivation. *Plant Physiol.* 101: 339-344.
- TICCONI, C.A.; ABEL, S. 2004. Short on phosphate: plant surveillance and countermeasures. *Trends Plant Sci.* 9: 548-555.
- TREEBY, M.T.; VAN STEVENINCK, R.F.M. 1988. The influence of salinity on phosphate uptake and distribution in lupin roots. *Physiol. Plant.* 72: 617-622.
- WHIGHAM, D.F.; JORDAN, T.E.; MIKLAS, J. 1989. Biomass and resource allocation of *Typha angustifolia* L. (Typhaceae): the effect of within and between year variations in salinity. *Bull. Tor. Bot. Club* 116: 364-370.
- YEO, A.R. 1998. Molecular biology of salt tolerance in the context of whole-plant physiology. *J. Exp. Bot.* 49:915-929.
- ZIDAN, I.; JACOBY, B.; RAVINA, I.; NEUMANN, P.M. 1991. Sodium does not compete with calcium in saturating plasma membrane sites regulating Na influx in salinized maize roots. *Plant Physiol.* 96: 331-334.
- ZIDAN, I.; AZAIZEH, H.; NEUMANN, P.M. 1990. Does salinity reduce growth in maize root epidermal cells by inhibiting their capacity for cell wall acidification? *Plant Physiol.* 93:7-11.

## CAPÍTULO 4

**RESORÇÃO DE N E P EM POPULAÇÕES NATURAIS DE *Typha*  
*domingensis* PERS. SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE  
SALINIDADE**

**Resumo:** Neste estudo observaram-se padrões de resorção de N e P em *T. domingensis* nas lagoas do Campelo, Açú e Iquiparí em diferentes períodos do ano. A resorção destes elementos foi expressa neste estudo como eficiência de resorção (ERN, ERP), e estes podem ser utilizadas como indicador de limitação. Os maiores índices de resorção podem indicar limitação de um determinado elemento ao crescimento da planta estudada. Assim, o N apresentou ser o fator menos limitante que P para o desenvolvimento de *T. domingensis* nas lagoas estudadas, sendo que o conteúdo de N variou menos que a de P, e a eficiência de resorção de N foram menores em relação ao de P. As folhas jovens indicam com os conteúdos de N a disponibilidades deste composto no substrato, já que as maiores concentrações foram encontradas na lagoa do Campelo e as menores nas lagoas salobras, onde o sedimento apresenta também as menores disponibilidades de N. Já para o P esta correlação não é evidente, visto que as maiores concentrações nas folhas foram encontradas nas lagoas salobras, onde também é maior a disponibilidade deste elemento no sedimento. Neste estudo, as razões C:N apresentaram valores em torno de 15-20 para folhas jovens e acima de 25, atingindo valor de até 72 em folhas velhas, mostrando que as razões C:N mais baixas são relacionadas aos estádios iniciais de desenvolvimento de *T. domingensis*. A razão C:P reduzidas também confirmar esta necessidade metabólica inicial nas macrófitas estudadas, e ambas razões refletem a pouca lignificação dos tecidos jovens.

**Palavras-Chave:** resorção nutricional, estresse salino, nutrientes limitantes.

## 1. Introdução

O requerimento nutricional de plantas em ambientes pobres em N e P é comumente suprido pela resorção destes elementos dos tecidos vegetais mais velhos. A resorção é a translocação de nutrientes para órgãos estocadores ou de intensa atividade metabólica (Chapin, 1980; Aerts 1996; Killingbeck, 1996). Este processo é uma estratégia utilizada pelas plantas para conservar internamente os nutrientes (Chapin e Kedrowski, 1983; Shaver e Melillo, 1984; Chapin *et al.*, 1987; Côte *et al.*, 2002). Deste modo, é possível verificar que o crescimento das plantas não é determinado somente pela quantidade de nutrientes requeridos do substrato, mas também pela quantidade de nutrientes reutilizados por elas.

Norby *et al.* (2000), verificaram que a relação entre o conteúdo de nutrientes (N e P) em plantas jovens e velhas é dependente da capacidade da resorção apresentada pelas plantas, podendo afetar posteriormente disponibilização deste recursos no ambiente. Além disso, estas diferenças entre plantas jovens e velhas pode ser um bom indicador de pressões seletivas ao minimizar perdas nutricionais (Killingbeck, 1996; Killingbeck e Whitford, 2001). Com isso, o conhecimento acerca dos padrões de resorção e seus causadores são críticos para o entendimento do desenvolvimento da planta em relação à ciclagem de nutrientes no sistema, através da quantificação da eficiência de resorção (Killingbeck, 1996).

Aerts (1996) avaliou a eficiência de resorção de N e P em folhas de plantas perenes como gramíneas e observou que esta não diferiu entre as diferentes formas de crescimento e os controles nutricionais propostos, sugerindo que os padrões de resorção estão relacionados a características das espécies. Embora muitos estudos registrem dados sobre resorção de nutrientes (Anderson e Eickmeier, 2000; Lal *et al.*, 2001a, 2001b; Kutbay *et al.*, 2003; van Heerwaarden *et al.*, 2003), ainda falta um entendimento

sobre os fatores controladores deste processo (Franklin e Ågren, 2002). Neste sentido, este trabalho tem por objetivo avaliar as eficiências de resorção em populações naturais de *Typha domingensis* que crescem em sob diferentes condições ambientes.

## **2. Material e Métodos**

### *2.1. Medidas ambientais*

As amostragens de sedimento foram realizadas entre os períodos de amostragens das folhas (abril/2007), na área marginal das lagoas estudadas (Campelo, Açú e Iquiparí). Nesta área foram amostrados aleatoriamente 3 testemunhos dentro da área coberta por *T. domingensis*. Os testemunhos foram de 30 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro. Após a remoção do sedimento, a determinação de nutrientes foi realizada apenas na porção entre 15-20 cm do sedimento onde se localizavam as raízes da macrófita. As amostras sedimentares foram peneiradas (2 mm tamanho da malha) e secas em estufa, para a determinação de pH, C, N e P. A quantificação de C e N totais foi determinada em analisador elementar Perkin Elmer 2400 (CHNS/O). O P foi medido por colorimetria pelo método do molibdato e leitura em espectrofotômetro. Ao mesmo tempo das coletas das folhas foram avaliados pH, alcalinidade e condutividade elétrica da coluna d'água das lagoas (uso de potenciômetros de campo).

### *2.2. Amostragem e conteúdo nutricional de folhas de T. domingensis*

Na região de amostragem de cada lagoa, folhas de *T. domingensis* foram amostradas cortando-as logo acima do sedimento e separadas em classes: folhas jovens (totalmente verdes, <1,0m) e velhas (iniciando o processo de senescência, >2,0m). Foram montadas 10 amostras compostas para cada classe com 10 folhas. As amostragens foram realizadas em Janeiro a Fevereiro e Julho a Agosto de 2007. No



laboratório, o material amostrado foi lavado sob água corrente para retirada de algum material inorgânico ou orgânico aderido. As mesmas foram acondicionadas em sacos de papel e colocadas em estufa de circulação à temperatura de 80 °C, durante 72 horas, para a obtenção de peso seco. Posteriormente foram moídas em moinho de faca com peneiras de 2 mm e armazenado em frascos hermeticamente fechados. Alíquotas foram separadas para a determinação de C, N e P dos diferentes estádios de desenvolvimento. C e N totais foram determinados em analisador elementar Perkin Elmer 2400 (CHNS/O). P foi obtido por digestão do material seco (0,5 g) com ácido nítrico e perclórico e posterior quantificação por colorimetria pelo método do molibdato. As razões moleculares de C:N, N:P e C:P foram calculadas para os diferentes estádios de desenvolvimento da planta em cada período (chuvoso e seco). A eficiência de resorção (ER) foi calculada segundo Killingbeck (1996):

$$ER = 100\% \times (1 - [\text{nutrientes}]_{\text{velhas}} / [\text{nutrientes}]_{\text{jovens}})$$

onde [nutrientes] é a concentração de N ou P das folhas velhas e jovens expressas como mgPS.g<sup>-1</sup>. Os resultados submetidos à ANOVA ( $p < 0,05$ ), é o teste *a posteriori* Tukey.

### 3. Resultados

A tabela 1 mostra as diferenças de pH, alcalinidade e salinidade na coluna d'água encontrada nas lagoas do Campelo, Açú e Iquipará. Os valores de pH, C, N e P no sedimento das lagoas estudadas são mostrados na tabela 2.

As folhas jovens apresentaram conteúdos de C menores em relação às folhas velhas, e valores menores no período seco em relação ao período chuvoso. Para folhas jovens, os menores valores foram encontrados em Iquipará no período seco (345±5 mg.g<sup>-1</sup> PS) e

maiores no período chuvoso no Campelo ( $387 \pm 6 \text{ mg.g}^{-1} \text{ PS}$ ), enquanto que em folhas velhas o menor e maior valores foram observados em Iquiparí ( $398 \pm 8$  e  $420 \pm 7 \text{ mg.g}^{-1} \text{ PS}$ ).

**Tabela 1.** Valores de pH, alcalinidade (A) e condutividade elétrica (CE) na coluna d'água nas lagoas do Campelo, Açú e Iquiparí, norte do Estado do RJ.

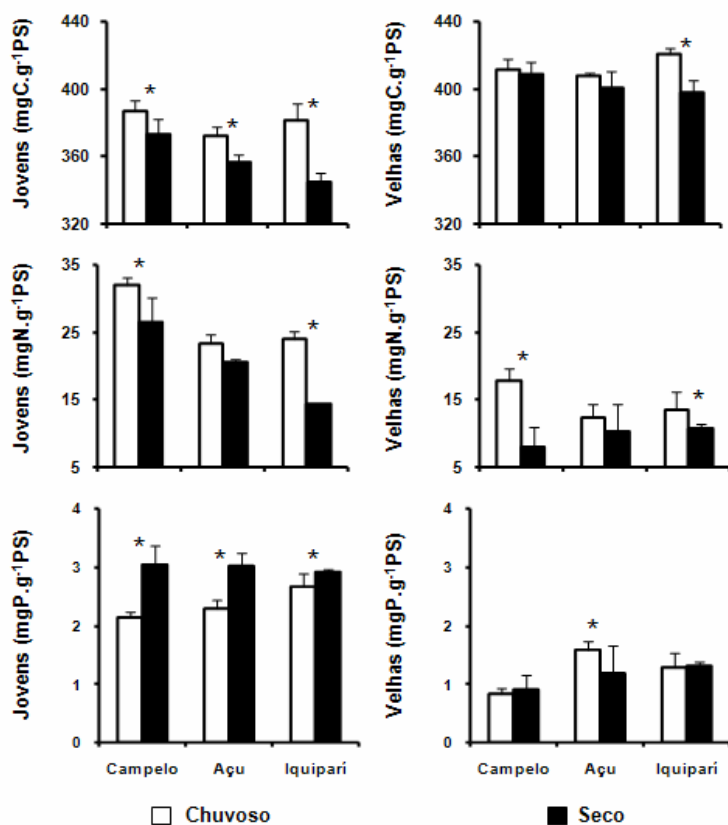
	pH		A (mEq.L <sup>-1</sup> )		CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
<b>Campelo</b>	7,3	8,0	0,9	1,0	0,7	0,9
<b>Açú</b>	8,1	7,9	4,3	4,4	5,0	14,3
<b>Iquiparí</b>	7,7	8,2	4,2	4,3	11,2	4,1

**Tabela 2.** pH, C (mg.g<sup>-1</sup>), N (mg.g<sup>-1</sup>) e P (µg.g<sup>-1</sup>) no sedimento dentro do banco de *T. domingensis* na região litorânea da lagoa do Campelo, Açú e Iquiparí, norte do Estado do RJ.

	pH	C	N	P
<b>Campelo</b>	5,5 - 5,8	15,6 - 47,8	5,4 - 5,7	5,0 - 17,0
<b>Açú</b>	6,5 - 6,9	20,7 - 33,3	1,8 - 4,4	96,0 - 120,0
<b>Iquiparí</b>	7,3 - 7,8	4,4 - 7,1	1,1 - 3,6	18,0 - 24,0

Os teores de N e P observaram-se tendência inversa, com maiores valores em folhas jovens e menores em folhas velhas. No período seco observaram-se menores concentrações de N do que no período chuvoso. Em folhas jovens o teor médio de N ( $23,4 \pm 5,9 \text{ mg.g}^{-1} \text{ PS}$ ) foi superior ao das folhas velhas ( $12,1 \pm 3,3 \text{ mg.g}^{-1} \text{ PS}$ ). Nas folhas analisadas ocorreram diferenças significativas entre os períodos e estádios de desenvolvimento (ANOVA;  $p < 0,001$ ). Os menores valores foram encontrados no período seco na lagoa de Iquiparí ( $13,9 - 14,5 \text{ mg.g}^{-1} \text{ PS}$ ) e maiores ( $30,5 - 33,8 \text{ mg.g}^{-1} \text{ PS}$ ) no período chuvoso na lagoa do Campelo para plantas jovens. Os teores de N nos

diferentes períodos estudados foram aproximadamente duas vezes mais elevados para plantas jovens do que velhas.

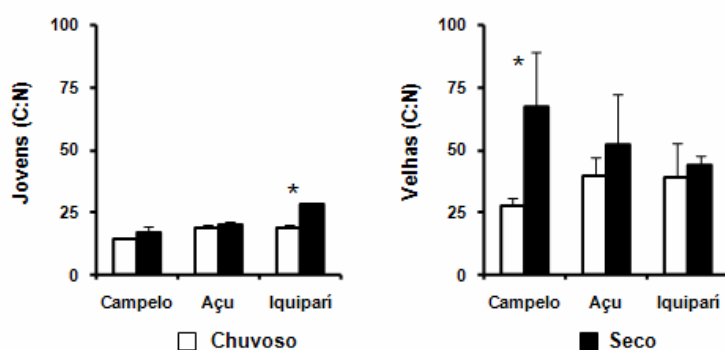


**Figura 1.** Conteúdo de C, N e P ( $\text{mg.g}^{-1}$  PS) em folhas de *T. domingensis* em dois diferentes períodos: chuvoso (Janeiro/2007) e seco (Julho/2007). As barras verticais indicam o desvio padrão. \* indica que ocorreu diferenças significativas entre os períodos ( $\alpha = 0,05$ ).

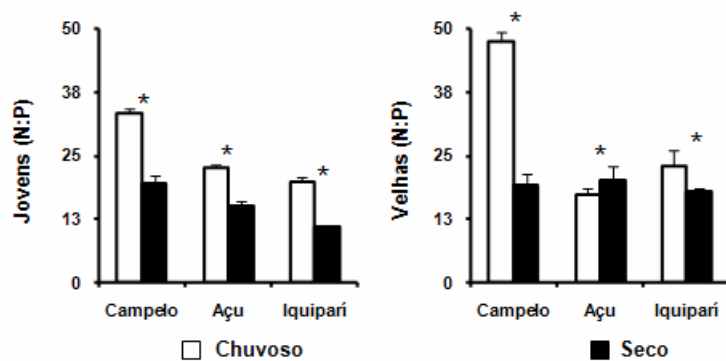
Os teores de P nas plantas jovens foram na lagoa do Campelo  $2,7 - 3,7 \text{ mg.g}^{-1}$ PS (período chuvoso) e  $2,0 - 2,3 \text{ mg.g}^{-1}$ PS (período seco), respectivamente. Para plantas velhas os maiores ( $1,3 - 1,7 \text{ mg.g}^{-1}$ PS - Açú) e menores ( $0,7 - 0,9 \text{ mg.g}^{-1}$ PS - Campelo) conteúdos foram observados no período seco, seguindo a tendência geral dos dados. Os conteúdos de P entre os diferentes estádios de desenvolvimento e período de amostragem foram significativamente diferentes para a maioria dos dados analisados

(ANOVA;  $p < 0,001$ ), sendo duas vezes menores em plantas velhas quando comparadas com as plantas jovens.

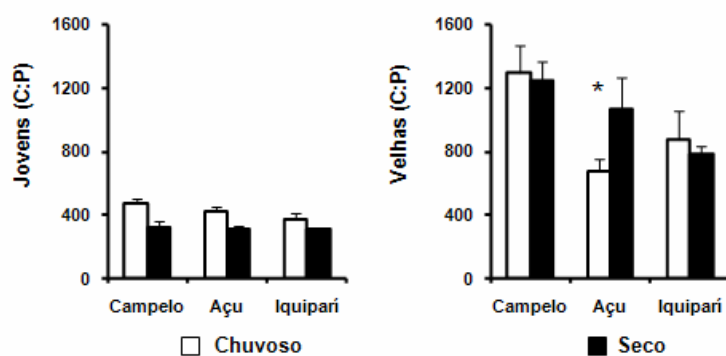
De modo geral, os diferentes estádios de desenvolvimento foliar em *T. domingensis* apresentaram razões moleculares C:N, N:P e C:P menores nas plantas jovens do que velhas (Figura 2, 3 e 4). Observou-se nas estruturas estudadas, que as razões C:N foram menores no período chuvoso, diferentemente das razões N:P. Para a razão C:N foram observadas diferenças entre as lagoas e os períodos estudados (ANOVA;  $p < 0,001$ ) para plantas jovens e velhas. Para razão N:P somente não se observou variação significativa nas plantas velhas do período seco (ANOVA;  $p > 0,05$ ). A razão C:P, para ambas as lagoas, apresentou valores mais elevados no período chuvoso para plantas jovens, diferentemente das plantas velhas que apresentaram os maiores valores no período seco. Para razão C:P somente não se observou variação significativa nas plantas jovens do período seco (ANOVA;  $p > 0,05$ ). A razão C:P das plantas jovens foram em média 3 vezes mais elevados quando comparados com plantas velhas durante o estudo.



**Figura 2.** Razão C:N em folhas de *T. domingensis* em dois diferentes períodos: chuvoso (Janeiro/2007) e seco (Julho/2007). As barras verticais indicam o desvio padrão. \* indica que ocorreu diferenças significativas entre os períodos ( $\alpha = 0,05$ ).



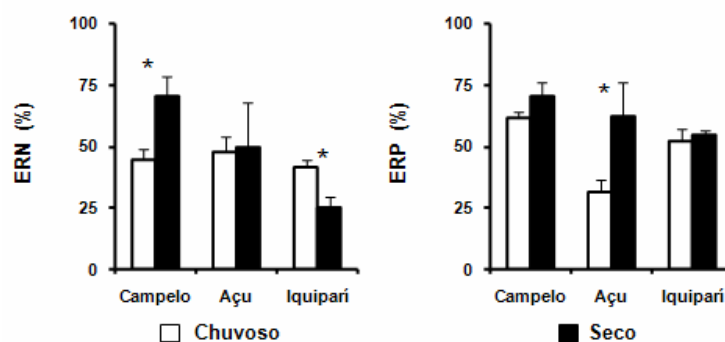
**Figura 3.** Razão N:P em folhas de *T. domingensis* em dois diferentes períodos: chuvoso (Janeiro/2007) e seco (Julho/2007). As barras verticais indicam o desvio padrão. \* indica que ocorreu diferenças significativas entre os períodos ( $\alpha = 0,05$ ).



**Figura 4.** Razão C:P em folhas de *T. domingensis* em dois diferentes períodos: chuvoso (Janeiro/2007) e seco (Julho/2007). As barras verticais indicam o desvio padrão. \* indica que ocorreu diferenças significativas entre os períodos ( $\alpha = 0,05$ ).

Os valores de ERN e ERP foram significativamente diferentes entre as lagoas e os períodos estudados (ANOVA;  $p < 0,001$ ). O menor valor médio de ERN foi encontrado em Iquipari no período seco (25 %), onde também foi encontrado o menor valor de ERN dentre as lagoas no período chuvoso. Os maiores foram observados na lagoa do Campelo no período seco (70%) e na lagoa do Açú (50%) no período chuvoso. Os

valores de ERP foram de forma geral menores no período chuvoso, sendo que o menor valor foi encontrado na lagoa do Açú (31 %) e o maior na lagoa do Campelo (70 %), no período seco.



**Figura 5.** Eficiência de resorção de N (ERN) e P (ERP) em folhas de *T. domingensis* em dois diferentes períodos: chuvoso (Janeiro/2007) e seco (Julho/2007). As barras verticais indicam o desvio padrão. \* indica que ocorreu diferenças significativas entre os períodos ( $\alpha = 0,05$ ).

#### 4. Discussão

De forma geral, estudos em ecossistemas aquáticos apresentam os padrões de variação de nutrientes observados no presente estudo, ou seja, incremento nas concentrações de C e declínio de N e P com o desenvolvimento das plantas (Aerts e van der Peijl, 1993; Ryser, 1996; Enrich-Prast *et al.*, 2002; Amado *et al.*, 2005, entre outros). Folhas jovens não possuem paredes tão lignificadas quanto às folhas velhas, onde a demanda por tecido de sustentação é maior. Por outro lado, os requerimentos nutricionais nas primeiras fases de desenvolvimento das folhas são maiores em função da formação de tecidos e produtos de armazenamento. Os conteúdos de nutrientes nas folhas jovens de *T. domingensis* das lagoas estudadas foram semelhantes às relatadas em algumas áreas alagáveis, colonizadas por macrófitas aquáticas emersas: N ( $32 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ) e P ( $2 \text{ mg.g}^{-1}\text{PS}$ ) (Ennabili *et al.*, 1998; Steinbachová-Vojtišková *et al.*, 2006).

Os valores mais elevados de C em folhas foram observados no período chuvoso, provavelmente ligado a melhor captação de N. Elevados conteúdos de N e P são imprescindíveis para as fases de crescimento das macrófitas (Aerts e van der Peijl, 1993; Ryser, 1996), já que o N tem elevada importância nos processos fotossintéticos e o P tem sua essencialidade ligada à transferência de energia. Tomando as folhas jovens como indicadoras da demanda de nutrientes, as concentrações de N parecem refletir a disponibilidades deste composto no substrato, já que as maiores concentrações foram encontradas na lagoa do Campelo e as menores nas lagoas salobras, onde o sedimento apresenta também os menores conteúdos de N. Já para o P esta correlação não é evidente, visto que as maiores concentrações nas folhas foram encontradas nas lagoas salobras, onde também é menor a disponibilidade deste elemento no sedimento.

As razões entre C, N e P podem ser utilizadas para interpretar as condições de desenvolvimento da espécie estudada. Neste estudo, as razões C:N apresentaram valores em torno de 15-20 para folhas jovens e acima de 25, atingindo valor de até 72 em folhas velhas, mostrando que as razões C:N mais baixas são relacionadas aos estádios iniciais de desenvolvimento de *T. domingensis*. A razão C:P mais baixa também confirma esta necessidade metabólica inicial nas macrófitas estudadas, e ambas razões refletem a pouca lignificação dos tecidos jovens.

Para razão N:P um critério de limitação de nutrientes proposto por Koerselman e Meuleman (1996), indica que plantas com valores acima de 16 são limitadas por P, abaixo de 14 são limitadas por N. A razão molar de *T. domingensis* neste estudo para as diferentes lagoas no período chuvoso, baseado neste critério, indicou limitação por N. Para a lagoa de Iquipará no período seco observou-se uma limitação por P. Estes dados não são corroborados pelos valores de eficiência de resorção de N e P, que nas lagoas estudadas, apresentou valores mais elevados para P, evidenciando que este elemento

seja mais retranslocados das folhas senescentes para outras partes da planta. Este fato pode estar relacionado à evolução e especificidade do ambiente que pode influenciar na resorção de nutrientes. Por exemplo, na lagoa de Iquiparí observa-se que no período de maior salinidade há uma maior resorção de N, evitando que a planta absorva elementos que podem causar alguma toxidez como o excesso de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$ .

O presente estudo apresenta uma série temporal limitada para fazer algum tipo de generalização, porém indica que as lagoas estudadas foram limitadas para N e P na região marginal apoiado por outros estudos em áreas alagáveis no mundo (Craine e Mack, 1998; Lorenzen *et al.*, 2001; Miao, 2004), já que a eficiência de resorção excedeu, na maior parte dos casos avaliados, mais que 40%, tanto para N quanto para P. Durante o estudo, provavelmente ocorreu maiores incorporações de N e P no período chuvoso provenientes do sedimento e, concomitantemente, uma baixa eficiência de resorção deste elemento. Esta observação pode estar relacionada à maior entrada destes elementos das áreas limítrofes das lagoas estudadas e pelo aumento do pH, que diminui a disponibilidade de íons tóxicos neste ambiente anaeróbico para as plantas.

Em áreas alagáveis, como em outros ambientes, os locais pobres em nutrientes normalmente são dominadas por espécies que apresentam baixo conteúdo nutricional nas folhas; com o acréscimo da disponibilidade de nutrientes, estas espécies são substituídas por plantas que apresentam conteúdo nutricional superior nas folhas (Rejmánková *et al.*, 1996; Thompson *et al.*, 1997; Richardson *et al.*, 1999; Aerts e Chapin, 2000).

As variações de N e P em *T. domingensis* nas diferentes lagoas e períodos são comparáveis a outros estudos (Foulds, 1993; Aerts e Chapin, 2000). Estas variações ligadas a estes elementos é aparentemente, um resultado combinado da disponibilidade de N e P no sedimento, salinidade e características intrínsecas da macrófita aquática. A



aptidão de plantas regularem o uso de nutrientes sob algum fator limitante e suas adaptações é bem documentada por diversos estudos (Bridgham *et al.*, 1995; Boeye *et al.*, 1999; Rejmánková, 2001; Ågren, 2004).

## 5. Bibliografia

- AERTS, R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *J. Ecol.* 84: 597-608.
- AERTS, R.; CHAPIN, F.S. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Adv. Ecol. Res.* 30: 1-67.
- AERTS, R.; VAN DER PEIJL, M.J. 1993. A simple model to explain the dominance of low-productive perennials in nutrient-poor habitats. *Oikos* 66: 144-147.
- ÅGREN, G.I. 2004. The C:N:P stoichiometry of autotrophs – theory and observations. *Ecol. Lett.* 7: 185-191.
- AMADO, A.M.; ESTEVES, F.A.; FIGUEIREDO-BARROS, M.P.; SANTOS, A.M. 2005. Short-term and seasonal effects of water level variation chance on *Eleocharis interstincta* (VAHL) nutrient content in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnol. Bras.* 17: 91-99.
- ANDERSON, W.; EICKMEIER, W.G. 2000. Nutrient resorption in *Claytonia virginica* L.: implications for deciduous forest nutrient cycling. *Can. J. Bot.* 78: 832-839.
- BOEYE, D.; VERHAGEN, B.; VAN HAESBROECK, V.; EL-KAHLOUN, M. 1999. Phosphorus fertilization in a phosphorus-limited fen: effects of timing. *Appl. Veg. Sci.* 2: 71-78.
- BRIDGHAM, S.D.; PASTOR, J.; MCCLAUGHERTY, C.A.; RICHARDSON, C.J. 1995. Nutrient use efficiency: a litterfall index, a model, and a test along a nutrient-availability gradient in North Carolina peatlands. *Am. Nat.* 145: 1-21.
- CIDE. Estado do Rio de Janeiro – Território. 1997. Secplan, Rio de Janeiro. 78.
- CHAPIN, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 11: 233-260.

- CHAPIN, F.S.; KEDROWSKI, R.A. 1983. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus fractions and autumn retranslocation in evergreen and deciduous taiga trees. *Ecology* 64: 376-391.
- CHAPIN, F.S.; BLOOM, A.J.; FIELD, C.B.; WARING, R.H. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. *Bioscience* 37: 49-57.
- CÔTE, B.; FYLES, J.W.; DJALILVAND, H. 2002. Increasing N and P resorption efficiency and proficiency in northern deciduous hardwoods with decreasing foliar N and P concentrations. *Ann. For. Sci.* 59: 275-281.
- CRAINE, J.M.; MACK, M.C. 1998. Nutrient in senesced leaves: comment. *Ecology* 79: 1818-1820.
- ENNABILI, A.; ATER, M.; RADOUX, M. 1998. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquat. Bot.* 62: 45-56.
- ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F.A.; BREVES, A.B. 2002. Variation of biometric parameters and C, N and P concentrations of *Oryza glumaepatula* at different depths of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Lake Batata, Pará – Brazil). *Braz. J. Biol.* 62:85-92.
- FOULDS, W. 1993. Nutrient concentrations of foliage and soil in south-western Australia. *New Phytol.* 125: 529-546.
- FRANKLIN, O.; ÅGREN, G.I. 2002. Leaf senescence and resorption as mechanisms of maximizing photosynthetic production during canopy development at N limitation. *Funct. Ecol.* 16: 727-733.
- VAN HEERWAARDEN, L.M.; TOET, S.; AERTS, R. 2003. Current measures of nutrient resorption efficiency lead to a substantial underestimation of real resorption efficiency: facts and solutions. *Oikos* 101: 664-669.
- KILLINGBECK, K.T.; WHITFORD, W.G. 2001. Nutrient resorption in shrubs growing by design, and by default in Chihuahuan Desert arroyos. *Oecologia* 128: 351-359.

- KILLINGBECK, K.T. 1996. Nutrients in senesced leaves: keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. *Ecology* 77:1716-1727.
- KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33: 1441-1450.
- KUTBAY, H.G.; YALCIN, E.; BILGIN, A. 2003. Foliar N and P resorption and foliar nutrient concentrations in canopy and subcanopy of a *Fagus orientalis* forest. *Belg. J. Bot.* 136: 35-44.
- LAL, C.B.; ANNAPURNA, C.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. 2001a. Effect of leaf habit and soil type on nutrient resorption and conservation in woody species of a dry tropical environment. *Can. J. Bot.* 79: 1066-1075.
- LAL, C.B.; ANNAPURNA, C.; RAGHUBANSHI, A.S.; SINGH, J.S. 2001b. Foliar demand and resource economy of nutrients in dry tropical forest species. *J. Veg. Sci.* 12: 5-14.
- LAMBERS, H.; CHAPIN, F.S. III; PONS, T.L. 1998. *Plant Physiol. Ecol.* New York, USA: Springer Verlag.
- LORENZEN, B.; BRIX, H.; MENDELSSOHN, I.A.; MCKEE, K.L.; MIAO, S.L. 2001. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquat. Bot.* 70: 117-133.
- MIAO S. 2004. Rhizome growth and nutrient resorption: mechanisms underlying the replacement of two clonal species in Florida Everglades. *Aquat. Bot.* 78: 55-66.
- NORBY, R.J.; LONG, T.M.; HARTZ-RUBIN, J.S.; O'NEILL, E.G. 2000. Nitrogen resorption in senescing tree leaves in a warmer, CO<sub>2</sub>-enriched atmosphere. *Plant Soil* 224: 15-29.
- REJMÁNKOVÁ, E. 2001. Effect of experimental phosphorus enrichment on oligotrophic tropical marshes in Belize, Central America. *Plant Soil* 236: 33-53.
- REJMÁNKOVÁ, E.; POPE, K.O.; POST, R.; MALTBY, E. 1996. Herbaceous wetlands of the Yucatan Peninsula: communities at extreme ends of environmental gradients. *Intern. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 81: 223-252.

- RICHARDSON, C.J.; FERRELL, G.M.; VAITHIYANATHAN, P. 1999. Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in Everglades sawgrass. *Ecology* 80: 2182-2192.
- RYSER, P. 1996. The importance of tissue density for growth and life span of leaves and roots: a comparison of five ecologically contrasting grasses. *Funct. Ecol.* 10: 717-723.
- SHAVER, G.R.; MELILLO, J.M. 1984. Nutrient budgets of marsh plants – efficiency concepts and relation to availability. *Ecology* 65: 1491-1510.
- STEINBACHOVÁ-VOJTIŠKOVÁ, L.; TYLOVA, E.; SOUKUP, A.; NOVICKA, H.; VOTRUBOVÁ, O.; LIPAVSKÁ, H. ČIZKOVÁ, H. 2006. Influence of nutrient supply on growth, carbohydrate, and nitrogen metabolic relations in *Typha angustifolia*. *Environ. Exp. Bot.* 57: 246–257.
- THOMPSON, K.; PARKINSON, J.A.; BAND, S.R.; SPENCER, R.E. 1997. A comparative study of leaf nutrient concentrations in a regional herbaceous flora. *New Phytol.* 136: 679-689.

## CAPÍTULO 5

### **DISTÚRBIOS DA HOMESOTASE EM *Typha domingensis* PERS. SOB ESTRESSE SALINO**

**Resumo:** *Typha domingensis* Pers. é uma macrófita aquática amplamente distribuída em áreas alagáveis e zonas litorâneas de ambientes aquáticos tropicais, incluindo aqueles salobros. Analisando populações sob diferentes condições de salinidade (lagoa do Açú –  $14 \text{ mS.cm}^{-1}$  e lagoa do Campelo – menor que  $1 \text{ mS.cm}^{-1}$ ) no norte do Estado do Rio de Janeiro foram analisadas e observadas mudanças nutricionais e bioquímicas. O Na foi mais acumulado nos rizomas de *T. domingensis* da lagoa do Açú como uma possível estratégia para limitar o acesso deste íon a estruturas fotossintéticas. A redução de N, P e K na lagoa do Açú pode ser explicada pela baixa disponibilidade no substrato e/ou também pelo antagonismo causado pelo excesso de cátions ( $\text{Na}^+$ ) e ânions ( $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{Cl}^-$ ). O elevado acúmulo de íons em *T. domingensis* aumenta prolina e poliaminas que agem como protetores de proteínas e membranas biológicas. O desequilíbrio iônico causa distúrbios na permeabilidade de membranas biológicas, mostrando correlação positiva com o estresse oxidativo observado em plantas ( $r=0,59$ ;  $p<0,01$ ). Apesar dos dados observados mostrarem desestabilização das membranas celulares, a manutenção dos estandes de *T. domingensis* na lagoa do Açú sob condições iônicas desfavoráveis,  $14 \text{ mS.cm}^{-1}$ , mostra que esta população parece estar aclimatada neste ambiente

**Palavras-Chave:** estresse oxidativo, prolina, poliaminas

## 1. Introdução

*Typha domingensis* Pers., dentre as espécies de macrófitas emersas, é a mais bem distribuída em áreas alagadas, formando estandes monoespecíficos em zonas litorâneas continentais ao redor do mundo (Mitch, 2000). A auto-fecundação desta planta é elevada, porém o recrutamento de indivíduos jovens por expansão clonal é mais eficaz, sendo limitado apenas por condições ambientais (Kuehn *et al.*, 1999). Este desenvolvimento clonal depende da expansão do rizoma, sendo responsável pelo balanço entre mortalidade e recrutamento desta população (Kuehn *et al.*, 1999), ou seja, a retração ou expansão do estande.

O efeito da salinidade sobre o crescimento e a distribuição de recursos na planta implica em alterações no seu desenvolvimento por meio de déficit hídrico, toxidez provocada por íons, desequilíbrio nutricional e fotossintético (Nejrup e Pedersen, 2008) e, indiretamente, mediando competições interespecíficas (Pennings e Callaway, 1992). Estes efeitos podem causar danos a diversos processos fisiológicos, como lesões ao metabolismo de carboidratos, lipídios e proteínas, em decorrência do aumento de íons no substrato (Bohnert e Cushman, 2000).

Ao longo da evolução, as plantas ampliaram seus mecanismos de tolerância ao estresse salino através da produção de diferentes compostos e modificações em alguns de seus processos essenciais (Munns e Tester, 2008). Síntese de compostos de baixo peso molecular (osmólitos), alterações no metabolismo fotossintético, produção de enzimas e compostos antioxidantes, acúmulo e exclusão de íons a nível celular (vacúolos) e estrutural (folhas) são algumas estratégias bioquímicas empregadas pelas plantas para tolerar o excesso de íons. (Ashraf e Harris, 2004). O manejo adequado da entrada, uso e compartimentalização de íons na planta são fundamentais não somente para o seu desenvolvimento, mas também para sobrevivência no ambiente salino

(Barrett-Lennard, 2003), devido aos distúrbios homeostáticos ocasionados pela salinidade. O acúmulo de compostos ricos em nitrogênio, é usualmente relacionado com a tolerância ao sal por parte da planta (Mansour, 2000). Estudos apontam a acumulação de aminoácidos livres e outros compostos nitrogenados, como as poliaminas, em plantas sob estresse salino (Kasinathan e Wingler, 2004; Tang e Newton, 2005). Por exemplo, os aumentos do conteúdo de prolina são comuns em tecidos vivos sob condições de elevada salinidade (Lee e Liu, 1999; Khan *et al.* 2000). Desta forma, algumas moléculas são acumuladas como osmólitos, sendo este teor variável nas plantas. Acúmulo de nutrientes, proteção de macromoléculas celulares, conservação do pH celular, desintoxicação de células e minimização dos efeitos da espécies reativas de oxigênio são formas de atuação para a manutenção do equilíbrio osmótico vegetal (Ashraf e Harris, 2004).

Estudos com diversas plantas sob condições de salinidade variáveis são empregados para melhor elucidar características fisiológicas, nutricionais, moleculares e bioquímicas das respostas dos organismos ao estresse. No entanto, estudos que avaliam o estresse salino em macrófitas aquáticas ainda são incipientes, especialmente aqueles que abordam os organismos em seus ambientes naturais. Neste sentido, a contribuição deste estudo é comparar aspectos fisiológicos (eficiência fotoquímica, peroxidação lipídica, conteúdo de prolina e poliaminas) de *Typha domingensis* que crescem em lagoas naturais tropicais, submetidas a diferentes graus de salinidade.

## **2. Material e métodos**

### *2.1. Medidas ambientais*

Nas áreas de amostragens das lagoas do Campelo e Açú foram amostrados aleatoriamente três testemunhos de sedimento dentro da área coberta por *T.*



*domingensis*. Os testemunhos, coletados em abril/2007 foram de 30 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro. Após a remoção do sedimento, estes foram fracionados de 5 em 5 cm e colocados em recipientes plásticos. As amostras sedimentares foram peneiradas (2 mm tamanho da malha), secas em estufa a 40°C até atingir peso constante. A determinação de nutrientes foi realizada apenas na porção entre 15-20 cm de profundidade, onde se localizavam as raízes das macrófitas. Foram realizadas determinações de pH, CTC e teores de C, N, P, K, Na, Ca, S e Mg. A quantificação de C e N totais foi realizada em analisador elementar Perkin Elmer 2400 (CHNS/O). O pH, CTC e os demais nutrientes no sedimento foram realizados pela UFFRJ, campus Leonel Miranda. Ao mesmo tempo foram avaliados pH e condutividade elétrica das colunas d'água das lagoas (uso de potenciômetros de campo).

## 2.2. Amostragens e procedimentos analíticos nas plantas

Folhas verdes, raízes e rizomas de plantas adultas de *T. domingensis* (com altura superior a 2 metros) foram coletados nas lagoas do Campelo e Açú, em amostragens realizadas nos meses de Junho a Agosto de 2008. Foram retiradas amostras compostas de 10 indivíduos cada, mensalmente, totalizando nove amostras avaliadas por estrutura no período estudado, excetuando as análises realizadas para pigmentos e extravasamento de eletrólitos, como será detalhado adiante. Após a coleta, as amostras foram colocadas em isopor com gelo para o transporte ao laboratório, no intuito de reduzir danos aos constituintes bioquímicos.

No laboratório, as diferentes estruturas das plantas foram lavadas sob água corrente para retirada de algum material inorgânico ou orgânico aderido e, imediatamente, foram obtidas as medidas de peso úmido. Em seguida, parte do material fresco foi utilizada para determinações de prolina, peroxidação lipídica, pigmentos fotossintéticos e

extravasamento de eletrólitos. Outra parte deste material foi congelada em nitrogênio líquido e estocada a  $-70^{\circ}\text{C}$ , para determinações posteriores de poliaminas livres.

O conteúdo de prolina foi obtido de acordo com o método de Bates *et al.* (1973), a peroxidação lipídica segundo Hodges *et al.* (1999) e poliaminas livres (putrescina, espermidina e espermina) segundo metodologia proposta por Silveira *et al.* (2004). Os pigmentos (clorofila *a*, *b* e carotenóides) foram extraídos com o solvente orgânico dimetilsulfóxido (DMSO) a partir de 15 amostras de folhas para cada lagoa estudada, totalizando 30 amostras analisadas segundo metodologia descrita em Wellburn (1994). Na análise de extravasamento de eletrólito (permeabilidade de membrana) não foram utilizadas amostras compostas, com intuito de minimizar o rompimento do tecido vegetal. Assim, foram separadas quatro amostras (0,15 g) de indivíduos diferentes de *T. domingensis*, mensalmente, em ambas as lagoas, totalizando 24 amostras avaliadas por estrutura (folhas, raízes e rizomas). Estas amostras foram colocadas em tubos de 50 ml com 15 ml de água ultra-pura mantidos a  $32^{\circ}\text{C}$  por 2 horas em banho-maria. Em seguida, foi medida a condutividade elétrica inicial ( $\text{CE}_i$ ). Então, as amostras foram auto-clavadas a  $121^{\circ}\text{C}$  por 20 minutos e, novamente, medida a condutividade elétrica final ( $\text{CE}_f$ ). O extravasamento de eletrólitos foi calculado usando a fórmula (Sullivan e Ross, 1979):

$$\text{Extravasamento de eletrólitos (\%)} = (\text{CE}_i/\text{CE}_f) * 100$$

Os procedimentos para avaliações de parâmetros da fluorescência da clorofila *a* foram realizados em 20 folhas de *T. domingensis* para cada lagoa estudada entre 09h30min a 11h00min, utilizando metodologia proposta por Paiva *et al.* (2009). As medidas foram realizadas em folhas intactas, mantidas previamente no escuro por 30 minutos com auxílio de pinças, empregando o fluorímetro modulado portátil (modelo

FMS2, Hansatech). Foram registrados (usando o método do pulso saturante) e submetidos à análise as seguintes variáveis: emissão de fluorescência inicial ( $F_o$ ), fluorescência máxima ( $F_m$ ), fluorescência variável ( $F_v$ ), a relação  $F_v/F_m$  (eficiência fotoquímica do fotossistema II), os dissipadores ou *quenchings* fotoquímico ( $qP$ ) – energia utilizada para fixação de carbono, e não fotoquímico (NPQ) – calor.

Para as medidas de área foliar foram retiradas aproximadamente 50 folhas de plantas de *T. domingensis* com mais de 2 metros de altura de cada lagoa estudada. Estas estruturas foram medidas com auxílio de um medidor de área foliar (3100 Area Meter Li-Cor).

Outra parte dos materiais amostrados foram acondicionados em sacos de papel e colocados em estufa de circulação à temperatura de 80°C, durante 72 horas, para a obtenção de peso seco e teor de água. Para cálculo do conteúdo de água foi utilizada a fórmula:

$$\text{Conteúdo de água (ml g}^{-1}\text{PS)} = (\text{peso fresco} - \text{peso seco}) / \text{peso seco}.$$

Depois de seco, as amostras foram moídas e armazenadas em frascos hermeticamente fechados. O N foi avaliado pelo método de Nessler (Jackson, 1965), após submeter 0,25 g de material vegetal seco das diferentes estruturas à digestão sulfúrica ( $H_2SO_4$  e  $H_2O_2$ ). Para a determinação de Na, Mg, P, K, Ca e S foram utilizados 0,5 g de material vegetal seco para digestão com ácido nítrico e perclórico ( $HNO_3$  e  $HClO_4$ ) e, posteriormente, Na, Mg, K e Ca foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica (AAS-ZEISS). S foi avaliado por turbidimetria com cloreto de bário (Silva, 1999), enquanto que o P foi determinado colorimetricamente pelo método do molibdato.

Os dados obtidos foram analisados estatisticamente utilizando Teste  $T$  com correção de Welch, coeficiente de correlação de Pearson e análise de variância com teste *a posteriori* de Tukey para examinar as relações entre as concentrações de nutrientes e aspectos bioquímicos avaliados nas plantas dos diferentes locais estudados, adotando o nível de significância de 0,05.

### 3. Resultados

As tabelas 1 e 2 apresentam, respectivamente, os resultados para as variáveis determinadas na coluna d'água e no sedimento de ambas as lagoas estudadas. Como podem ser observadas, as variáveis analisadas apresentaram valores mais elevados na lagoa do Açú em relação à lagoa do Campelo, com exceção de C e N. Chamam atenção o valor de condutividade elétrica na coluna d'água ( $14 \text{ mS.cm}^{-1}$ ) e os elevados valores de concentração de P, Na, Ca e S no sedimento da lagoa do Açú, cerca de 5-10 vezes maiores que aqueles observados na lagoa do Campelo.

A análise das plantas mostrou que os valores de área foliar e concentração de pigmentos fotossintéticos (clorofila *a* e *b*) foram duas vezes mais elevados na lagoa do Campelo quando comparados a lagoa do Açú (Figura 1). Contudo, a razão entre estes pigmentos não diferiu significativamente ( $p > 0,05$ ). Os carotenóides foram 25% mais baixos na lagoa do Açú quando comparado a lagoa do Campelo, sendo significativa esta diferença ( $p < 0,05$ ). A razão clorofila total/carotenóides também foi significativamente diferente ( $p < 0,05$ ) entre as lagoas estudadas, sendo o menor valor observado no Açú (5,1). Na tabela 3 são observados os parâmetros da fluorescência da clorofila *a*, que não diferiram entre as lagoas estudadas ( $p > 0,05$ ), exceto quanto a razão  $F_v/F_m$  e  $q_P$ , que apresentaram pequenas reduções na lagoa do Açú, no entanto, significativas ( $p < 0,05$ ).

**Tabela 1.** pH, salinidade e alcalinidade na coluna d'água dentro do banco de *T. domingensis* na região litorânea da lagoa do Campelo e Açú, norte do Estado do RJ.

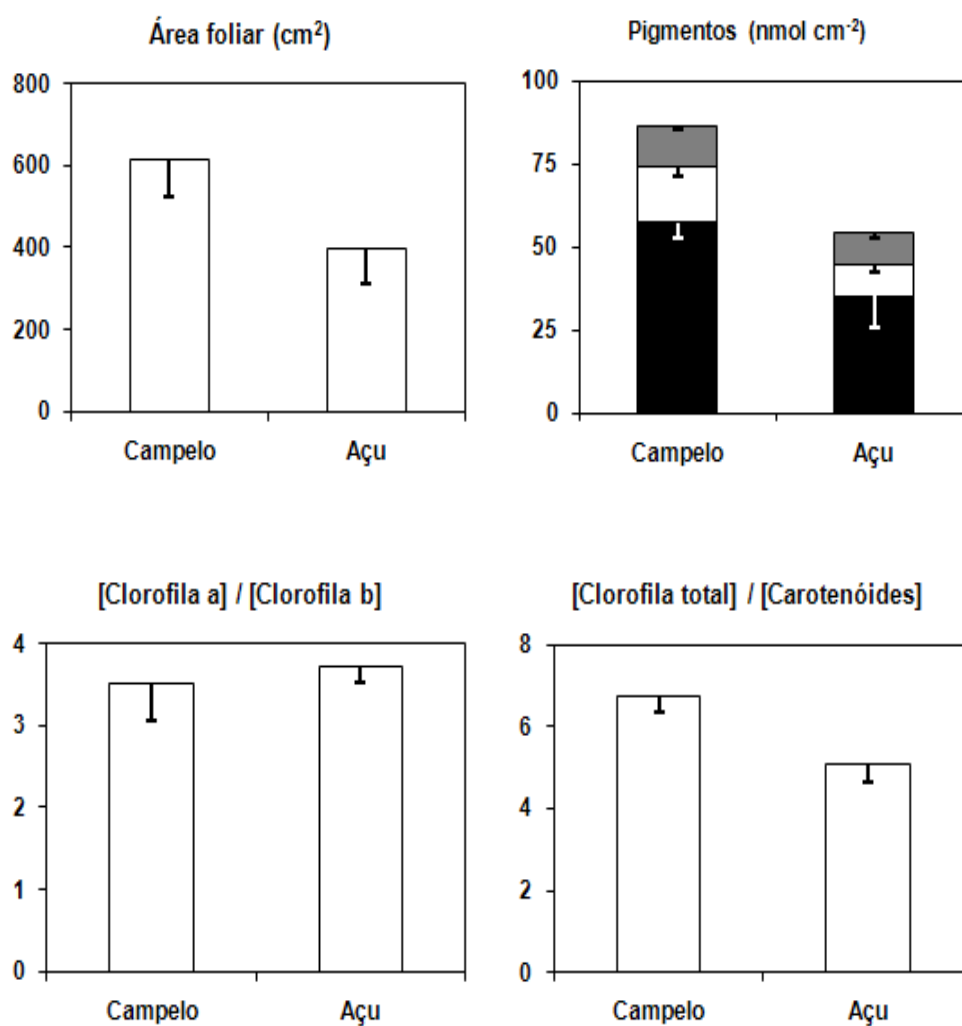
	pH	Alcalinidade (mEq l <sup>-1</sup> )	Condutividade elétrica (mS cm <sup>-1</sup> )
<b>Campelo</b>	<b>7,6 ± 0,3</b>	<b>0,8 ± 0,1</b>	<b>0,8 ± 0,2</b>
<b>Açú</b>	<b>8,2 ± 0,2</b>	<b>4,3 ± 0,1</b>	<b>14,2 ± 4,1</b>

**Tabela 2.** Dados sedimentares de pH, CTC e nutrientes dentro do banco de *T. domingensis* na região litorânea da lagoa do Campelo e Açú, norte do Estado do RJ.

Variáveis	Campelo	Açú
pH	5,7 ± 0,1	6,8 ± 0,1
CTC (mg kg <sup>-1</sup> )	95,0 ± 14,0	219,8 ± 16,3
C (g kg <sup>-1</sup> )	31,7 ± 16,1	30,2 ± 3,2
N (g kg <sup>-1</sup> )	5,6 ± 0,1	3,8 ± 0,7
P (mg kg <sup>-1</sup> )	11,0 ± 6,0	114,0 ± 6,0
K (mg kg <sup>-1</sup> )	64,5 ± 28,5	86,8 ± 8,3
Ca (mg kg <sup>-1</sup> )	47,5 ± 23,5	124,3 ± 6,8
Mg (mg kg <sup>-1</sup> )	20,0 ± 10,0	34,8 ± 4,3
Na (mg kg <sup>-1</sup> )	3,8 ± 1,6	20,9 ± 1,3
S (mg kg <sup>-1</sup> )	63,2 ± 6,4	612,4 ± 57,1

Os conteúdos de N e P nas três estruturas avaliadas (folhas, raízes e rizomas) foram maiores na lagoa do Campelo (1 mS.cm<sup>-1</sup>), porém as razões N:P das lagoas não diferiram ( $p>0,05$ ) (Figura 2). Para as diferentes estruturas de *T. domingensis*, foram observados conteúdos de Na e S cerca de duas vezes mais elevados nas folhas e raízes provenientes da lagoa do Açú e de três vezes nos rizomas destas mesmas plantas ( $p<0,05$ ) (Figura 3). Já para K e Ca, as concentrações encontradas em estruturas

provenientes da lagoa do Açú apresentaram-se sempre menores em relação às daquelas da lagoa do Campelo (Figura 3). O Mg apresentou os maiores valores na lagoa do Açú, sendo aproximadamente duas vezes mais elevados para as estruturas subterrâneas, quando comparado com a lagoa do Campelo.



**Figura 1.** Comparação da área foliar, pigmentos fotossintéticos, razão clorofila *a*/clorofila *b* e razão clorofila total/carotenóides de *T. domingensis* nas lagoas do Campelo e Açú. Clorofila *a* (■), Clorofila *b* (□) e carotenóides (▒). As barras verticais indicam o desvio padrão.

A razão K/Na foi maior em rizomas do que em folhas e raízes na lagoa do Campelo (Figura 3), padrão contrário ao da lagoa do Açú ( $p < 0,05$ ). Já para razão Ca/Na, em ambas as lagoas, os valores foram duas vezes mais baixos para rizomas quando comparados as demais estruturas ( $p < 0,05$ ) (Figura 3).

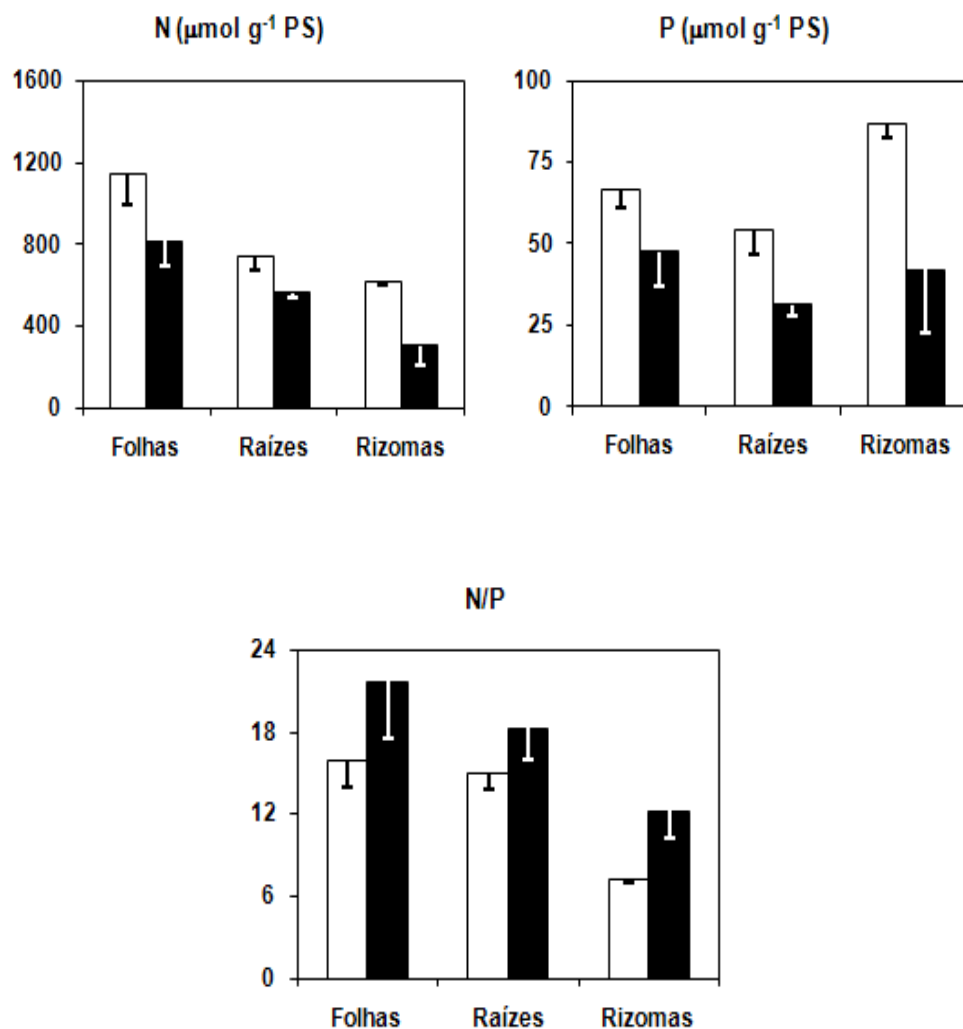
**Tabela 3.** Comparação dos parâmetros da fluorescência da clorofila *a* em folhas de *T. domingensis* nas lagoas do Campelo e Açú (média  $\pm$  desvio padrão).

Parâmetros da fluorescência	Campelo	Açú
Fo	251,3 $\pm$ 46,1	259,6 $\pm$ 15,5
Fm	1629,8 $\pm$ 319,3	1570,4 $\pm$ 114,1
Fv	1378,5 $\pm$ 273,5	1310,7 $\pm$ 104,3
Fv/Fm	0,85 $\pm$ 0,01	0,83 $\pm$ 0,01
qP	0,93 $\pm$ 0,03	0,91 $\pm$ 0,03
NPQ	0,13 $\pm$ 0,05	0,14 $\pm$ 0,04

Como verificado na figura 4, os conteúdos de água foram maiores na lagoa do Campelo quando comparados ao Açú para todas as estruturas de *T. domingensis* avaliadas. Na lagoa do Campelo, as estruturas subterrâneas, quando comparadas à parte aérea, apresentaram três vezes mais conteúdo de água. Já na lagoa do Açú o conteúdo de água foi apenas duas vezes mais elevado nas mesmas estruturas.

O extravasamento de eletrólitos indicou valores mais elevados na lagoa do Açú. Para folhas e raízes, os valores foram duas vezes superiores aos encontrados no Campelo (Figura 4). Da mesma forma, os conteúdos de prolina foram duas vezes mais

elevados em folhas e rizomas de plantas encontradas na lagoa do Açú quando comparado ao Campelo (Figura 4).

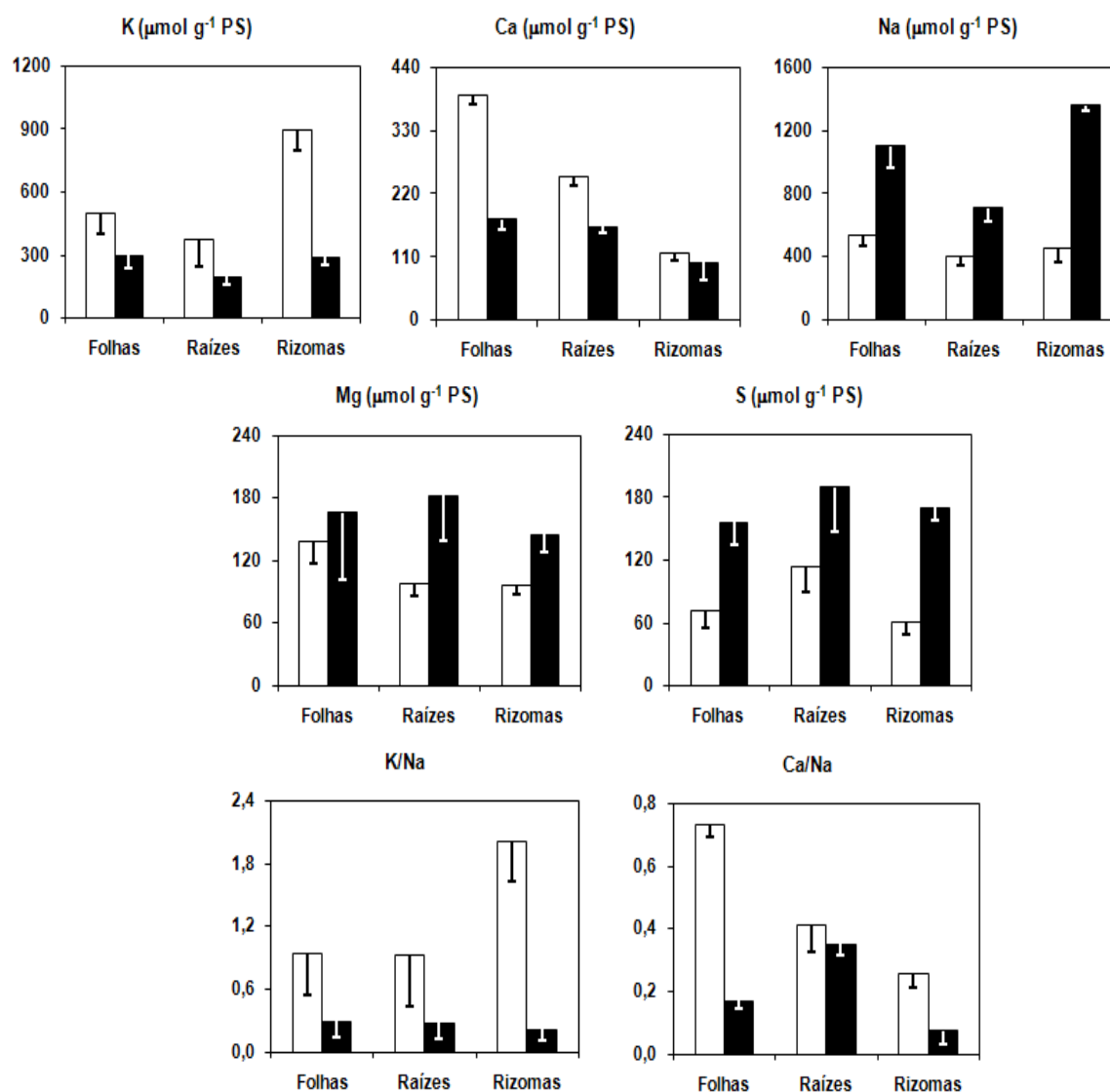


**Figura 2.** Comparação dos conteúdos de N, P e razão molar destes elementos para as diferentes estruturas de *T. domingensis* nas lagoas do Campelo (□) e Açú (■). As barras verticais indicam o desvio padrão.

Para avaliação da peroxidação lipídica foi utilizada a produção de malondialdeído (MDA) como estimativa do estresse ocasionado pela salinidade. Em ambas as lagoas, foram observadas que os rizomas apresentaram valores duas vezes mais elevados

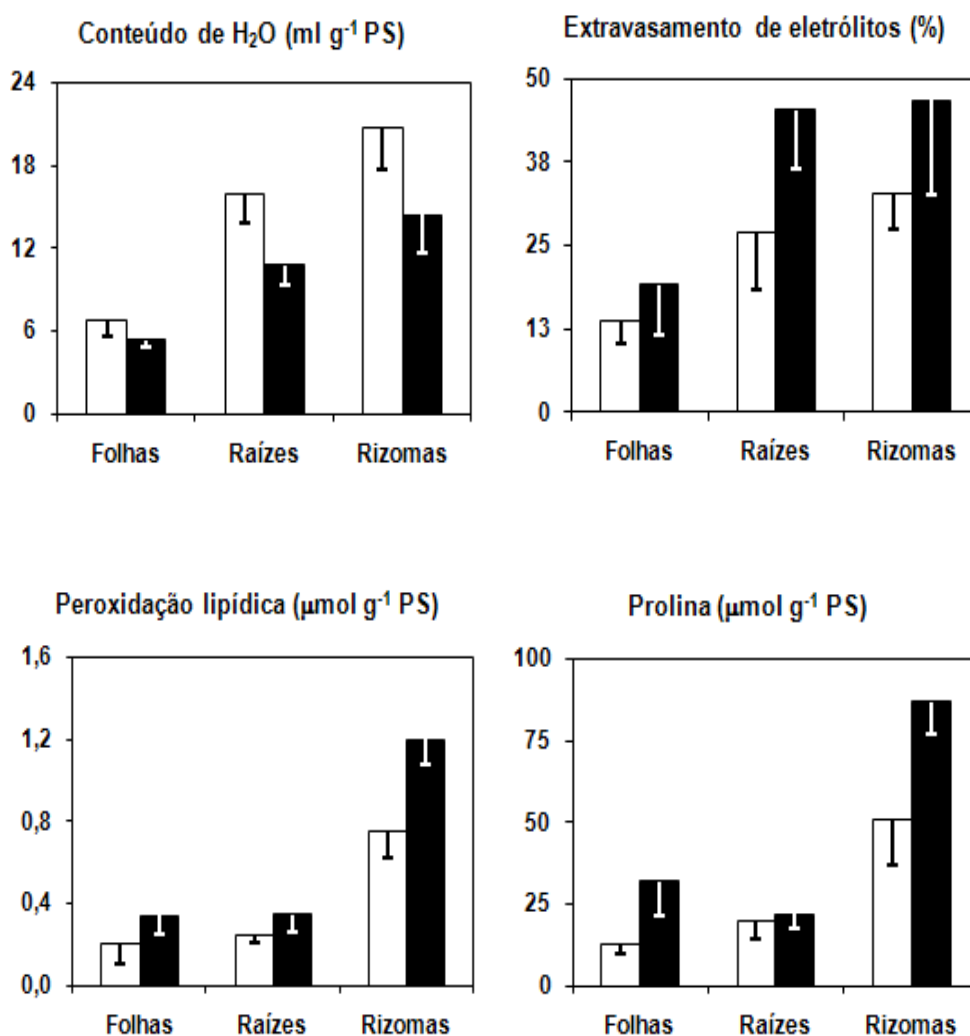


quando comparados às folhas e raízes (Figura 4). Dentre as estruturas avaliadas, as folhas e rizomas foram as mais afetadas, apresentando valores duas vezes mais elevados na lagoa do Açú que no Campelo.

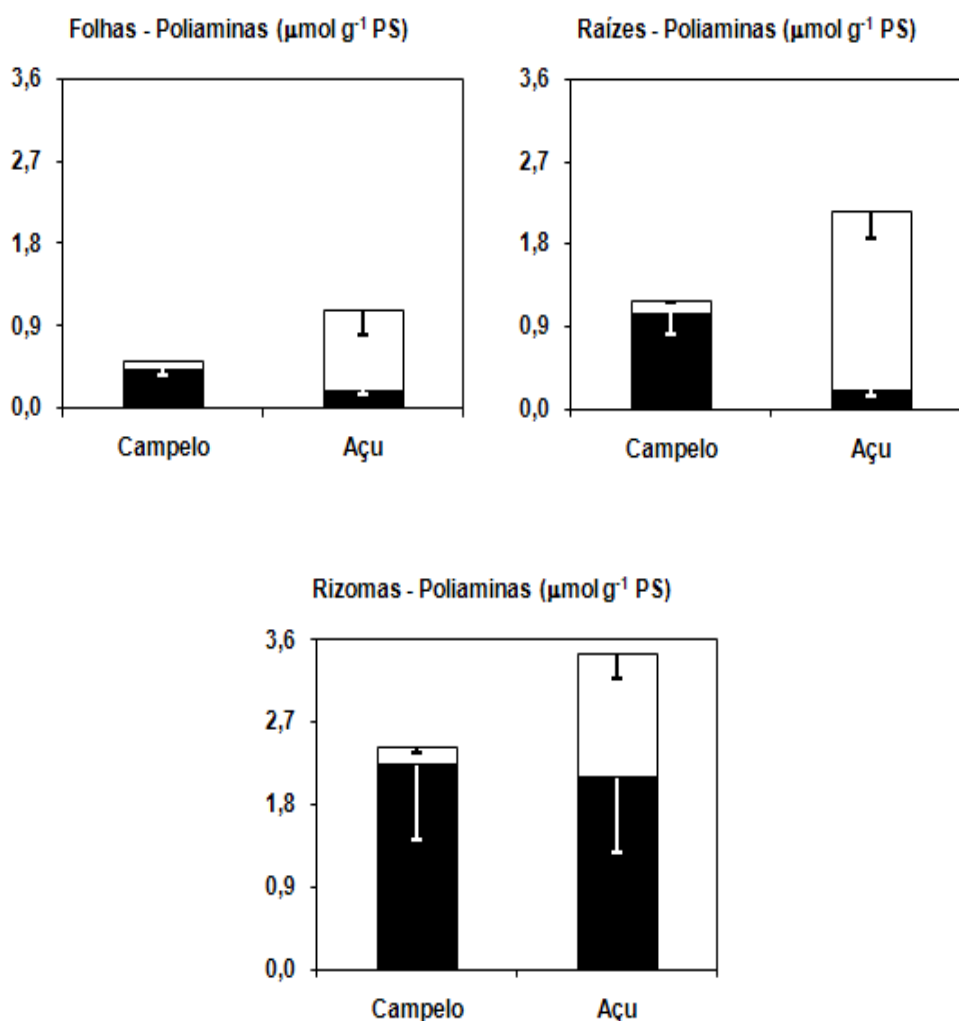


**Figura 3.** Comparação dos conteúdos de K, Ca, Na, Mg e S, e razão molar de K/Na e Ca/Na para as diferentes estruturas de *T. domingensis* nas lagoas do Campelo (□) e Açú (■). As barras verticais indicam o desvio padrão.

No estudo das poliaminas livres, os conteúdos de putrescina foram duas vezes mais elevados para folhas e cinco vezes para raízes na lagoa do Campelo, quando comparado a lagoa do Açú. Para rizomas não se observou diferença significativa ( $p>0,05$ ) (Figura 5). A soma de espermidina e espermina apresentou diferenças significativas entre as lagoas estudadas ( $p<0,05$ ), sendo que os maiores teores foram encontrados na lagoa do Açú. As poliaminas livres totais variaram de  $0,5 \mu\text{mol g}^{-1}\text{PS}$  em folhas da lagoa do Campelo a  $3,4 \mu\text{mol g}^{-1}\text{PS}$  em rizomas na lagoa do Açú (Figura 5).



**Figura 4.** Comparação de diferentes estruturas de *T. domingensis* para conteúdo de água, extravasamento de eletrólitos, peroxidação lipídica e prolina nas lagoas do Campelo e Açú. As barras verticais indicam o desvio padrão.



**Figura 5.** Comparação de diferentes estruturas de *T. domingensis* para putrescina (■) e espermidina+espermina (□) nas lagoas do Campelo e Açú. As barras verticais indicam o desvio padrão.

#### 4. Discussão

*Typha domingensis* é uma macrófita emersa comumente encontrada em margens de ambientes dulcícolas, podendo ser encontrada em ambientes salobros (Whigham *et al.*, 1989; Glenn *et al.*, 1995; Zengel *et al.*, 1995). Neste estudo, o desenvolvimento de estandes na lagoa do Açú demonstra que esta macrófita suporta salinidades de até 12 psu (condutividade elétrica de  $18 \text{ mS.cm}^{-1}$ ). Sob estas condições, a planta pode

apresentar alterações alométricas e mudanças em sua composição nutricional e bioquímica devido ao estresse provocado pela salinidade.

Deste modo, ao se encontrar menores alturas e áreas foliares na lagoa do Açú (aproximadamente 30%) quando comparadas às plantas da lagoa do Campelo (Figura 1), buscou-se avaliar a relação deste fato com a maior salinidade encontrada neste ambiente. A correlação negativa encontrada entre os conteúdos de Na e área foliar ( $r=-0,67$ ;  $p<0,05$ ) corrobora a relação entre o menor desenvolvimento das plantas no ambiente mais salgado. A elevada salinidade do meio, combinada com a provável anoxia do sedimento pode tornar a raiz menos seletiva aos íons. Esta característica induz o incremento na absorção de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  para a parte aérea, suscitando uma rápida senescência foliar (Barrett-Lennard, 2003). Apesar da diferença observada entre as lagoas, os dados amostrados de área foliar nas lagoas do Açú e Campelo são semelhantes aos encontrados na literatura (Bianco *et al.*, 2003; Miao *et al.*, 2008).

Concomitante a redução da área foliar de *T. domingensis* da lagoa do Açú, foi observado à respectiva diminuição dos conteúdos de clorofila e carotenóides (Figura 1), reforçando uma condição de estresse vivenciada por esta planta. As reduções nos conteúdos de clorofila *a*, *b* e carotenóides, provavelmente, se relacionam ao incremento de espécies reativas de oxigênio geradas a partir do estresse iônico nos fotossistemas ( $r=-0,80$ ;  $p<0,01$ ). Isto pode reduzir a síntese ou elevar a degradação dos pigmentos (Aroca *et al.*, 2003). Os resultados de carotenóides neste estudo demonstram que a redução destes pigmentos é mais sutil quando comparado aos valores de clorofilas totais (Figura 1), provavelmente, devido à importância destes pigmentos em manter a dissipação do excesso de energia solar que atinge os fotossistemas (Adams e Demming-Adams, 1994) e estabilizar as membranas dos cloroplastos (Havaux, 1998).

A fluorescência emitida por clorofila *a* pode ser utilizada para avaliar a influência de estresses ambientais sobre o metabolismo fotossintético (Sixto *et al.* 2006; Maricle *et al.* 2007; Razinger *et al.* 2007). Alguns parâmetros obtidos a partir desta medida verificam os efeitos destes estresses sobre o fotossistema II, em especial a razão Fv/Fm (eficiência fotoquímica do fotossistema II) (Krause e Weis, 1991; Jampeetong e Brix, 2009; Paiva *et al.* 2009). Deste modo, assim como os valores encontrados de Jakl e Bolhar-Nordenkamp (1991), a razão Fv/Fm entre 0,75 e 0,85 mostra que o maquinário fotossintético de *T. domingensis* de ambas as lagoas é altamente eficiente. Contudo, reduções nesta razão Fv/Fm e no qP (*quenching* fotoquímico) causada pelo excesso de Na ( $r=-0,92$ ;  $p<0,01$  e  $r=-0,77$ ;  $p<0,05$ ) indicam um possível dano no complexo do centro de reação e transferência de elétrons através do fotossistema II, o que pode estimular a produção de espécies reativas de oxigênio ( $r=-0,59$ ;  $p<0,05$ ) (Bolhar-Nordenkamp e Öquist 1993; Yamane *et al.* 2000).

Outro efeito da maior concentração salina na lagoa do Açú está relacionado aos menores valores de N e P encontrados nos diferentes tecidos vegetais estudados. Estes elementos apresentaram reduções acentuadas nos rizomas principalmente. A redução destes elementos pode ser explicada pela menor disponibilidade no substrato, como o N, e/ou também pelo antagonismo provocado pelo excesso de cátions ( $\text{Na}^+$ ) e ânions ( $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{Cl}^-$ ) (Santamaria *et al.*, 1998). Altos conteúdos de N e P são imprescindíveis para o desenvolvimento das macrófitas, já que o N tem elevada importância nos processos fotossintéticos e o P tem sua essencialidade ligada à transferência de energia. Assim, a redução nas concentrações destes compostos no rizoma, que é o órgão responsável pela expansão clonal de *T. domingensis*, pode limitar o desenvolvimento dos bancos desta macrófita nos ambientes salinizados. Beare e Zedler (1987) mostraram que o rizoma pode resistir à salinidade, todavia, com desenvolvimento reduzido.

Para razão N:P, um critério de limitação de nutrientes proposto por Koerselman e Meuleman (1996), indica que plantas com valores acima de 16 são limitados por P, abaixo de 14 são limitados por N. A razão molar de *T. domingensis* neste estudo para os diferentes meses estudados, baseado neste critério, indicou forte limitação por N, corroborando com os valores encontrados no sedimento para este elemento.

A ocorrência de estresse osmótico em tecidos de *T. domingensis* na lagoa do Açú pode ser sugerida pela observação de correlação negativa entre conteúdos de Na e a hidratação das estruturas ( $r=-0,59$ ;  $p<0,05$ ). Somado a isso, o maior acúmulo de Na observado no rizoma de *T. domingensis* nesta lagoa, indica uma possível estratégia para limitar o acesso deste íon às estruturas fotossintéticas. Segundo Munns (2002), esta situação minimiza o acúmulo de Na em tecidos ligados a geração de energia.

O excesso de Na nos tecidos de *T. domingensis* da lagoa do Açú podem também explicar os menores valores de K encontrados nos tecidos foliares ( $r=-0,51$ ;  $p<0,05$ ). O K é um nutriente de elevada importância, pois participa de vários processos biológicos, como: regulação osmótica, abertura e fechamento de estômatos e ativação enzimática (Marschner, 1995). Na lagoa do Açú, as condições de elevada concentração de Na no sedimento e nas raízes, possivelmente, dificultam, por antagonismo, a aquisição de K para as estruturas fotossintéticas. Estudos demonstraram que a concentração de K reduz com o aumento de outros íons como Na (e.g. Izzo *et al.*, 1991; Graifenberg *et al.*, 1995), e que a razão K/Na reduz com o incremento da salinidade (Salim, 1991; Cachorro *et al.*, 1993). Entretanto, outros trabalhos mostraram que o K pode ser preferencialmente adquirido e transportado contra gradiente de concentração de Na (Kinraide, 1999; Maathuis e Amtmann, 1999). Com isso, o desequilíbrio entre estes íons pode gerar distúrbios na integridade das membranas biológicas e alterar a seletividade desta estrutura.

Outro elemento cuja absorção pelas plantas pode ser afetada pelo excesso não somente de  $\text{Na}^+$ , mas também de  $\text{K}^+$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  presente na lagoa do Açú é o Ca, apesar de sua maior disponibilidade no sedimento deste sistema. As principais fontes de Ca no sedimento da lagoa do Açú são minerais de rochas sedimentares e a matéria orgânica proveniente de bivalves. A presença de bivalves ou outros organismos com carapaças carbonatadas não é tão acentuada na lagoa do Campelo (observação pessoal). Em ambas as lagoas, o Ca apresentou valores mais elevados nas folhas, estruturas que possuem vacúolos para acumular compostos tóxicos, diferentemente dos rizomas, que possuem grande atividade meristemática de reprodução vegetativa (Kuehn *et al.*, 1999).

Os maiores valores de S foram encontrados nos tecidos de *T. domingensis* na lagoa do Açú, possivelmente devido à maior proximidade com o mar, um ambiente rico em compostos sulfatados (De Wit, 2008). O S é constituinte dos aminoácidos cisteína e metionina, que resultam em uma maior estabilidade das proteínas (Rennenberg 1984; Hawkesford e De Kok, 2006). Além disso, este elemento pode participar da síntese de compostos, como glutatona, que podem ajudar a minimizar o estresse oxidativo sofrido pelo excesso de sais (Foyer e Rennenberg 2000; Herschbach e Rennenberg 2001; Herschbach 2003). O excesso deste elemento pode ter limitado a entrada de P na lagoa do Açú, já que foi observada uma correlação negativa entre estes elementos ( $r=-0,95$ ;  $p<0,01$ ).

Rotineiramente, as macrófitas aquáticas em ambientes naturais são expostas a diversos estresses ambientais incluindo flutuações no nível d'água, variações térmicas e estresses osmóticos. Seca e salinidade são fatores que causam estresse osmótico e podem limitar o desenvolvimento vegetal (Delauney e Verma, 1993). Deste modo, as plantas desenvolveram diferentes maneiras de minimizar o efeito deste estresse, sendo as respostas bioquímicas aquelas mais efetivas (Ashraf e Harris, 2004).

A prolina é um componente bioquímico que tem se destacado como osmólito não-tóxico, atuando na proteção de proteínas e membranas biológicas, além de atuar como estocador de nitrogênio durante o evento de estresse (Ashraf e Foolad, 2007). Vários estudos indicam correlação positiva entre prolina e o aumento da tolerância a salinidade (Lee e Liu, 1999; Hoque *et al.*, 2007; Ghars *et al.*, 2008). A maior concentração de prolina em *T. domingensis* na lagoa do Açú quando comparada a lagoa do Campelo (Figura 4) é, possivelmente, resultado do maior acúmulo de íons no tecido vegetal, conseqüentemente, causando perda da homeostase interna da planta (Hong *et al.*, 2000). Os dados registrados no presente estudo confirmam que este composto pode atuar como osmólito para esta planta sob condições de elevada salinidade (Nanjo *et al.*, 2003; Ghars *et al.*, 2008).

No presente trabalho, a permeabilidade das membranas biológicas apresentou correlação positiva com o estresse oxidativo observado em *T. domingensis* ( $r=0,59$ ;  $p<0,05$ ), sobretudo na lagoa do Açú, devido aos valores elevados de extravasamento de eletrólitos e peroxidação lipídica. Este estresse oxidativo é formado através de auto-oxidação e degradação enzimática de cadeias de ácidos graxos poliinsaturadas nas células vegetais (Hodges *et al.*, 1999; Møller *et al.* 2007). Assim, tanto o aumento da permeabilidade das membranas, quanto à indução de estresse oxidativo foi relacionada à elevada salinidade. As membranas celulares são as primeiras estruturas danificadas em muitas plantas sob estresse e a manutenção da integridade e estabilidade destas, sob condições de salinidade, é uma medida importante de tolerância em plantas (Bajji *et al.*, 2002). Apesar dos dados observados de desestabilização de membranas celulares, a manutenção do banco de *T. domingensis* na lagoa do Açú mesmo sob condições de salinidade em torno de  $14 \text{ mS.cm}^{-1}$  demonstra que esta população apresenta-se aclimatada.



Outros compostos bioquímicos relacionados a estresses são as poliaminas. Estas são estruturas nitrogenadas de baixo peso molecular ligados a uma variedade de processos regulatórios, tais como, crescimento, divisão e diferenciação celular (Bouchereau *et al.*, 1999). O catabolismo destes compostos (putrescina) pode produzir  $H_2O_2$  ( $r=-0,85$ ;  $p<0,01$ ), uma molécula sinalizadora de estresse promovendo respostas antioxidantes (Groppa e Benavides, 2008). Durante o estudo, baixas concentrações de putrescina foram encontradas para as estruturas vegetais encontradas na lagoa do Açú. Contudo, a salinidade ocasionou um aumento significativo nas concentrações de espermidina e espermina. Possivelmente, a putrescina foi direcionada para a síntese de espermidina e espermina, substâncias que melhor auxiliariam na proteção contra o estresse salino (Chen e Kao, 1993). Ndayiragije e Lutts (2006) demonstraram modificações celulares induzidas pelo excesso de íons em raízes vegetais e o alívio deste estresse por espermidina e/ou espermina. Os resultados indicam correlação positiva no incremento nos conteúdos de poliaminas livres na proteção das membranas celulares sob o estresse salino ( $r=0,64$ ;  $p<0,05$ ), prevenindo extravasamento de eletrólitos (Chattopadhyay *et al.*, 2002; Maiale *et al.*, 2004). Outro aspecto relevante é que *T. domingensis* neste estudo, possivelmente, utiliza o precursor primário de putrescina, que é a ornitina, para a síntese de prolina, que seria um osmólito preferencial para a proteção contra estresse iônico (Chen e Kao, 1993).

Com os resultados apresentados, este trabalho destaca que a salinidade ocasiona alterações na composição e relações nutricionais e bioquímicas nos tecidos de *T. domingensis*. Estas alterações geram suscetibilidade nas populações que se desenvolvem em ambientes mais salinos, podendo ocasionar substituição desta planta por outras espécies mais tolerantes, como aquelas de manguezal como *Avicenia* sp, *Laguncularia* sp e *Rhizophora mangle*, ou outras macrófitas aquáticas emergentes,

como *Spartina* ou *Paspalum*. Entretanto, até o momento não foi observada a presença de nenhuma outra espécie no estande desta macrófita na lagoa do Açú, o que pode indicar que esta macrófita encontra-se aclimatada às condições locais ou que apresente outros mecanismos competitivos.

## 5. Bibliografia

- ADAMS, W.W.; DEMMIG-ADAMS, B. 1994. Carotenoid composition and down regulation of photosystem II in three conifer species during the winter. *Physiol. Plant.* 92: 451-458.
- AROCA, R.; IRIGOYEN, J.J.; SANCHEZ-DIAZ, M. 2003. Drought enhances maize chilling tolerance. II. Photosynthetic traits and protective mechanisms against oxidative stress. *Physiol. Plant.* 117: 540-549.
- ASHRAF, M.; FOOLAD, M.R. 2007. Roles of glycine betaine and proline in improving plant abiotic stress resistance. *Environ. Exp. Bot.* 59: 206-216.
- ASHRAF, M.; HARRIS, P.J.C. 2004. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. *Plant Sci.* 166: 3-16.
- BAJJI, M.; KINET, J-M.; LUTS, S. 2002. The use of electrolytic leakage method for assessing the cell membrane stability as a water stress tolerance test in durum wheat. *Plant Growth Regul.* 36: 61-70.
- BARRETT-LENNARD, E.G. 2003. The interaction between waterlogging and salinity in higher plants: causes, consequences and implications. *Plant Soil* 253: 35-54.
- BATES, L.S.; WALDREN, R.P.; TEARE, I.D. 1973. Rapid determination of free proline for water-stress studies. *Plant Soil* 39: 205-207.
- BEARE, P.A.; ZEDLER, J.B. 1987. Cattail invasion and persistence in a coastal salt marsh: the role of salinity reduction. *Estuaries* 10: 165-170.
- BIANCO, S.; PITELLI, RA.; PITELLI, A.M.C.M. 2003. Estimativa da área foliar de *Typha latifolia* usando dimensões lineares do limbo foliar. *Planta Daninha* 21: 257-261.

- BOHNERT, H.J.; CUSHMAN, J.C. 2000. The ice plant cometh: lessons in abiotic stress tolerance. *J. Plant Growth Regul.* 19: 334-346.
- BOLHÀR-NORDENKAMPF, H.R.; ÖQUIST, G. Chlorophyll fluorescence as a tool in photosynthesis research. – *In*: Hall, D.O., Scurlock, J.M.O., Bolhàr-Nordenkampf, H.R., Leegood, R.C., Long, S.P. (ed.): *Photosynthesis and Production in a Changing Environment. A Field and Laboratory Manual.* Chapman & Hall, London – Glasgow – New York – Tokyo – Melbourne – Madras, 1993, p. 193-206.
- BOUCHEREAU, A.; AZIZ, A.; LAHRER, F.; MARTIN-TANGUY, J. 1999. Polyamines and environmental challenges: recent development. *Plant Sci.* 140: 103-125.
- CACHORRO, P.; ORTIZ, A.; CERDA, A. 1993. Effects of saline stress and calcium on lipid composition in bean roots. *Phytochemistry* 32: 1131-1136.
- CHATTOPADHAYAY, M.K.; TIWARI, B.S.; CHATTOPADHAYAY, G.; BOSE, A.; SENGUPTA, D.N.; GHOSH, B. 2002. Protective role of exogenous polyamines on salinity-stressed rice (*Oryza sativa* L.) plants. *Physiol. Plant.* 116: 192-199.
- CHEN, C.T.; KAO, C.H. 1993. Osmotic stress and water stress have opposite effects on putrescine and proline production in excised rice leaves. *Plant Growth Reg.* 13: 197-202.
- DELAUNEY, A.J.; VERNA, D.P.S. 1993. Proline biosynthesis and osmoregulation in plants. *Plant J.* 4: 215-223.
- DE WIT, R. 2008. Microbial diversity in the Bassin d'Arcachon coastal lagoon (SW France). *Hydrobiologia* 611: 5-15.
- FOYER, C.H.; RENNENBERG, H. Regulation of glutathione synthesis and its role in abiotic and biotic stress defence; *In*: *Sulfur Nutrition and Sulfur Assimilation in Higher Plants* (Brunold, C., Rennenberg, H., De Kok, L.J., Stulen, I. & Davidian, J.-C., eds.), 2000, p. 127-153.
- GHARS, M.A.; PARRE, E.; DEBEZ, A.; BORDENAVE, M.; RICHARD, L.; LEPORT, L.; BOUCHEREAU, A.; SAVOURÉ, A.; ABDELLEY, C. 2008. Comparative salt tolerance

- analysis between *Arabidopsis thaliana* and *Thellungiella halophila*, with special emphasis on  $K^+/Na^+$  selectivity and proline accumulation. *J. Plant Physiol.* 165: 588-599.
- GLENN, E.; THOMPSON, T.L.; FRYE, R.; RILEY, J.; BAUMGARTNER, D. 1995. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquat. Bot.* 52: 75-91.
- GRAIFENBERG, A.; GIUSTINIANI, L.; TEMPERINI, O.; LIPUCCI DI PAOLA, M. 1995. Allocation of Na, Cl, K and Ca within plant tissues in globe artichoke (*Cynara scolimus* L.) under saline-sodic conditions. *Sci. Hortic.* 63: 1-10.
- GROPPA, M.D.; BENAVIDES, M.P. 2008. Polyamines and abiotic stress: Recent advances. *Amino Acids* 34: 35-45.
- HAVAUX, M. Carotenoids as membrane stabilizers in chloroplasts. 1998. *Trends Plant Sci.* 3:147-151.
- HAWKESFORD, M.J.; DE KOK, L.J. 2006. Managing sulphur metabolism in plants. *Plant Cell Environ.* 29: 382-395.
- HERSCHBACH, C. 2003. Whole plant regulation of sulfur nutrition of deciduous trees - influences of the environment. *Plant Biol.* 5: 233-244.
- HERSCHBACH, C.; RENNENBERG, H. 2001. Sulfur nutrition of deciduous trees. *Naturwissenschaften.* 88: 25-36.
- HODGES, M.D.; DELONG, J.M.; FORNEY, C.F.; PRANGE, R.K. 1999. Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds. *Planta* 207: 604-611.
- HONG, Z.; LAKKINENI, K.; ZHANG, Z.; VERMA, D.P.S. 2000. Removal of feedback inhibition of delta (1)-pyrroline-5-carboxylate synthetase results in increased proline accumulation and protection of plants from osmotic stress. *Plant Physiol.* 122: 1129-1136.
- HOQUE, M.A.; BANU, M.N.; OKUMA, E.; AMAKO, K.; NAKAMURA, Y.; SHIMOISHI, Y. 2007. Exogenous proline and glycinebetaine increase NaCl-induced ascorbate-glutathione cycle enzyme activities, and proline improve salt tolerance more than glycinebetaine in tobacco Bright Yellow-2 suspension-cultured cells. *J. Plant Physiol.* 164: 1457-1468.

- IZZO, R.; NAVARI-IZZO, F.; QUARTACCI, F. 1991. Growth and mineral absorption in maize seedlings as affected by increasing NaCl concentrations. *J. Plant Nutr.* 14: 687-699.
- JACKSON, M.L. *Soil chemical analysis*. New Jersey, Prentice Hall, 1965, 498p.
- JAKL, T.; BOLHAR-NORDENKAMPF, H.R. 1991. Energy conversion efficiency and energy partitioning of White lupins (*Lupinus albus* L.). *Biores. Technol.* 36: 193-197.
- JAMPEETONG, A.; BRIX, H. 2009. Oxygen stress in *Salvinia natans*: Interactive effects of oxygen availability and nitrogen source. *Environ. Exp. Bot.* 66: 153-159.
- KASINATHAN, V.; WINGLER, A. 2004. Effect of reduced arginine decarboxylase activity on salt tolerance and on polyamine formation during salt stress in *Arabidopsis thaliana*. *Physiol. Plant.* 121: 101-107.
- KHAN, M.A.; UNGAR, I.A.; SHOWALTER, A.M. 2000. Effects of sodium chloride treatments on growth and ion accumulation of the halophyte *Haloxylon recurvum*. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31: 2763-2774.
- KINRAIDE, T.B. 1999. Interactions among Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> and K<sup>+</sup> in salinity toxicity: quantitative resolution of multiple toxic and ameliorative effects. *J. Exp. Bot.* 50: 1495-1505.
- KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33: 1441-1450.
- KRAUSE, GH.; WEIS, E. 1991. Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basics. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 42: 313-439.
- KUHEN, M.M.; MINOR, J.E.; WHITE, B.N. 1999. An examination of hybridization between the cattail species *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* using random amplified polymorphic DNA and chloroplast DNA markers. *Mol. Ecol.* 8: 1981-1990.
- LEE, T.M.; LIU, C.H. 1999. Correlation of decreases calcium contents with proline accumulation in the marine green macroalga *Ulva fasciata* exposed to elevated NaCl contents in seawater. *J. Exp. Bot.* 50: 1855-1862.
- MAIALE, S.; SANCHEZ, D.H.; GUIRADO, A.; VIDAL, A.; RUIZ, O.A. 2004. Spermine accumulation under salt stress. *J. Plant Physiol.* 161: 35-42.

- MANSOUR, M.M.F. 2000. Nitrogen containing compounds and adaptation of plants to salinity stress. *Biol. Plant.* 43: 491-500.
- MAATHUIS, F.J.M.; AMTMANN, A. 1999. K<sup>+</sup> nutrition and Na<sup>+</sup> toxicity: the basis of cellular K<sup>+</sup>/Na<sup>+</sup> ratios. *Ann. Bot.* 84: 123-133.
- MARICLE, B.R.; LEE, R.W.; HELLQUIST, C.E.; KIIRATS, O.; EDWARDS, G.E. 2007. Effects of salinity on chlorophyll fluorescence and CO<sub>2</sub> fixation in C<sub>4</sub> estuarine grasses. *Photosynthetica* 45: 433-440.
- MARSCHNER, H. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, 2 edition, 1995, 889p.
- SILVA, FC. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. EMBRAPA, 1999, 370p.
- MIAO, SL., SINDHÓJ, E., EDELSTEIN, C. 2008. Allometric relationship of field populations of two clonal species with contrasting life histories, *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*. *Aquat. Bot.* 88: 1-9.
- MITCH, LM. Common Cattail, *Typha latifolia* L. 2000. *Weed Technol.* 14: 446-450.
- MØLLER, I.M.; JENSEN, P.E.; HANSSON, A. 2007. Oxidative Modifications to Cellular Components in Plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* 58: 459-481.
- MUNNS, R., TESTER, M. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Ann. Rev. Plant Biol.* 59: 651-681.
- MUNNS, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant Cell Environ.* 25: 239-250.
- NANJO, T.; FUJITA, M.; SEKI, M.; KATO, T.; TABATA, S.; SHINOZAKI, K. 2003. Toxicity of free proline revealed in an *Arabidopsis* TDNA-tagged mutant deficient in proline dehydrogenase. *Plant Cell Physiol.* 44: 541-548.
- NEJRUP, L.B.; PEDERSEN, M.F. 2008. Effects of salinity and water temperature on the ecological performance of *Zostera marina*. *Aquat. Bot.* 88: 239-246.
- NDAYIRAGIJE, A.; LUTTS, S. 2006. Do exogenous polyamines have an impact on the response of a salt-sensitive rice cultivar to NaCl? *J Plant Physiol.* 163: 506-516.

- PAIVA, L.B.; OLIVEIRA, J.G.; AZEVEDO, R.A.; RIBEIRO, D.R.; SILVA, M.G.; VITÓRIA, A.P. 2009. Ecophysiological responses of water hyacinth exposed to Cr<sup>+3</sup> and Cr<sup>+6</sup>. *Environ. Exp. Bot.* 65: 403-409.
- PENNINGS, S.C.; CALLAWAY, R.M. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73: 681-690.
- RAZINGER, J.; DERMASTIA, M.; DRINOVEC, L.; DROBNE, D.; ZRIMEC, A.; KOCE, J.D. 2007. Antioxidative responses of duckweed (*Lemna minor* L.) to short-term copper exposure. *Environ. Sci. Pol. Res.* 14:194-201.
- RENNENBERG, H. 1984. The fate of excess sulfur in higher plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 35: 121-53.
- SALIM, M. 1991. Comparative growth responses and ionic relations of four cereals during salt stress. *J. Agron. Crop Sci.* 166: 204-209.
- SANTAMARIA, P.; ELIA, A.; PARENTE, A.; SERIO, F. 1998. Fertilization strategies for lowering nitrate content in leafy vegetables: Chicory and rocket salad cases. *J. Plant Nutr.* 21: 1791-1803.
- SULLIVAN, C.Y.; ROSS, W.M. Selecting the drought and heat resistance in grain sorghum, *In*: Mussel, H., Stapes, R.C. (Eds.), *Stress Physiology in Crop Plants*. John Wiley and Sons, New York, 1979, p. 263-281.
- SILVA, F.C. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. EMBRAPA. 1999, 370p.
- SILVEIRA, V.; FLOH, E.I.S.; HANDRO, W.; GUERRA, M.P. 2004. Effect of plant growth regulators on the cellular growth and levels of intracellular protein, starch and polyamines in embryogenic suspension cultures of *Pinus taeda*. *Plant Cell Tissue Org. Cult.* 76: 53-60.
- SIXTO, H.; ARANDA, I.; GRAU, J.M. 2006. Assessment of salt tolerance in *Populus alba* clones using chlorophyll fluorescence. *Photosynthetica* 44: 169-173.

- TANG W.; NEWTON R.J. 2005. Polyamines reduce salt induced damage by increasing the activities of antioxidant enzymes and decreasing lipid peroxidation in Virginia pine *Pinus virginiana* Mill. *Plant Growth Regul.* 46: 31-43.
- WELLBURN, A.R. 1994. The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *J. Plant Physiol.* 144: 307-313.
- WHIGHAM, D.F.; JORDAN, T.E.; MIKLAS, J. 1989. Biomass and resource allocation of *Typha angustifolia* L. (Typhaceae): the effect of within and between year variations in salinity. *Bull. Torrey Bot. Club.* 116: 364-370.
- ZENGEL, S.A.; MERETSKY, V.J.; GLENN, E.P.; FELGER, R.S.; ORTIZ, D. 1995. Cienega de Santa Clara: remnant wetland in the Rio Colorado delta. Vegetation distribution and effects of flow reduction. *Ecol. Eng.* 4: 19-36.



## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

De forma geral a macrófita aquática emergente *T. domingensis* apresentou diferentes respostas a diferentes distúrbios ambientais. Esta planta demonstrou que as variações sazonais no ciclo hidrológico podem alterar a alocação de recursos, e esta alteração pode se tornar drástica num momento de estresse agudo como no caso de queimadas, quando ocorre a supressão momentânea total de biomassa aérea. No pós-fogo a alocação de biomassa e nutrientes na recomposição da fração produtora é exacerbada em detrimento da biomassa e nutrientes estocados na fração subterrânea. Ainda, ficou evidente que a redução na coluna d'água conduz ao aumento da densidade foliar, estratégia utilizada para o desenvolvimento do banco.

O evento de queimada é um distúrbio antrópico que permitiu avaliar a resiliência desta macrófita nos ecossistemas costeiros tropicais. Neste estudo foi possível verificar as vantagens adaptativas da reprodução clonal através da produção rápida de novos ramos pelo rizoma. As variações no conteúdo N e P foram marcadas em rizomas de *T. domingensis*, expondo o efeito destes eventos na regulação do estágio de desenvolvimento e senescência desta macrófita aquática na lagoa do Campelo.

Os detritos gerados por *T. domingensis* mostraram ser um importante compartimento estocador e transportador de carbono e nutrientes na lagoa do Campelo. Entretanto, a porção de nutrientes que retorna ao sistema através da decomposição da biomassa produzida é dependente da resorção do nutriente no interior da planta. Assim, o nitrogênio foi mais disponível no sedimento e menor retranslocado entre folhas senescentes e a porção viva, enquanto o fósforo, elemento menos disponível no substrato, é altamente retranslocado e reaproveitado internamente, tornando-se menos disponível para a cadeia detritívora através dos detritos de *T. domingensis* na lagoa do Campelo. Estes fatos evidenciam a importância do processo de estocagem e da dinâmica interna de nutrientes na ciclagem destes na lagoa.

Sob condições de salinidade, *T. domingensis* apresentou alterações alométricas e mudanças em sua composição nutricional e bioquímica. As mudanças alométricas mais pronunciadas em plantas da lagoa do Açú (salobra) foram a redução da área foliar e o peso foliar específico. O estresse salino desta lagoa é semelhante a condições de estresse como seca, causando redução do conteúdo de água, que remete a um menor desenvolvimento foliar. Além disso, estas variações foram causadas pelo excesso de íons, principalmente,  $\text{Na}^+$  e  $\text{SO}_4^{-2}$  que atuam como antagonistas na assimilação de nutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal, como N, P e K.

Adicionalmente foi observada uma redução dos conteúdos de pigmentos (clorofila), reforçando uma condição de estresse vivenciada pela planta. As reduções nos conteúdos de clorofila *a*, *b* e carotenóides se relacionam possivelmente ao incremento de espécies reativas de oxigênio geradas a partir do estresse iônico nos fotossistemas, levando a degradação dos pigmentos. O estresse osmótico em *T. domingensis* na lagoa do Açú pode ser devido ao acúmulo de Na. Este efeito é maior no rizoma de *T. domingensis* nesta lagoa, podendo ser uma estratégia para limitar o acesso deste íon às estruturas fotossintéticas.

Devido aos distúrbios ambientais relacionados à maior salinidade, *T. domingensis* apresentou danos oxidativos. Para aliviar estes efeitos, houve incremento de prolina e poliaminas, para manutenção desta planta no ambiente salobro. A maior concentração destes compostos em *T. domingensis* na lagoa do Açú, quando comparada à lagoa do Campelo é, possivelmente, resultado da interação entre produção de espécies reativas e acúmulo iônico vegetal, que auxiliam na homeostase interna da planta.

Com os resultados apresentados, este trabalho destaca que a salinidade ocasiona alterações na composição e relações nutricionais e bioquímicas nos tecidos de *T. domingensis* mais acentuadas que as variações hidrológicas. De fato, esta constatação

seria esperada, visto que *T. domingensis* apresenta-se como espécie dominante nos ecossistemas aquáticos da região Norte Fluminense, estando então melhor ajustadas bioquimicamente às alterações ambientais naturais. Entretanto, algumas alterações como o incremento de salinidade geram suscetibilidade nas populações que se desenvolvem nestes ambientes, podendo ocasionar substituição desta planta por outras espécies mais tolerantes, como aquelas de manguezais ou halófitas, ou ainda proporcionar um evento de especiação.

Dada a importância, as vastas áreas de ocupação e pela elevada capacidade de assimilação de nutrientes, esta macrófita emersa é vantajosa na utilização como indicador da qualidade ambiental e para mitigar estresses oriundos da atividade humana. O desígnio do emprego de macrófitas aquáticas na verificação destes estresses está na necessidade de se aumentar o conhecimento de como fatores adversos modificam o desenvolvimento destas populações, estrutura e dinâmica de comunidades e funções essenciais dos ecossistemas naturais. A avaliação de risco ecológico oriundo de distúrbios ambientais e respostas de comunidades bióticas é essencial para proteção e gerenciamento dos ecossistemas. Experimentos em laboratórios e amostragens no campo são métodos vantajosos no incremento destas informações, que podem então ser melhor utilizados para extrapolação das informações obtidas e predição de eventos.