

---

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(BIOLOGIA VEGETAL)

---

**A COMPETIÇÃO INTERESPECÍFICA EXPLICA A  
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM  
ESTUÁRIOS?**

**LAÍS SAMIRA CORREIA NUNES**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal).

**A COMPETIÇÃO INTERESPECÍFICA EXPLICA A  
DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM  
ESTUÁRIOS?**

LAÍS SAMIRA CORREIA NUNES

Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia do Câmpus de Rio Claro,  
Universidade Estadual Paulista, como  
parte dos requisitos para obtenção do  
título de Mestre em Ciências Biológicas  
(Biologia Vegetal).

Orientador: Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

**Março - 2015**

574.5263 Nunes, Laís Samira Correia

N972c A competição interespecífica explica a distribuição espacial de  
macrófitas aquáticas em estuários? / Laís Samira Correia Nunes. - Rio  
Claro, 2015

62 f. : il., figs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de  
Biotecnologia de Rio Claro

Orientador: Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

1. Ecologia aquática. 2. *Crinum americanum*. 3. *Spartina alterniflora*.  
4. Gradiente ambiental. 5. Salinidade. 6. Interação competitiva. I. Título.


**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

**TÍTULO:** A COMPETIÇÃO INTERESPECÍFICA EXPLICA A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM AQUÁRIOS ?

**AUTORA:** LAIS SAMIRA CORREIA NUNES

**ORIENTADOR:** Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA VEGETAL) , pela Comissão Examinadora:

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

  
Prof. Dr. JOSÉ PEDRO NEPOMUCENO RIBEIRO  
Departamento de Botânica / Centro de Ciências Biológicas e da Saúde / Universidade Federal de São Carlos

  
Prof. Dr. SIDNEI MAGELA THOMAZ  
Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas / Universidade Estadual de Maringá

Data da realização: 12 de fevereiro de 2015.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que fazem parte de minha vida, àqueles que me incentivaram durante mais esta etapa da minha formação e àqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço, primeiramente, ao meu professor e orientador **Antonio Camargo**, por todos os ensinamentos, dedicação e carinho durante o desenvolvimento desta dissertação e durante todos esses anos que faço parte do Laboratório de Ecologia Aquática (LEA).

Ao técnico do LEA, **Carlos Fernando Sanches**, por toda a ajuda (e bagunça) em campo (na lama do rio), na montagem do experimento, na manutenção na casa de vegetação e nas análises de laboratório. Além de sua amizade e disposição em ajudar e alegrar sempre.

À **Amarílis Brandão de Paiva**. Obrigada pela grande ajuda em campo e durante o experimento, principalmente na medição das plantinhas (plantonas). E ainda, por todo carinho que você me oferece.

À **Me. Vali Joana Pott** e ao **Dr. José Pedro Nepomuceno Ribeiro** pelo auxílio na identificação do *Crinum americanum*.

Aos meus colegas do LEA: **Gisele Biem, Léo Cancian, João Alexandre, João Godinho, Victor Saito** e, em especial, **Cris Umetsu** pela ajuda na estatística. Obrigada(s) pela companhia e convivência sempre ricas.

Ao **Sr. Zé** e à **D. Neusa** do Centro de Pesquisas de Itanhaém, pela recepção durante nossos trabalhos de campo e pelas deliciosas jantas.

À **CAPES** (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de mestrado concedida.

À minha querida professora de inglês, **Elsie Cristina**, pela correção do abstract.

Aos meus colegas de pós-graduação do Departamento de Botânica que fizeram parte da Comissão Organizadora de Eventos em Biologia Vegetal de 2013/2014, principalmente, **Thales Henrique** e **Karen Castillioni**, com os quais dividi vários “daqueles” momentos de pós-graduanda.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal), em especial, **Profa. Dra. Alessandra Fidelis** e **Prof. Dr. Marco Assis**, os quais fizeram parte da banca examinadora do meu exame geral de qualificação.

Ao **Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz** e ao **Dr. José Pedro Nepomuceno Ribeiro** por aceitarem fazer parte da banca examinadora da defesa desta dissertação.

Aos **funcionários** do Departamento de Ecologia, da Biblioteca e da Seção Técnica de Pós-Graduação.

Aos meus amigos “rio-clarenses”: **Luciana Eugênio, Renan Carvalho, Simone Andrade, Olívia Suzuki, Flávia Appolinário** e **Vivian Rosa**.

Por fim, mas de imensa importância, agradeço à minha família, com muito amor e carinho. Aos meus irmãos, **Daniel, Rafael** e **Frederico**; e principalmente, aos meus pais, **Nilo e Beth**, os quais sempre me aconselham e me apoiam em minhas escolhas, me incentivando a ir mais longe.

Gratidão!

## RESUMO

A interação competitiva tem importante papel na zonação de macrófitas aquáticas em estuários. As regiões estuarinas são marcadas por gradientes de estresse, principalmente em relação à salinidade, devido à influência marinha. Em áreas menos estressantes, ou seja, de menor salinidade, as halófitas podem ser excluídas pelos vegetais de água doce, os quais possuem maior habilidade competitiva. Assim, espécies tolerantes à salinidade têm sua ocorrência limitada à áreas mais estressantes, ou seja, de elevada salinidade. Na região estuarina da bacia do rio Itanhaém (SP) as macrófitas aquáticas emergentes *Crinum americanum* e *Spartina alterniflora* estão distribuídas ao longo do gradiente de salinidade. As espécies ocupam extremos opostos do gradiente e formam bancos mistos na zona intermediária. Neste estudo buscou-se compreender a distribuição destas espécies na região acima citada, avaliando quais fatores abióticos e bióticos influenciam sua zonação. Testamos a hipótese de que *S. alterniflora* não se estabelece no ambiente menos estressante ocupado por *C. americanum* devido ao efeito da competição, e ainda que, *C. americanum* apresentaria restrições à elevada salinidade. Três locais de estudo foram selecionados de acordo com a presença das espécies no gradiente de salinidade: banco monoespecífico de *S. alterniflora* na porção inferior (elevada salinidade), banco monoespecífico de *C. americanum* na porção superior (baixa salinidade) e banco misto das espécies na porção intermediária (salinidade intermediária) do estuário. Para estes locais foram determinados a salinidade, a disponibilidade de nutrientes e a granulometria do sedimento, além da declividade da margem. Em laboratório, um experimento foi desenvolvido para avaliar o crescimento em monoculturas e em cultura mista das espécies nos mesmos níveis de salinidade dos locais em estudo. Os níveis de salinidade do sedimento no gradiente correspondem à 40, 120 e 260 ppm. O local de salinidade intermediária possui elevada disponibilidade de nutrientes. O local de menor salinidade apresenta sedimento mais arenoso e maior declividade da margem. Os dados experimentais mostraram que a condição de salinidade intermediária é favorável para ambas as espécies. Nesta condição, ocorre competição interespecífica de biomassa subterrânea entre as duas espécies, onde a biomassa emergente de *S. alterniflora* limita o desenvolvimento da biomassa emergente de *C. americanum*. A halófito *S. alterniflora* não se desenvolveu na condição de baixa salinidade. *C. americanum* foi capaz de se desenvolver em elevada salinidade, porém não ocorreu interação competitiva nesta condição. Portanto, a ausência de *S. alterniflora* na porção superior é devido à intolerância fisiológica da espécie à condição oligohalina e não ao efeito da competição. A ausência de *C. americanum* no banco mais próximo à foz pode estar relacionada a fatores ambientais não analisados assim como à uma possível interação competitiva em longo prazo. Já a coexistência das espécies na porção intermediária do estuário pode ser devido a mecanismos que evitem a exclusão competitiva. Desta forma, a competição interespecífica e a salinidade parecem ser os fatores que mais influenciam a distribuição de *C. americanum* e *S. alterniflora* no estuário da bacia do rio Itanhaém.

**Palavras-chave:** *Crinum americanum*; *Spartina alterniflora*; gradiente ambiental; salinidade, interação competitiva.

## ABSTRACT

### Does interspecific competition explain aquatic macrophytes zonation in estuaries?

Competitive interaction plays an important role in aquatic macrophytes zonation in estuaries. Estuarine regions are marked by stress gradients, especially in relation to salinity due to marine influence. In less stressful areas, the lower salinity ones, the halophytes can be excluded by freshwater plants, which have higher competitive ability. Thus, salt tolerant species have their occurrence limited to the most stressful areas, which are the high salinity areas. In the Itanhaém River Basin Estuary (SP) the emergent aquatic macrophytes *Crinum americanum* and *Spartina alterniflora* are distributed along the salinity gradient. The species occupy opposite ends of the gradient and form mixed banks in the intermediate zone. In this study we sought to understand the distribution of these species in the above-mentioned region, assessing which abiotic and biotic factors influence their zonation. We tested the hypothesis that *S. alterniflora* is not established in the less stressful environment occupied by *C. americanum* due to the competition effect, and that, *C. americanum* would be intolerant to high salinity. Three study sites were selected according to the presence of the species in the salinity gradient: *S. alterniflora* monospecific bank in the lower zone (high salinity), *C. americanum* monospecific bank in the upper zone (low salinity) and mixed bank of the two species in the middle zone (intermediate salinity) of the estuary. For these sites it was determined the sediment salinity, nutrient availability and grain size, besides the riverside slope. In the laboratory, an experiment was realized to evaluate the species growth in monoculture and mixed culture in the same salinity levels of the study sites. Sediment salinity levels in the gradient correspond to 40, 120 and 260 ppm. The intermediate salinity zone has high nutrient availability. The lower salinity zone has more sandy sediment and larger riverside slope. The experimental data showed that the intermediate salinity condition is favorable for both species. At this condition, there is interspecific competition between the species belowground biomass, where *S. alterniflora* aboveground biomass limits the development of *C. americanum* aboveground biomass. The halophyte *S. alterniflora* did not grow in the low salinity condition. *C. americanum* was able to grow in high salinity, but competitive interaction did not occur in this condition. Therefore, the absence of *S. alterniflora* in the upper zone is due to its physiological intolerance to oligohaline condition and not due to the competition effect. The absence of *C. americanum* at the estuary mouth nearest bank may be related to unanalyzed environmental factors as well as to a possible long-term competitive interaction. On the other hand the coexistence of the species in the estuary intermediate zone may be due to mechanisms to prevent competitive exclusion. Thus, interspecific competition and salinity seem to be the most influent factors on the distribution of *C. americanum* and *S. alterniflora* in the Itanhaém River Basin Estuary.

**Key-words:** *Crinum americanum*; *Spartina alterniflora*; environmental gradient; salinity, competitive interaction.



## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	8
2 OBJETIVO .....	13
3 MATERIAL E MÉTODOS .....	13
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	13
a) Bancos das macrófitas aquáticas .....	15
b) Coleta de sedimento.....	16
c) Caracterização ambiental: declividade do canal e variação do nível de água .....	16
d) Presença das macrófitas aquáticas nos transectos transversais .....	17
3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS.....	17
3.4 EXPERIMENTO .....	18
a) Delineamento experimental.....	18
b) Regressões lineares simples.....	20
c) Dados de biomassa .....	21
3.4 ANÁLISES DOS DADOS .....	23
4 RESULTADOS .....	23
4.1 DADOS DE CAMPO .....	23
4.2 EXPERIMENTO .....	31
5 DISCUSSÃO.....	45
6 CONCLUSÃO.....	48
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	49
LITERATURA CITADA.....	51
APÊNDICES .....	56

## 1 INTRODUÇÃO

A distribuição espacial e o crescimento de comunidades de macrófitas aquáticas nos ecossistemas aquáticos podem ser determinados pela interação entre fatores abióticos como temperatura, intensidade luminosa, disponibilidade de nutrientes (Lacoul & Freedman, 2006), sombreamento da margem (Cancian, 2012), tipo de sedimento, velocidade de corrente (Bornette & Puijalon, 2011), nível de água e morfologia e declividade do canal (Pennings & Callaway, 1992); evidenciando que variáveis do canal e da paisagem podem estar relacionados ao crescimento e à zonação desses vegetais.

Os ecossistemas lóticos costeiros apresentam gradientes ambientais em relação à elevação do terreno, velocidade de corrente, nível de água e salinidade (Pennings & Callaway, 1992; Ribeiro et al., 2011; Cancian, 2012). Os terrenos mais próximos à jusante apresentam baixas elevações, corpos d'água mais largos e presença de áreas de deposição em relação às regiões de maior elevação à montante. As áreas baixas possuem maiores concentrações de nutrientes e, quando os rios deságuam no oceano como no caso dos estuários, estão sujeitas ao regime de marés com forte influência da salinidade e da variação do nível de água (Ribeiro et al., 2011; Cancian, 2012). Esses gradientes ambientais, caracterizados por mudanças graduais nas características do ambiente ao longo dos ecossistemas aquáticos, promovem padrões de distribuição de espécies uma vez que proporcionam diferentes habitats para a ocupação da vegetação aquática (Bertness, 1991; Begon et al., 2006). Portanto, estudos que visam avaliar os fatores que influenciam a distribuição de macrófitas aquáticas são importantes para identificar as condições favoráveis ao seu desenvolvimento, auxiliando no conhecimento de sua ecologia para efetivas ações de manejo e conservação de espécies, assim como, para a conservação e restauração dos ecossistemas costeiros (Kenkel et al., 1991; Bianchini Junior, 2003; Camargo et al., 2003; Crain et al., 2004; Zanine & Santos, 2004).

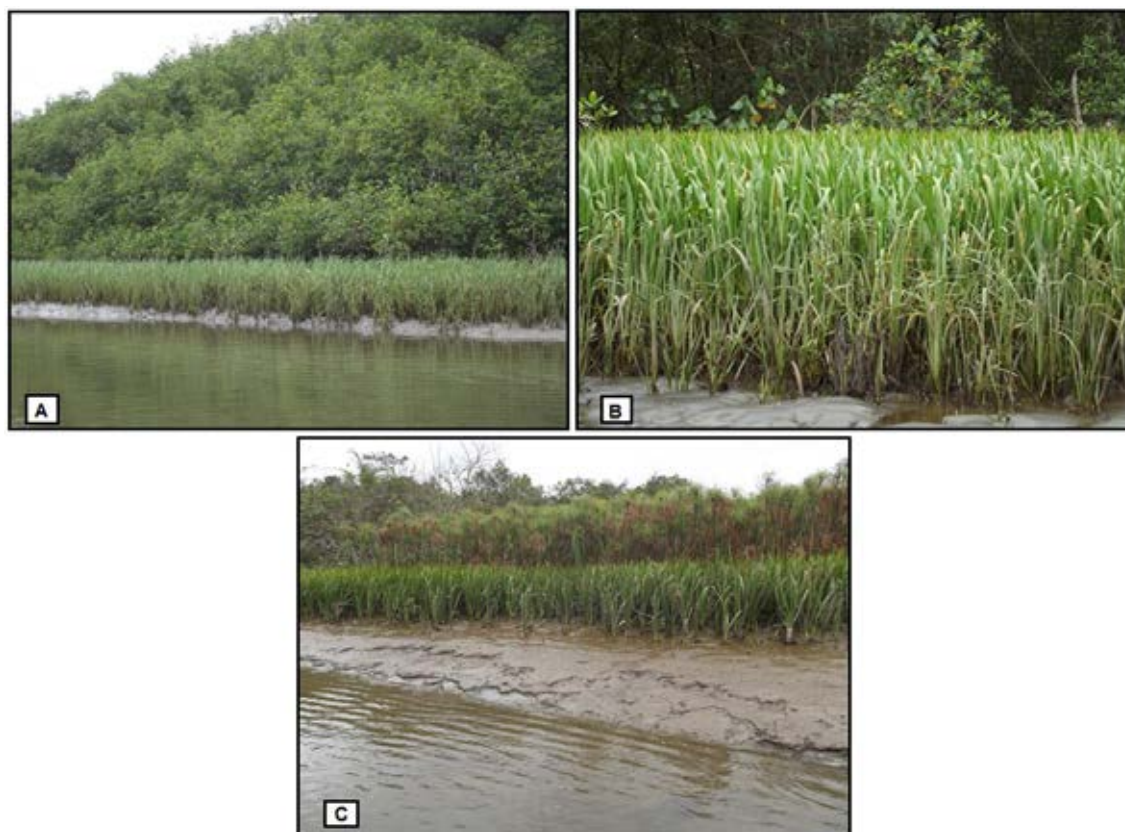
As comunidades de macrófitas aquáticas são importantes na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, com papel fundamental na ciclagem de nutrientes, nas cadeias de herbivoria e detritivoria; além de proporcionarem aumento da complexidade estrutural de habitats, e assim da diversidade biológica, fornecendo abrigo e local de reprodução e desenvolvimento para animais aquáticos e substrato para colonização do perifíton (Scremin-Dias et al., 1999; Thomaz & Esteves, 2011). Apesar de sua importância ecológica, em muitos casos as macrófitas aquáticas são consideradas um risco para a utilização dos recursos hídricos (Thomaz, 2002), devido à sua grande capacidade de dispersão, altas taxas de crescimento e alto potencial competitivo. Assim, podem se proliferar de maneira indesejada e

acentuada em ambientes alterados pela ação humana, como em áreas eutrofizadas, em reservatórios e em locais diferentes dos de sua origem (Mormul et al., 2011).

As macrófitas aquáticas possuem grande diversidade filogenética e taxonômica sendo classificadas em formas de vida (grupos ecológicos ou tipos biológicos) que refletem sua adaptação ao meio aquático; são elas: macrófitas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres, enraizadas com folhas flutuantes e emergentes. Os fatores abióticos afetam de forma diferente cada grupo ecológico devido às suas diferentes estratégias de sobrevivência (Thomaz & Esteves, 2011).

As macrófitas aquáticas *C. americanum* e *S. alterniflora* são as principais espécies que ocorrem na região do estuário da bacia do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo) e estão distribuídas ao longo de um gradiente de salinidade. *S. alterniflora* ocorre formando bancos monoespecíficos na porção inferior do estuário (Fig. 1, A), ou seja, associada à água e sedimento com valores mais elevados de salinidade e próximos à vegetação de manguezal, sendo a espécie dominante nesta porção. *C. americanum* ocorre na porção superior do estuário e forma bancos monoespecíficos em águas oligohalinas e doces (Fig. 1, C), próximos à vegetação de restinga (Tonizza-Pereira, 2002; Leung, 2005; Bonocchi, 2006; Cancian, 2012). Na porção intermediária do estuário estas duas espécies formam bancos mistos (Bonocchi, 2006) (Fig. 1, B).

*Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) e *Spartina alterniflora* Loisel. (Poaceae) são macrófitas emergentes, apresentando-se enraizadas no sedimento e com estruturas reprodutivas e parte das folhas fora d'água. As espécies do gênero *Crinum* L. tem sementes adaptadas à dispersão pelo oceano e é o único gênero da família Amaryllidaceae que ocorre na América, África, Ásia e Austrália (Meerow et al., 2003). *S. alterniflora* é uma Poaceae perene nativa da costa Atlântica das Américas (Wang Qing et al., 2006; Zhu et al., 2013). Esta espécie é adaptada a uma vasta escala de salinidade, possuindo glândulas salinas para excreção de NaCl através das folhas (Liphschitz & Waisel, 1982; Esteves & Suzuki, 2008). As macrófitas aquáticas do tipo emergente apresentam elevada produtividade e assimilam nutrientes principalmente pelas raízes devido à pouca superfície de absorção em exposição na água (raízes secundárias), portanto, os nutrientes necessários para seu desenvolvimento são retirados do sedimento (Barko & Smart, 1978; Henry-Silva & Camargo, 2000; Tundisi & Tundisi, 2008).



**Figura 1.** (A) Banco monoespecífico de *Spartina alterniflora* em águas salobras próximas à foz do rio Itanhaém. (B) Banco misto de *Crinum americanum* e *Spartina alterniflora* em águas mesohalinas no Itanhaém. (C) Banco monoespecífico de *C. americanum* em águas oligohalinas no rio Branco, bacia do rio Itanhaém, SP. Todas as fotos foram tiradas em baixamar. Fonte própria.

Estudos anteriores indicam que a distribuição dessas macrófitas na bacia do rio Itanhaém, provavelmente, está relacionada à salinidade e à declividade das margens (Leung, 2005; Cancian, 2012). Porém, como já sugerido por Leung (2005), a ausência de *S. alterniflora* nas áreas de maior elevação pode estar relacionada à exclusão competitiva. Pois, muitas espécies de macrófitas aquáticas de água doce tem maior habilidade competitiva do que espécies halófitas em águas oligohalinas e doces, portanto, por competição limitam a ocorrência de plantas tolerantes ao estresse salino a ambientes mais estressantes, ou seja, ambientes com elevados níveis de salinidade nas porções inferiores de estuários. Por sua vez, as plantas de água doce não toleram salinidade elevada e as halófitas predominam nestas regiões (Crain et al., 2004).

Mecanismos similares para a determinação da zonação de macrófitas em estuários foram apontados por Engels e Jensen (2010) que também deram grande destaque para a influência da competição interespecífica. Desta forma, além dos fatores ambientais, as interações competitivas seriam importantes fatores elencados como responsáveis pela

distribuição de macrófitas aquáticas em regiões estuarinas (Barbour, 1978; Crain et al., 2004; Engels & Jensen, 2010; Guo & Pennings, 2012).

Porém, tanto a competição quanto o estresse abiótico podem agir para limitar a distribuição de espécies nos extremos do gradiente, levando-se em conta que processos ecológicos podem variar de acordo com diferentes localidades geográficas, principalmente em função de diferenças latitudinais e conseqüentemente graus de salinidade e radiação solar (Guo & Pennings, 2012). Além disso, os efeitos resultantes dos fatores abióticos e bióticos em conjunto, podem não ser tão determinísticos, apontando que mesmo que as interações sejam importantes, em regiões neotropicais, os fatores ambientais podem representar maior influência na determinação das comunidades vegetais em estuários (Sgarbi et al., 2011). A importância de cada variável que influencia a distribuição das plantas pode variar em função do ambiente e das espécies em questão (French & Chambers, 1996).

A competição interespecífica é considerada a interação biótica mais importante para a zonação da vegetação (Kenkel et al., 1991), pois afeta de forma negativa o crescimento e a sobrevivência de determinada espécie devido à exploração dos recursos do ambiente por uma segunda espécie (Begon et al., 1996). Esta interação biótica, desta forma, poderia acarretar em uma separação ecológica entre espécies com nichos ecológicos semelhantes e, ao mesmo tempo, provocar adaptações que facilitariam a coexistência de organismos em determinadas áreas ou comunidades (Odum, 1988). Alguns trabalhos têm sido realizados para compreender o papel da competição interespecífica na distribuição das macrófitas nos ecossistemas aquáticos (Pennings & Callaway, 1992; James et al., 1999; Benassi & Camargo, 2000; Henry-Silva & Camargo, 2005; Leung, 2005; Wang et al., 2008; Costa et al., 2010), porém ainda são escassos aqueles que envolvam espécies emergentes em regiões neotropicais.

As interações interespecíficas podem variar ao longo do gradiente de salinidade e dependendo da tolerância fisiológica de cada espécie (Greenwood & Macfarlane, 2009). A salinidade pode atuar em níveis individuais, provocando distúrbios fisiológicos nos vegetais e afetando seu desenvolvimento, e em nível de comunidade, mediando interações bióticas (Kozłowski, 1997; Sgarbi et al., 2011). A tolerância ao estresse salino pode variar entre espécies e até mesmo entre populações de uma mesma espécie (Blindow et al., 2003). Em muitos casos, tolerância à salinidade e habilidade competitiva podem ser inversamente relacionadas (La Peyre et al., 2001). Desta forma, espécies mais competitivas, porém com restrições à salinidade, ocupariam áreas oligohalinas, enquanto que espécies mais tolerantes ao sal e menos competitivas estariam presentes em áreas de maior concentração salina (Crain et al., 2004). Uma condição ecologicamente ótima para uma espécie nem sempre coincide

com o seu ótimo fisiológico (Barbour, 1978). Competidores com menor habilidade seriam levados a ocupar áreas onde encontram uma fuga de espécies altamente competitivas, e, portanto, quando na ausência de competidores as halófitas seriam capazes de sobreviver ao longo de todo o gradiente de salinidade (Bertness et al., 1992; Hellquist & Black, 2010).

Em trechos de salinidade intermediária pode ocorrer um balanço entre tolerância ao sal e interações competitivas, apresentando espécies dos dois extremos do gradiente (Sgarbi et al., 2011), uma vez que nessas áreas a disponibilidade de nutrientes tende a ser mais elevada. São nos trechos de salinidade intermediária que *C. americanum* e *S. alterniflora* formam bancos mistos na bacia do rio Itanhaém. Um dos fatores responsáveis pela coexistência das espécies nestas áreas pode ser a separação espacial no banco misto, com as macrófitas ocupando porções distintas do banco, pois enquanto *C. americanum* ocupa a área mais externa ao curso d'água (menor profundidade), *S. alterniflora* ocupa a área mais interna (maior profundidade) (Fig. 1, B).

O nível de água também é apontado como um dos importantes fatores associados à zonação de macrófitas aquáticas (Pompeo et al., 2001; Bockelmann et al., 2002; Silvestri et al., 2005). Este fator ambiental interfere na capacidade de fixação e germinação de sementes, na propagação vegetativa, no estabelecimento e nas estratégias de crescimento de algumas espécies principalmente em áreas de maiores inundações (Mckee & Mendelssohn, 1989; Baldwin & Mendelssohn, 1998). A distribuição das espécies pode ser resultado de suas tolerâncias fisiológicas ao alagamento e do deslocamento competitivo entre espécies para áreas mais ou menos profundas (Bertness, 1991).

O regime de marés provoca inundações periódicas constantes nos estuários, mas não garante distribuição igualitária da água devido à estruturação da bacia e sua topografia (Bockelmann et al., 2002). A inundação pode excluir determinadas espécies em condições extremas, como observado com *Crinum americanum* no estuário do rio Massaguaçu (Ribeiro et al., 2011). Espécies do gênero *Spartina* podem não apresentar uma preferência em relação à distância da margem, podendo ter ótimo crescimento em maiores declividades (Bertness, 1991; Silvestri et al., 2005).

Diante do exposto, a distribuição de *C. americanum* e *S. alterniflora* na bacia do rio Itanhaém pode estar horizontalmente relacionada à competição interespecífica, uma vez que nos extremos, água salgada e água doce, estas plantas não são compartilhadas, sendo encontradas juntas somente em áreas de salinidade intermediária. Além disso, a zonação destas macrófitas pode ser influenciada verticalmente pela declividade da margem, de acordo com o grau de tolerância das plantas à inundação (Ribeiro et al., 2011).

## 2 OBJETIVO

Esta pesquisa objetivou compreender quais os principais fatores e mecanismos responsáveis pela distribuição de duas espécies de macrófitas aquáticas emergentes, *C. americanum* e *S. alterniflora*, em região estuarina.

A hipótese testada foi a de que *S. alterniflora* apesar de ser uma espécie halófito também pode se desenvolver em ambientes de baixa salinidade, porém não se estabelece no ambiente oligohalino ocupado por *C. americanum* na bacia do rio Itanhaém devido ao efeito da competição interespecífica. E ainda que, por outro lado, *C. americanum* apresentaria restrições à elevada salinidade e, portanto, possuiria maior habilidade competitiva em ambientes de baixa salinidade.

## 3 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Itanhaém está localizada no litoral sul do estado de São Paulo (23°50' e 24°15' de latitude sul; 46°35' e 47°00' de longitude oeste) e compreende uma área de aproximadamente 930 Km<sup>2</sup>. A bacia é formada por rios com diferentes características físicas e químicas da água em razão de suas diferenças vegetacionais e geológicas, como rios de águas pretas, brancas e claras (Camargo et al., 2002). Os trechos meândricos de seus rios formam áreas alagadas favoráveis ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas (Henry-Silva & Camargo, 2000).

O sistema hidrológico da região é influenciado pelo regime de marés, apresentando mistura de água doce e salgada que forma um gradiente de salinidade nos rios (Cancian, 2012). O rio Branco, que ocupa as porções intermediária e superior da bacia, tem nascente na Serra do Mar e apresenta águas brancas ou barrentas. Neste rio há predomínio da água doce, apresentando pouca ou nenhuma influência de salinidade, e presença de vegetação de restinga. O rio Branco é o maior em extensão da bacia percorrendo parte de seu curso na planície costeira onde conflui com o rio Preto formando o rio Itanhaém. O rio Itanhaém, na porção inferior da bacia, possui características estuarinas marcadas por grande influência marinha (regimes de marés e salinidade) com predominância da vegetação de manguezal (Camargo et al., 2002).

A região é marcada pela ausência de variação sazonal das características climáticas e limnológicas, pela ausência de pulsos de inundação, e pela pequena variação do nível de água devido à influência das marés (amplitude máxima de 1,50 metros) e das chuvas em curtos períodos (Camargo & Florentino, 1999). O regime climático, conforme classificação Af de Köppen, é tropical úmido e não apresenta estação seca. A temperatura média anual corresponde a 24°C, com temperatura mínima média do dia de 13,3°C (em julho) e temperatura máxima média do dia de 34,4° (em fevereiro) (Tab. 1). Chove na região cerca de 170 dias por ano, podendo o índice pluviométrico anual ultrapassar 2000 mm (Itanhaém, 2011) (Tab. 1).

**Tabela 1.** Valores de pluviosidade, valores médios de temperatura do ar (T méd. dia), temperatura mínima média do dia (T mín. méd. dia) e temperatura máxima média do dia (T máx. méd. dia) dos meses do ano no município de Itanhaém (SP). Os valores médios de pluviosidade correspondem a série histórica de 30 anos. Os valores de temperatura são médias estimadas através de equações de temperatura. As temperaturas mínimas médias e máximas médias do dia representam as médias das temperaturas mínimas e máximas, respectivamente, do dia em cada mês.

Mês	Pluviosidade (mm)	T méd. dia (°C)	T mín. méd. dia (°C)	T máx. méd. dia (°C)
<b>Janeiro</b>	263	27,9	21,7	34,1
<b>Fevereiro</b>	296	28,2	22	34,4
<b>Março</b>	248	27,5	21,2	33,7
<b>Abril</b>	180	24,8	18,3	31,4
<b>Mai</b>	128	22,2	15,6	28,9
<b>Junho</b>	99	20,7	14	27,4
<b>Julho</b>	88	20,5	13,3	27,7
<b>Agosto</b>	90	22,2	14,7	29,8
<b>Setembro</b>	106	23,3	16,6	30
<b>Outubro</b>	165	24,7	18	31,4
<b>Novembro</b>	143	26	19,3	32,8
<b>Dezembro</b>	196	27	20,9	33,1

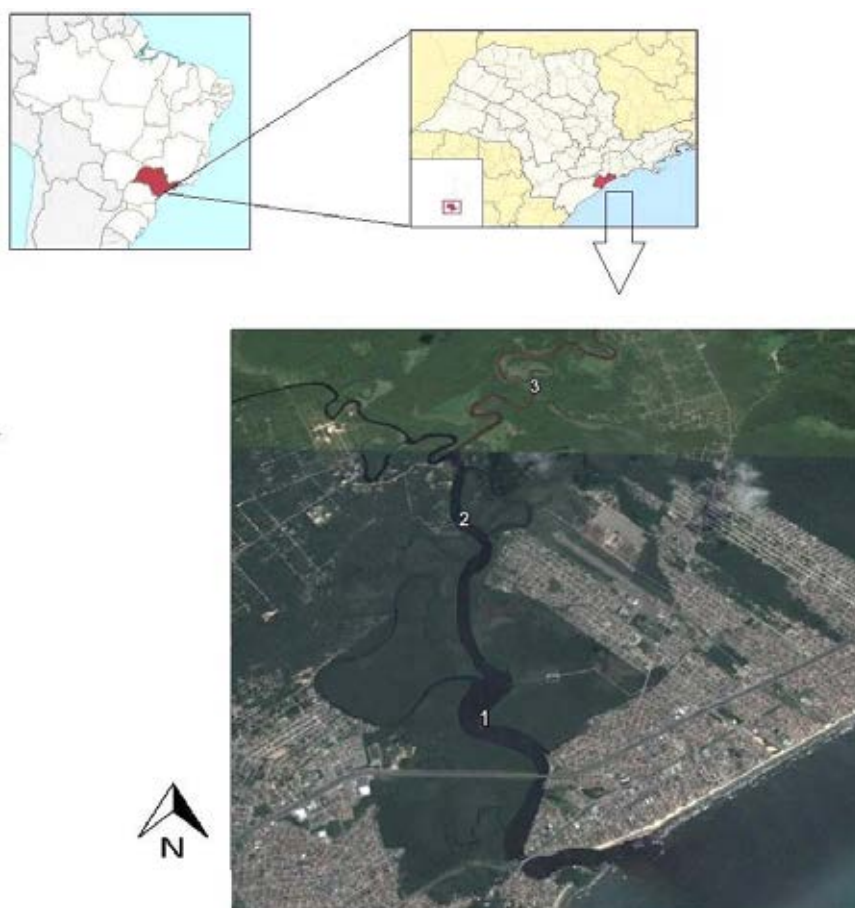
Fonte: Banco de Dados Climáticos/Embrapa (2014); Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas aplicadas à Agricultura (CEPAGRI)/Unicamp (2014).



### 3.2 COLETA DE DADOS EM CAMPO

#### a) Bancos das macrófitas aquáticas

Foram estabelecidos três pontos de coleta ao longo do estuário da bacia do rio Itanhaém com o objetivo de realizar uma caracterização ambiental das áreas de ocorrência das macrófitas. A presença das espécies em bancos monoespecíficos e em banco misto, relacionadas ao gradiente de salinidade foram os critérios para a seleção dos bancos (Fig. 2).



**Figura 2.** Mapa da área de estudo e pontos de coleta. Os números indicam os bancos das macrófitas estudados. O número “1” corresponde ao banco monoespecífico de *S. alterniflora* próximo à foz do rio Itanhaém (Banco 1 - UTM 23 J 0317185/7329459), “2” corresponde ao banco misto, com *Spartina alterniflora* e *Crinum americanum*, no rio Itanhaém (Banco 2 - UTM 23 J 0316536/7327506) e “3” corresponde ao banco monoespecífico de *C. americanum* no rio Branco (Banco 3 - UTM 23 J 0317185/7329459). Adaptado de Google Earth (2014) e Wikipédia (2014).

## **b) Coleta de sedimento**

Amostras do sedimento dos bancos 1, 2 e 3 foram coletadas em frascos plásticos de 80 mL em triplicata para análise de salinidade (Allen et al., 1974), porcentagem de matéria orgânica, nitrogênio total (Mackereth et al., 1978), fósforo total (Golterman et al., 1978) e análise granulométrica (Suguio, 1973) em laboratório.

## **c) Caracterização ambiental: declividade do canal e variação do nível de água**

Em cada um dos bancos de macrófitas foram estabelecidos três transectos transversais (A, B e C; da margem em direção ao centro do rio), sendo dois transectos localizados nas extremidades dos bancos e um transecto localizado ao centro. Os transectos das extremidades foram estabelecidos a cerca de um metro dos limites laterais dos bancos. Os limites transversais iniciais foram estabelecidos no ponto extremo da ocorrência de vegetação terrestre. O comprimento dos transectos foi determinado de acordo com a largura dos bancos (trecho com a presença das macrófitas). Desta forma, nos bancos monoespecíficos os transectos tiveram comprimento total de 10 metros, pois estes possuem largura inferior a 10 metros; e no banco misto os transectos tiveram comprimento de 20 metros, pois este possui largura superior a 10 metros.

Foram determinados pontos de amostragem com intervalos de 1 metro nos transectos com comprimento total de 10 metros (bancos monoespecíficos) e pontos com intervalo de 2 metros no transecto com comprimento total de 20 metros (banco misto). Para análise do perfil da margem do canal do rio a profundidade nos pontos de amostragem nos transectos transversais foi obtida considerando nível zero de água no ponto mais próximo à vegetação terrestre (0 m de distância da margem). Os valores mínimos e máximos do nível de água em em cada banco foram determinados no mês de outubro de 2013 através da medição da variação do nível de água, com réguas graduadas fixadas no sedimento, em intervalos de 3 horas em um período de 24 horas, totalizando dois ciclos completos de baixamar e preamar.

A largura dos bancos em cada transecto e a extensão total do banco (distância entre os transectos transversais nas extremidades) foram medidas. A declividade do canal foi obtida conforme a seguinte fórmula (IBGE, 1998):

$$D = (dh / dH) * 100$$

Onde: D = declividade do terreno em porcentagem (%); dh = diferença de altura entre os pontos extremos de amostragem no transecto transversal; dH = distância horizontal entre os pontos extremos de amostragem no transecto transversal.

#### **d) Presença das macrófitas aquáticas nos transectos transversais**

A presença/ausência de macrófitas em um raio de 0,30 metros dos pontos determinados nos transectos transversais foi verificada. Quando havia a presença das plantas, foi medido o comprimento máximo das macrófitas (comprimento da fração emergente da macrófita de maior tamanho).

### **3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS**

A salinidade do sedimento foi obtida conforme Allen *et al.* (1974), diluindo 3 gramas de massa fresca do sedimento em 100 mL de água destilada e obtendo o teor de sais através de aparelho salinômetro Corning PS 18. A análise da porcentagem de matéria orgânica foi realizada através de queima em forno mufla. Para a determinação do conteúdo de nitrogênio total utilizou-se o método proposto por Mackereth *et al.* (1978) e para fósforo total o método proposto por Golterman *et al.* (1978).

A análise granulométrica do sedimento foi realizada pelo método de peneiramento (Sugiuo, 1973) através de agitador magnético de peneiras (Bertel 050) com série de seis peneiras de abertura de malha de 2; 1; 0,50; 0,25; 0,125 e 0,050 mm (Peneiras de escala Tyler 9, 14, 32, 60, 115 e 270, respectivamente). Amostras de 100g do sedimento secas e pulverizadas em almofariz foram adicionadas à peneira superior (de maior malha) e peneiradas por 10 minutos na escala 1,5 do reostato que regula a intensidade de vibração. A porção de sedimento retida em cada peneira foi pesada para o cálculo da porcentagem de grãos de silte e argila (< 0,050 mm), areia muito fina (entre 0,050 e 0,125 mm), areia fina (entre 0,125 e 0,25 mm), areia média (entre 0,25 e 0,50 mm), areia grossa (entre 0,50 e 1 mm) e areia muito grossa (entre 1 e 2 mm) em cada amostra (IBGE, 2007).

### 3.4 EXPERIMENTO

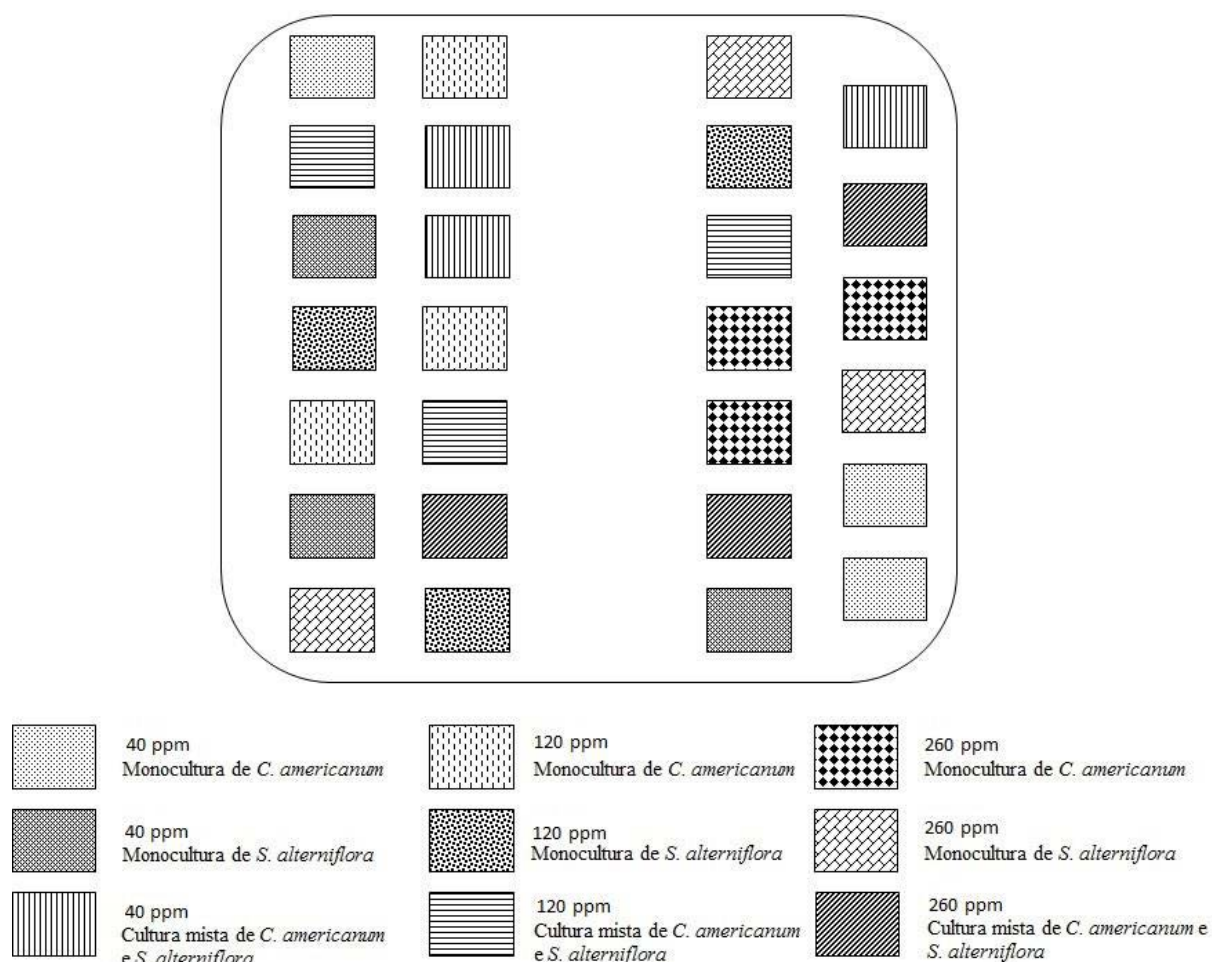
#### a) Delineamento experimental

Um experimento manipulativo de dois fatores foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o crescimento de *C. americanum* e *S. alterniflora* e a competição entre as duas espécies em diferentes níveis de salinidade do sedimento. Os tratamentos em monoculturas e em cultura mista foram submetidos a três níveis de salinidade do sedimento (Tab. 2). O sedimento para o substrato de desenvolvimento dos vegetais foi coletado no banco monoespecífico de *S. alterniflora* (Banco 1), no banco misto de *C. americanum* e *S. alterniflora* (Banco 2) e no banco monoespecífico de *C. americanum* (Banco 3), correspondendo à  $258,88 \pm 3,14$ ;  $115,55 \pm 4,97$  e  $43,33 \pm 4,71$  ppm de salinidade, respectivamente. Os valores médios descritos acima foram citados, na ordem, ao longo do trabalho como 260, 120 e 40 ppm.

**Tabela 2.** Desenho experimental do experimento manipulativo de dois fatores envolvendo o crescimento de *C. americanum* e *S. alterniflora* em diferentes níveis de salinidade do sedimento em monoculturas (2) e cultura mista (1). As culturas (3) foram submetidas a diferentes níveis de salinidade do sedimento (3) em triplicata (3 culturas x 3 níveis de salinidade x 3 réplicas = 27 unidades experimentais).

Culturas/Salinidade	40 ppm	120 ppm	260 ppm
<i>C. americanum</i> (monocultura 10:0)	3x	3x	3x
<i>S. alterniflora</i> (monocultura 0:10)	3x	3x	3x
<i>C. americanum</i> e <i>S. alterniflora</i> (cultura mista 5:5)	3x	3x	3x

Os indivíduos de *C. americanum* e *S. alterniflora* foram coletados no trecho de salinidade intermediária no qual as duas espécies ocorrem conjuntamente (Banco misto/Banco 2). Foram selecionados indivíduos jovens por tamanho (de 0,50 a 1,0 metro) e aparência semelhantes.



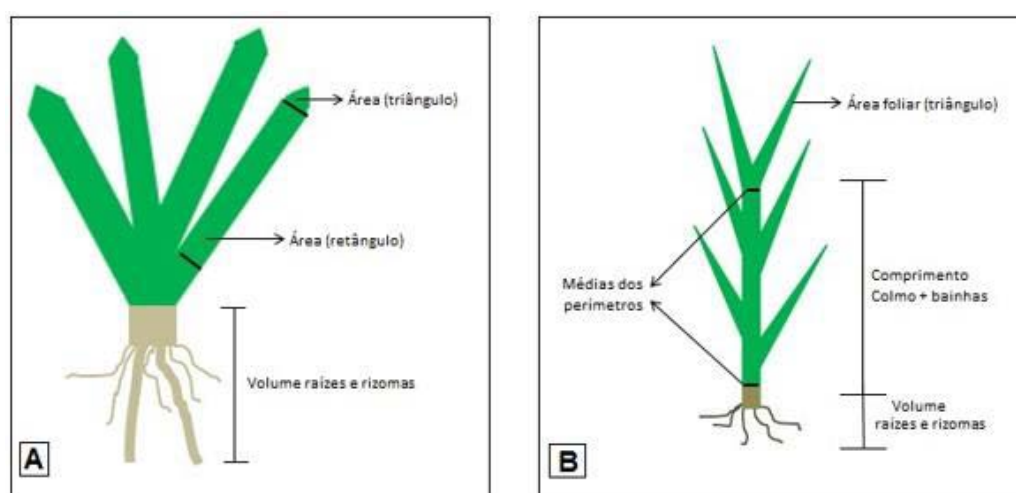
**Figura 3.** Esquema da disposição das unidades experimentais em casa de vegetação.

Em casa de vegetação do Laboratório de Ecologia Aquática da UNESP Rio Claro, as macrófitas foram plantadas em caixas plásticas (unidades experimentais) com volume de 26 litros (0,42 m x 0,31 m x 0,22 m de profundidade e 0,1302 m<sup>2</sup> de área) em triplicata. Foi utilizado o método de séries substitutivas, com densidade total inicial constante e variando a proporção das espécies em cultura mista. A densidade total inicial foi de 10 plantas por unidade experimental, sendo 10:0 e 0:10 nos tratamentos em monocultura e 5:5 nos tratamentos em cultura mista (Tab. 2). Esta densidade inicial foi determinada, a partir de experimento piloto anterior, devido ao volume de fração subterrânea das espécies ocupado em relação à área da unidade experimental.

As unidades experimentais foram dispostas de modo aleatório através de sorteio (Fig. 3). Estas foram regadas com água de torneira mantendo o nível aproximado de 2,0 cm acima da superfície do sedimento conforme metodologia adaptada de La Peyre *et al.* (2001).

## b) Regressões lineares simples

A fim de se obter um método para estimativa de biomassa das macrófitas ao longo do experimento, exemplares de *C. americanum* e de *S. alterniflora* de diferentes tamanhos foram coletados no banco misto das espécies (Banco 2) e em laboratório foram obtidos valores de área da fração emergente (folhas e colmo), volume da fração subterrânea (raízes e rizomas) e biomassa (massa seca). Para o cálculo da área da fração emergente de *C. americanum* sua folha foi definida com base retangular e ápice triangular (Fig. 4, A) e *S. alterniflora* como apresentando folhas inteiramente triangulares (Fig. 4, B). Foram obtidos a largura e o comprimento das folhas para as duas espécies. Para *S. alterniflora* também foi determinada a área lateral do colmo, através do comprimento do colmo (cilindro) e o perímetro médio do colmo de cada indivíduo (Fig. 4, B). Foram consideradas somente as folhas verdes (50% ou mais da folha clorofilada) e foram desconsideradas as folhas senescentes (menos de 50% da folha clorofilada) e as folhas mortas (100% das folhas não clorofiladas). O volume da fração subterrânea (raízes e rizomas) das plantas foi estimado através da análise do deslocamento da água em recipiente graduado. As frações emergente e subterrânea foram secas em estufa a 60°C até que o peso constante fosse atingido e posteriormente foram pesadas em balança analítica para obtenção da biomassa correspondente e elaboração das equações de regressão linear simples entre área da fração emergente e massa seca da fração emergente e entre volume da fração subterrânea e massa seca da fração subterrânea de ambas as espécies.



**Figura 4.** Esquema da metodologia de cálculo de área da fração emergente e volume da parte subterrânea das macrófitas aquáticas. (A) *Crinum americanum*: Área da fração emergente = área foliar triangular + área foliar retangular de todas as folhas. Volume da fração subterrânea = volume das raízes e rizomas. (B) *Spartina alterniflora*: Área da fração emergente = área foliar triangular das folhas + área lateral do cilindro (média dos perímetros do colmo\*comprimento do colmo). Volume da fração subterrânea = volume das raízes e rizomas. Fonte própria.

### c) Dados de biomassa

A cultura das macrófitas aquáticas ocorreu entre 20 de novembro de 2013 e 12 de maio de 2014, totalizando 174 dias. Os 15 dias iniciais foram destinados à aclimação dos vegetais, desta forma, o período de avaliação de biomassa emergente foi de 158 dias.

Para análise do crescimento das espécies foram realizadas medições da área da fração emergente das macrófitas a cada 15 dias no período inicial do experimento e a cada 30 dias no período final do experimento. O crescimento da fração subterrânea foi avaliado somente quanto ao volume inicial e volume final. Os dados iniciais de biomassa subterrânea correspondem ao dia de plantio (dia 0) e os dados iniciais de biomassa emergente correspondem à primeira coleta após o período de aclimação (dia 16). Assim, os dados de área da fração emergente e volume da fração subterrânea das macrófitas nos tratamentos foram submetidos às equações de regressão linear simples para obtenção da biomassa correspondente.

Os valores médios de biomassa ( $\text{gMS.m}^{-2}$ ) da fração subterrânea das macrófitas no plantio nas unidades experimentais (dia 0) foram  $112,75 \pm 16,25 \text{ gMS.m}^{-2}$  e  $62,21 \pm 6,47 \text{ gMS.m}^{-2}$ , respectivamente, para *C. americanum* em monocultura e em cultura mista; e  $67,63 \pm 12,07 \text{ gMS.m}^{-2}$  e  $42,17 \pm 9,03 \text{ gMS.m}^{-2}$ , respectivamente, para *S. alterniflora* em monocultura e em cultura mista.

Aos dados de biomassa emergente das espécies de cada um dos tratamentos foi ajustado um modelo de crescimento logístico através da parametrização por meio da equação (Krebs, 1994):

$$N_t = K / (1 + e^{a - r_m * t})$$

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

Os coeficientes de crescimento intrínseco ( $r$ ) e a capacidade suporte ( $K$ ) foram estimados a partir dos ajustes da variação temporal de biomassa emergente no modelo sigmoide, efetuados através de regressões não lineares. As curvas de crescimento geradas nesse processo foram usadas para analisar a resposta da biomassa da fração emergente das plantas em cada tratamento ao longo do tempo.

A variação de biomassa subterrânea e de biomassa total (biomassa emergente + biomassa subterrânea) ao longo do experimento foi avaliada através do ganho de biomassa:

$$GB_{ax} = Bf_{ax} - Bi_{ax}$$

Onde:  $GB_{ax}$  = ganho de biomassa ( $gMS.m^{-2}$ ) da espécie  $a$  no tratamento  $x$ ;  $Bf_{ax}$  = biomassa final ( $gMS.m^{-2}$ ) da espécie  $a$  no tratamento  $x$  (Para o GB emergente a biomassa final foi considerada como o valor ajustado de K);  $Bi_{ax}$  = biomassa inicial ( $gMS.m^{-2}$ ) da espécie  $a$  no tratamento  $x$ .

Para avaliar a tolerância relativa à salinidade, a biomassa total relativa (BTR) de cada espécie em monocultura em cada nível de salinidade foi calculada através da seguinte fórmula adaptada de Kenkel *et al.* (1991):

$$BTR_{ay} = BT_{ay} / (BT_{a \text{ média}} \text{ na menor salinidade})$$

Onde:  $BTR_{ay}$  = biomassa total relativa da espécie  $a$  na salinidade  $y$ ;  $BT_{ay}$  = biomassa total ( $gMS.m^{-2}$ ) da espécie  $a$  em monocultura na salinidade  $y$ ;  $BT_{a \text{ média}}$  = biomassa total média ( $gMS.m^{-2}$ ) da espécie  $a$  no menor nível de salinidade.

E por fim, para comparar em termos relativos o comportamento de *C. americanum* e *S. alterniflora* em cultura mista nas diferentes salinidades (Henry-Silva; Camargo, 2005) os valores de biomassa emergente proporcional (BEP) foram calculados conforme a seguinte fórmula (Kenkel *et al.*, 1991):

$$BEP_{ax} = BE_{ax} / (BE_{ax} + BE_{bx})$$

Onde:  $BEP_{ax}$  = biomassa emergente proporcional da espécie  $a$  na cultura mista  $x$ ;  $BE_{ax}$  = biomassa emergente da espécie  $a$  ( $gMS.m^{-2}$ ) na cultura mista  $x$ ;  $BE_{bx}$  = biomassa da espécie  $b$  ( $gMS.m^{-2}$ ) na cultura mista  $x$ .



### 3.4 ANÁLISES DOS DADOS

As análises estatísticas foram realizadas nos softwares R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013), BioEstat 5.0 (Ayres et al., 2007) e Statistica 7.1 (SN: AX505B150718FA) (StatSoft, 2005).

Uma análise de ordenação (Análise de Redundância/RDA) foi aplicada à matriz de dados de presença/ausência das espécies de macrófitas aquáticas nos bancos e à matriz ambiental com os dados abióticos obtidos nos transectos de cada banco, permitindo observar a relação entre a presença das espécies e as características ambientais dos locais.

Com o objetivo de testar diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os valores de salinidade, conteúdo de nitrogênio total, conteúdo de fósforo total e porcentagem de matéria orgânica no sedimento dos três bancos foi aplicado a análise de variância ANOVA one-way e, posteriormente, quando necessário o teste de Tukey.

Para testar diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os valores de ganho de biomassa de *C. americanum* e *S. alterniflora* nas diferentes culturas e salinidades e também entre os valores de capacidade suporte de biomassa emergente de *C. americanum* e *S. alterniflora* nas diferentes culturas e salinidades foi aplicada a análise de variância ANOVA fatorial e a posteriori o teste de Tukey. Para esta análise, com relação a biomassa emergente, foram utilizados os valores de capacidade de suporte obtidos com o ajuste das curvas de crescimento de cada réplica dos tratamentos ao modelo de crescimento logístico.

A análise de variância ANOVA one-way foi aplicada para testar diferenças significativas entre a biomassa total relativa em monocultura de cada espécie em cada nível de salinidade.

Os gráficos foram elaborados no software GraphPad Prism 5.0 (GPW5-066646-RCG7389) (GraphPad Software, 2007), assim como, o ajuste das curvas de variação de biomassa das espécies ao longo do experimento ao modelo de crescimento logístico.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 DADOS DE CAMPO

Os valores de salinidade do sedimento dos três bancos diferem significativamente entre si, apresentando um gradiente crescente sentido cabeceira-foz (Tab. 3). A condição de

salinidade do banco 1 foi chamada de eurihalina, a do banco 2 de mesohalina e a do banco 3 de oligohalina (Latham et al., 1994).

O conteúdo de NT não apresentou diferença significativa entre os bancos, enquanto o conteúdo de PT e a porcentagem de matéria orgânica foram significativamente mais elevados no banco 2 em relação ao banco 3 (Tab. 3).

**Tabela 3.** Valores médios e desvio padrão de salinidade, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e matéria orgânica (MO) do sedimento dos bancos de macrófitas aquáticas amostrados. Letras distintas indicam diferença significativa entre os valores de cada variável em cada coluna nos três bancos ( $p < 0,05$ ).

	<b>Salinidade (ppm)</b>	<b>NT (%MS)</b>	<b>PT (%MS)</b>	<b>MO (%MS)</b>
Banco 1	256 ± 5,7 (a)	0,21 ± 0,09 (a)	0,013 ± 0,004 (ab)	12,05 ± 2,09 (ab)
Banco 2	116 ± 5,7 (b)	0,26 ± 0,03 (a)	0,019 ± 0,003 (a)	16,85 ± 4,11 (a)
Banco 3	40,3 ± 5,7 (c)	0,12 ± 0,02 (a)	0,007 ± 0,002 (b)	5,09 ± 3,12 (b)

O sedimento dos três bancos apresentam, respectivamente, 72,42%; 79,62%; 81,30% de grãos muito finos (areia muito fina, silte e argila). Porém, o sedimento do banco 3 apresentou maior porcentagem de areia muito fina, com valor de razão A:S (razão areia muito fina : silte e argila) médio de 4,32; enquanto que as médias, para o banco 1 e 2 foram, nesta ordem, 1,42 e 1,58. O elevado valor da razão A:S do banco 3 indica maior proporção de fração de areia muito fina em relação à fração de silte e argila em suas amostras de sedimento (Tab. 4).

**Tabela 4.** Valores médios e desvio padrão da fração dos tipos de grãos de sedimento presentes nas amostras do sedimento dos bancos, do grau de eficiência do peneiramento e da razão da fração de areia muito fina e fração de silte e argila (Razão A:S). Em negrito os valores médios de porcentagem de areia muito fina e de silte e argila (grãos muito finos) utilizados na razão A:S.

<b>Tipo de Grão (%)</b>	<b>Banco 1</b>	<b>Banco 2</b>	<b>Banco 3</b>
Areia muito grossa	0,016 ± 0,009	0,01 ± 0,01	0,04 ± 0,06
Areia grossa	1,24 ± 0,33	0,57 ± 0,20	0,07 ± 0,05
Areia média	8,29 ± 1,57	4,73 ± 1,12	0,50 ± 0,14
Areia fina	16,58 ± 0,82	14,09 ± 0,34	17,38 ± 3,4
Areia muito fina	<b>42,54 ± 1,62</b>	<b>48,72 ± 1,61</b>	<b>65,98 ± 1,96</b>
Silte e argila	<b>29,88 ± 1,95</b>	<b>30,90 ± 1,87</b>	<b>15,32 ± 1,53</b>
Eficiência do peneiramento (%)	98,57 ± 0,21	99,04 ± 0,47	99,30 ± 1,53
Razão A:S	<b>1,42 ± 0,13</b>	<b>1,58 ± 0,13</b>	<b>4,32 ± 0,31</b>

Com relação ao tamanho, o banco misto (Banco 2) possui a maior largura e o menor comprimento. O banco 3 (banco monoespecífico de *C. americanum*) possui a menor largura e o banco 1 (banco monoespecífico de *S. alterniflora*) o maior comprimento (Tab. 5).

**Tabela 5.** Descrição dos bancos de macrófitas aquáticas amostrados. Comprimento dos três transectos em cada banco amostrado, intervalo entre os pontos de amostragem dentro dos transectos, largura e comprimento dos bancos.

Banco	Transecto	Compr. do transecto (m)	Intervalo entre pontos (m)	Largura do banco (m)	Compr. do banco (m)
1	A	10	1	7	54
	B	10	1	7	
	C	10	1	8	
2	A	20	2	14	34
	B	20	2	16	
	C	20	2	12	
3	A	10	1	3	46
	B	10	1	8	
	C	10	1	6	

Os perfis da margem dos rios, a distância da margem em que há a presença das espécies, o comprimento máximo das macrófitas e os níveis máximo e mínimo de água estão ilustrados nas figuras 5, 6 e 7. Através das figuras é possível analisar como a inundação provocada pela preamar atinge as macrófitas e como estas ficam expostas durante a baixamar, e também, como elas se dispõem ao longo da margem.

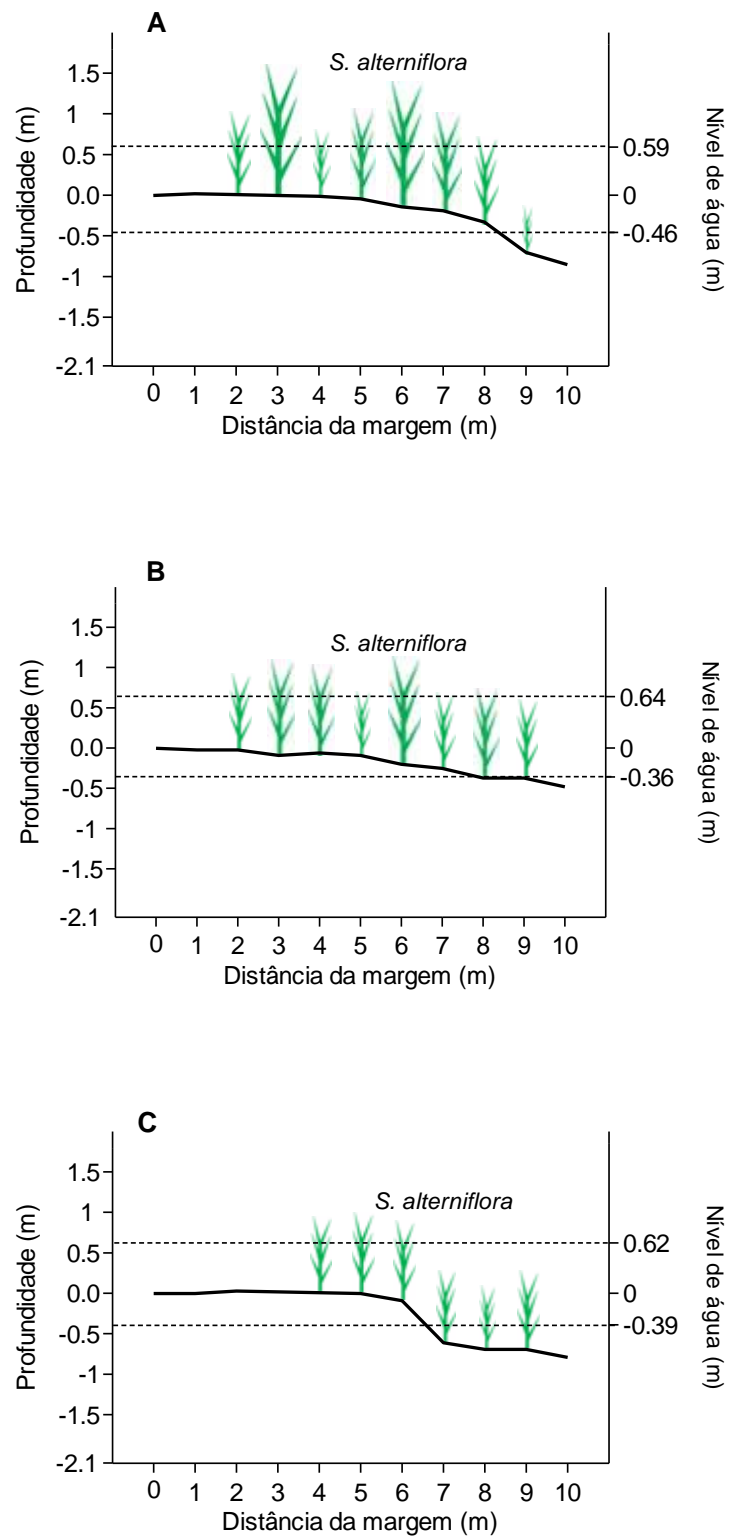
Nos perfis da margem do banco 1 a profundidade se mantém em níveis quase constantes até aproximadamente os 6 metros de distância da margem, onde o declive se torna mais acentuado (Fig. 5 A, B e C). No nível mínimo de água na baixamar cerca de 30% do comprimento dos transectos no banco 1 permanece inundado (Fig. 5). Os maiores valores de comprimento máximo das macrófitas ocorreram nas distâncias de 6, 6 e 9 metros, respectivamente, nos transectos A, B e C (Fig. 5).

A partir dos perfis da margem representados para o banco 2 é possível notar a menor declividade do terreno, a qual se acentua por volta dos 12 metros de distância da margem (Fig. 6 A, B e C). O banco 2 apresenta o menor valor de declividade média em relação aos demais bancos (Tab. 6). No nível mínimo de água cerca de 10% do comprimento dos transectos no banco 2 permanece inundado (Fig. 6). As duas espécies formam um banco com

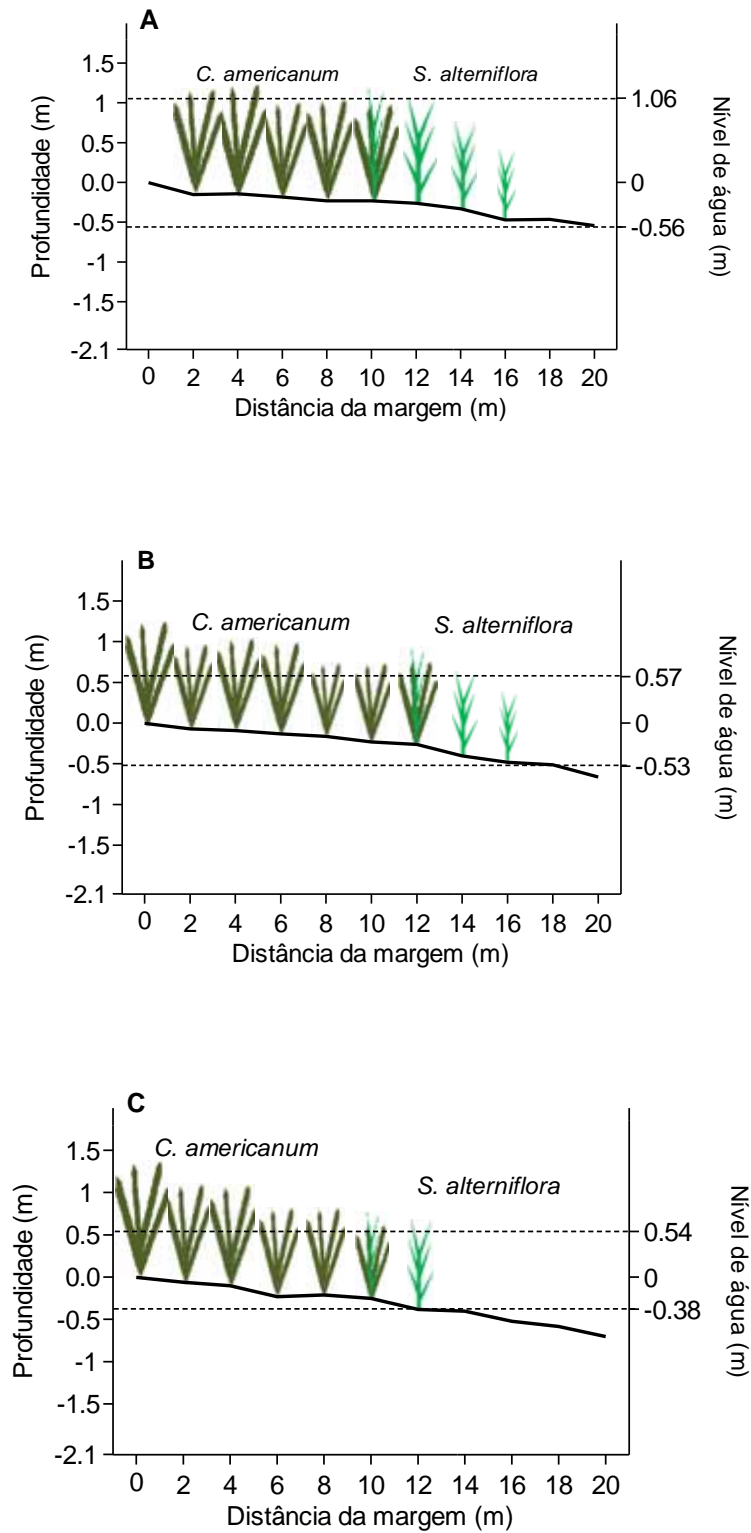
14 metros de largura média, com evidente separação espacial entre ambas. *C. americanum* ocupando a porção mais próxima à margem e *S. alterniflora* ocupando a porção mais distante da margem. As espécies ocorrem conjuntamente nas distâncias de 10, 12 e 10 metros de distância da margem nos transectos A, B e C, respectivamente, compartilhando o mesmo espaço por 2 metros. Neste espaço, *C. americanum* apresenta pequenos comprimentos, enquanto *S. alterniflora* apresenta os maiores comprimentos máximos médios. Os maiores valores médios de *C. americanum* ocorreram nas distâncias de 4, 0 e 0 metros, respectivamente, nos transectos A, B e C (Fig. 6).

Nos perfis do canal do banco 3 representados é evidente a elevada declividade do terreno quando comparado aos demais (Fig. 7 A, B e C). A declividade média do canal é de 13,2% (Tab. 6). No nível mínimo de água na baixamar, em média, 50% dos transectos permanece inundado (Fig. 7). Os maiores valores de comprimento máximo das plantas ocorreram nas distâncias da margem de 8, 8 e 10 metros nos transectos A, B e C, nesta devida ordem (Fig. 7).

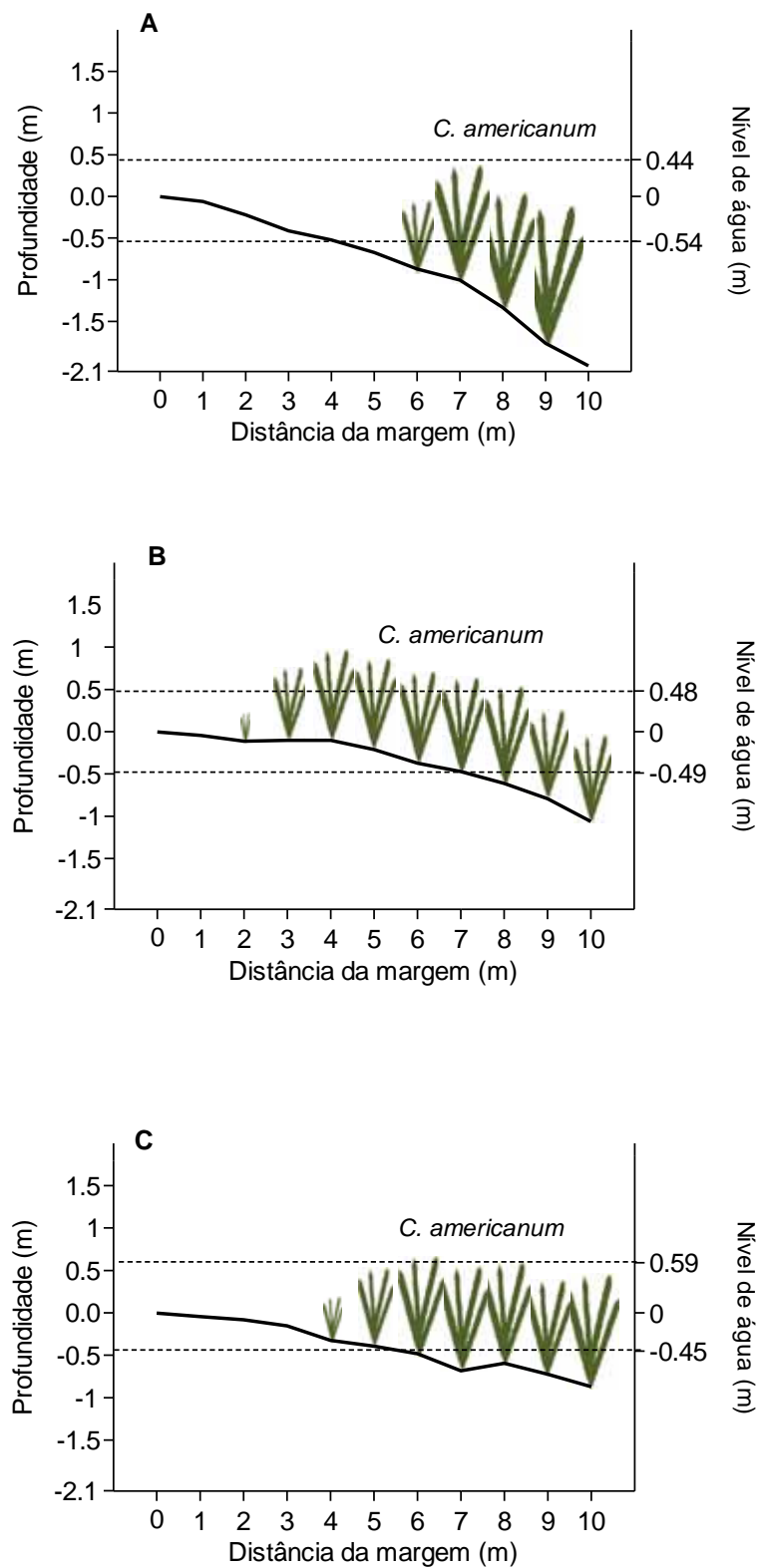
No banco misto (Fig. 6) os maiores indivíduos de *S. alterniflora* ocorrem no ponto de amostragem em que *C. americanum* também está presente; enquanto que os maiores indivíduos de *C. americanum* no banco monoespecífico (Fig. 7) ocorrem em maiores profundidades. *C. americanum* está presente em maiores profundidades do que *S. alterniflora* quando em seus bancos monoespecíficos (Fig. 5 e 7). Apesar deste fato, no banco misto (Fig. 6), *C. americanum* ocupa a porção de menor profundidade, porém é neste banco que a declividade do canal é menos acentuada proporcionando maior área de ocupação para as espécies. O banco monoespecífico de *C. americanum* (Fig. 7) apresentou o maior valor de declividade média. O oposto foi observado para o banco misto. Nas áreas de ocorrência de *S. alterniflora* a declividade do canal é menor estando a macrófita submetida a uma profundidade de até 0,79 m com nível máximo de água de 1,17 m. Já *C. americanum* ocorre até a profundidade de 1,76 m e nível máximo de água de 2,20 m em seu banco monoespecífico, porém, em contrapartida, em outros pontos do transecto mais próximos à margem fica exposto a um solo menos alagado em baixamar devido à maior declividade do canal. Enquanto que no banco misto (Fig. 6) *C. americanum* ocupa a área de menor profundidade.



**Figura 5.** Esquemas dos transectos do banco 1 (Banco monoespecífico de *S. alterniflora*) no rio Itanhaém, com a disposição de *S. alterniflora* e o comprimento máximo (m) das macrófitas em cada ponto de amostragem, perfil do canal do rio e nível máximo e mínimo de água. (A) Transecto A; (B) Transecto B e (C) Transecto C.



**Figura 6.** Esquemas dos transectos do banco 2 (Banco misto) no rio Itanhaém, com a disposição de *C. americanum* e *S. alterniflora* e o comprimento máximo (m) das macrófitas em cada ponto de amostragem, perfil do canal do rio e nível máximo e mínimo de água. (A) Transecto A; (B) Transecto B e (C) Transecto C.



**Figura 7.** Esquemas dos transectos do banco 3 (Banco monoespecífico de *C. americanum*) no rio Branco, com a disposição de *C. americanum* e o comprimento máximo (m) das macrófitas em cada ponto de amostragem, perfil do canal do rio e nível máximo e mínimo de água. (A) Transecto A; (B) Transecto B e (C) Transecto C.

**Tabela 6.** Declividade da margem nos transectos transversais dos bancos de macrófitas aquáticas estudados.

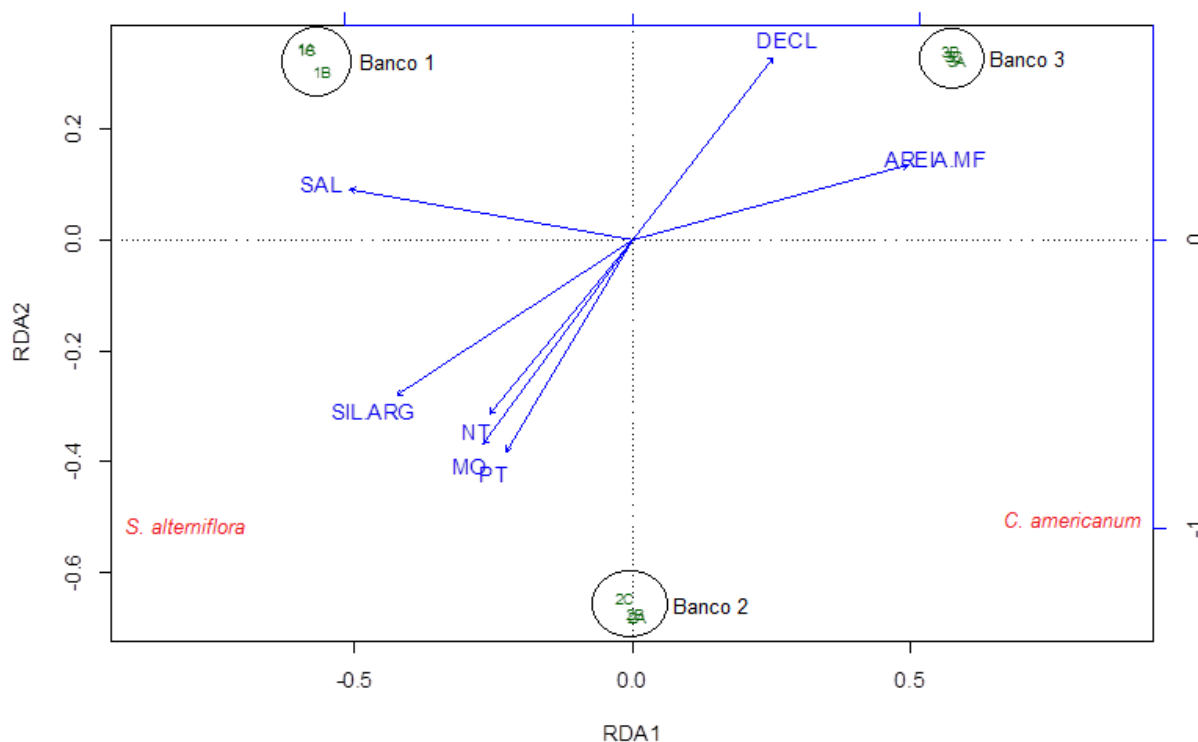
Banco	Transecto	Declividade (%)	Declividade média (%)
1	A	8,5	7,1
	B	4,8	
	C	7,9	
2	A	2,7	3,2
	B	3,3	
	C	3,5	
3	A	20,3	13,2
	B	10,6	
	C	8,7	

O resultado da Análise de Redundância (RDA) da presença e ausência de *C. americanum* e *S. alterniflora* nos bancos estudados contra a disponibilidade de nutrientes (NT e PT), a porcentagem de matéria orgânica, nível de salinidade do sedimento, declividade do canal e granulometria do sedimento mostrou que há relação positiva entre a variação biológica e a variação ambiental (Fig. 8). O primeiro eixo da RDA explica 74,97% da variação e o segundo eixo explica 24,97%. O valor de  $r^2$  obtido foi de 0,99 e o valor de p obtido no teste de significância por permutação foi significativo. A matriz ambiental explicou 99,89% da variação biológica (Fig. 8).

Há um padrão de separação evidente entre os bancos. O nível de salinidade do sedimento tem maior importância na ordenação dos bancos. O banco 1 está positivamente relacionado ao elevado nível de salinidade, o banco 2 está positivamente relacionado à elevada disponibilidade de nutrientes e conteúdo de matéria orgânica e sedimento com maior porcentagem de silte e argila; e o banco 3 está positivamente relacionado à maior declividade do canal e ao sedimento com maior porcentagem de areia muito fina (Fig. 8).

A presença de *S. alterniflora* está positivamente relacionada à elevada disponibilidade de nutrientes, elevada porcentagem de matéria orgânica, elevado nível de salinidade do sedimento e sedimento com silte e argila. Enquanto a presença de *C. americanum* está negativamente relacionada à salinidade e associada à maior declividade do canal e sedimento com areia muito fina (Fig. 8).

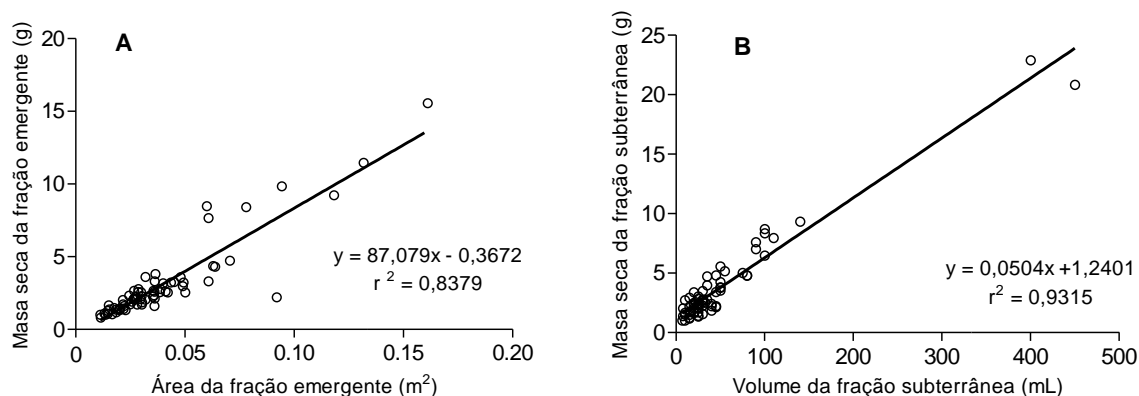




**Figura 8.** Biplot dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA) da presença e ausência de *Crinum procerum* e *Spartina alterniflora* nos bancos estudados contra disponibilidade de nutrientes, nível de salinidade do sedimento, declividade do canal e granulometria do sedimento. **1A** = Banco 1/Transecto A, **1B** = Banco 1/Transecto B, **1C** = Banco 1/Transecto C, **2A** = Banco 2/Transecto A, **2B** = Banco 2/Transecto B, **2C** = Banco 2/Transecto C, **3A** = Banco 3/Transecto A, **3B** = Banco 3/Transecto B, **3C** = Banco 3/Transecto C. **PT** = fósforo total do sedimento, **NT** = nitrogênio total do sedimento, **MO** = matéria orgânica do sedimento, **SAL** = salinidade do sedimento, **DECL** = declividade do canal, **SIL.ARG** = porcentagem de silte e argila e **AREIA.MF** = porcentagem de areia muito fina. O primeiro eixo explica 74,97% da variação e o segundo eixo explica 24,97%.

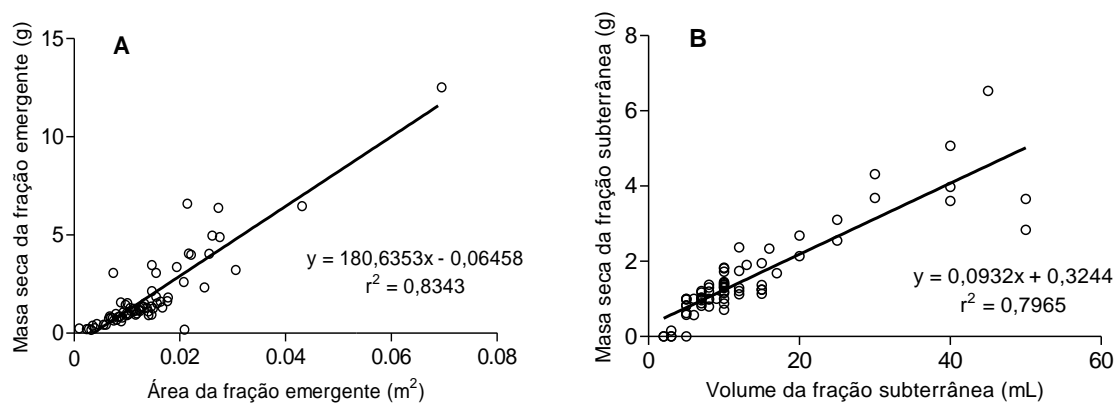
## 4.2 EXPERIMENTO

A análise de regressão linear simples entre área da fração emergente e massa seca emergente de *C. americanum* (Fig. 9, A) apresentou coeficiente de correlação de 0,8329 e a equação obtida foi  $MS = 87,079 * \text{área} - 0,3672$ . A relação entre volume da fração subterrânea e massa seca subterrânea de *C. americanum* (Fig. 9, B) apresentou coeficiente de correlação de 0,9315 e a equação obtida foi  $MS = 0,0504 * \text{volume} + 1,241$ .



**Figura 9.** Regressões lineares simples entre área da fração emergente e massa seca da fração emergente (A); e entre volume da fração subterrânea e massa seca da fração subterrânea (B) de *C. americanum* e equações das retas correspondentes.

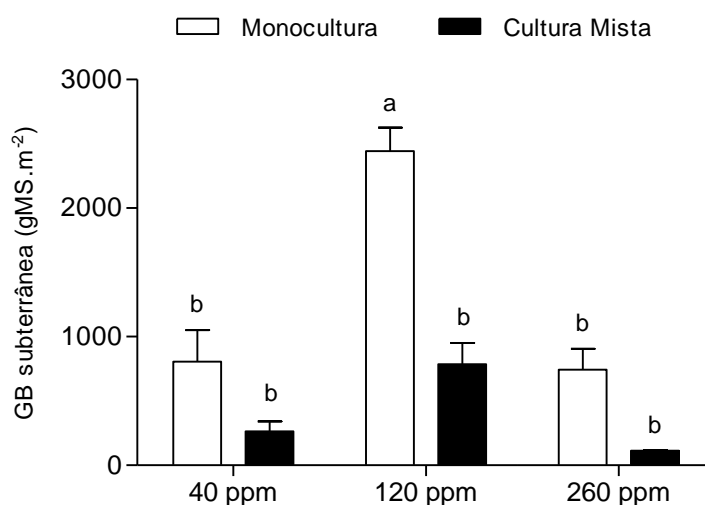
A análise de regressão linear simples entre área da fração emergente e massa seca emergente de *S. alterniflora* (Fig. 10, A) apresentou coeficiente de correlação de 0,8343 e a equação obtida foi  $MS = 180,6353 * \text{área} - 0,06458$ . A relação entre volume da fração subterrânea e massa seca subterrânea de *S. alterniflora* (Fig. 10, B) apresentou coeficiente de correlação de 0,7965 e a equação obtida foi  $MS = 0,0932 * \text{volume} + 0,3244$ .



**Figura 10.** Regressões lineares simples entre área da fração emergente e massa seca da fração emergente (A); e entre volume da fração subterrânea e massa seca da fração subterrânea (B) de *S. alterniflora* e equações das retas correspondentes.

Os valores médios de ganho de biomassa subterrânea de *C. americanum* em monocultura foi, respectivamente, 3,04; 3,11 e 6,61 vezes maior do que em cultura mista a 40, 120 e 260 ppm de salinidade. O resultado da Anova fatorial indicou diferenças significativas

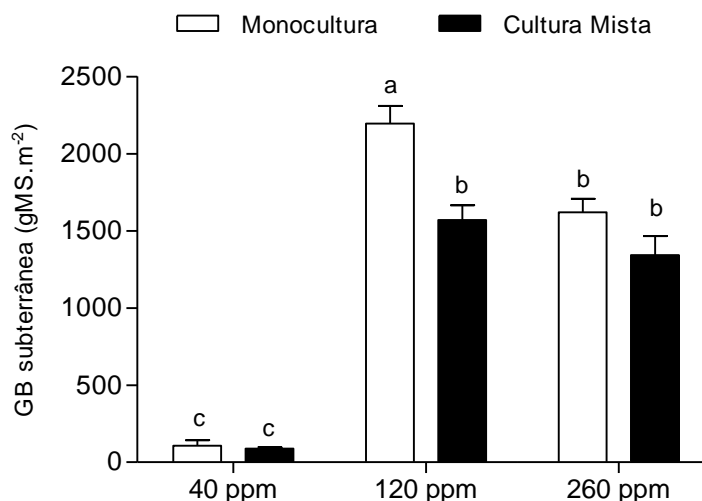
entre os fatores e interação entre ambos (Cultura –  $df:1/F:52,79/p<0,01$ ; Salinidade –  $df:2/F:33,99/p<0,01$ ; Interação –  $df:2/F:7,60/p<0,01$ ) (Fig. 11).



**Figura 11.** Valores médios e desvio padrão do ganho de biomassa da fração subterrânea (GB subterrânea) de *C. americanum* em monocultura e cultura mista a 40, 120 e 260 ppm de salinidade do sedimento. Letras distintas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

No tratamento a 120 ppm *C. americanum* atingiu o maior valor médio de biomassa subterrânea em monocultura, sendo esta a condição do sedimento mais favorável para o desenvolvimento de suas raízes e rizomas. Somente na condição mesohalina houve diferença significativa entre o ganho de biomassa subterrânea em monocultura e em cultura mista. O valor médio de ganho de biomassa subterrânea em cultura mista a 120 ppm apresentou diferenças significativas entre os valores dos demais tratamentos e culturas, indicando que o crescimento da fração subterrânea da espécie foi limitado pela presença de *S. alterniflora* somente na condição de salinidade intermediária (Fig. 11).

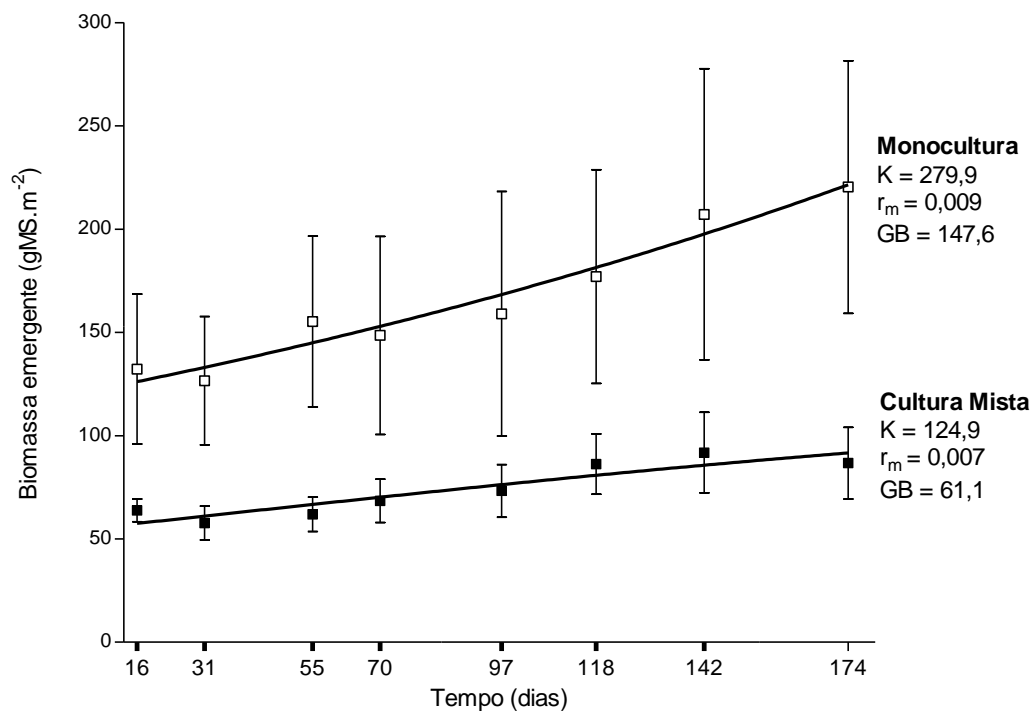
Os valores médios de ganho de biomassa subterrânea de *S. alterniflora* em monocultura foram, respectivamente, 1,22; 1,39 e 1,09 vezes maiores do que em cultura mista a 40, 120 e 260 de salinidade. O resultado da Anova fatorial indicou diferenças significativas entre os fatores e interação entre ambos (Cultura –  $df:1/F:18,29/p<0,01$ ; Salinidade –  $df:2/F:226,94/p<0,01$ ; Interação –  $df:2/F:5,93/p<0,05$ ) (Fig. 12).



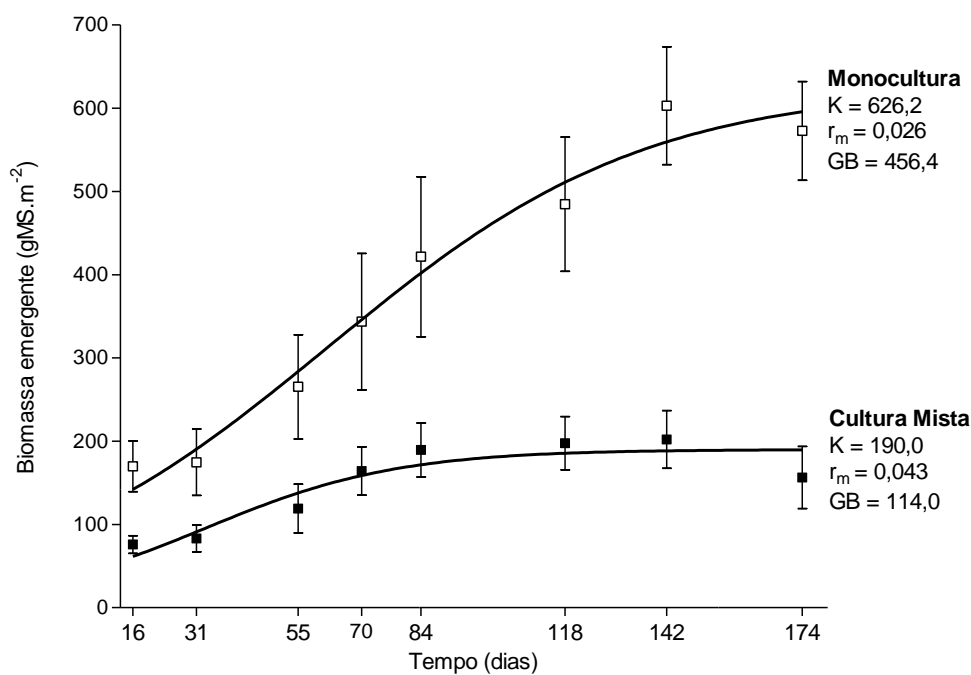
**Figura 12.** Valores médios e desvio padrão do ganho de biomassa da fração subterrânea (GB subterrânea) de *S. alterniflora* em monocultura e cultura mista a 40, 120 e 260 ppm de salinidade do sedimento. Letras distintas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

No tratamento a 120 ppm em monocultura *S. alterniflora* atingiu, o maior valor de ganho de biomassa subterrânea, sendo a condições mesohalina a mais favorável para o desenvolvimento das raízes e rizomas. As culturas na condição oligohalina apresentaram os menores valores de ganho de biomassa subterrânea, sendo esta a condição do sedimento menos favorável para fração subterrânea da espécie. Os valores médios de ganho de biomassa da fração subterrânea não apresentaram diferenças significativas entre a monocultura e a cultura mista nos extremos de salinidade, porém em salinidade intermediária o ganho de biomassa subterrânea em monocultura foi significativamente maior do que em cultura mista. Esta diferença significativa de biomassa a 120 ppm indica que nesta condição a presença de *C. americanum* limitou o crescimento da fração subterrânea de *S. alterniflora* (Fig. 12).

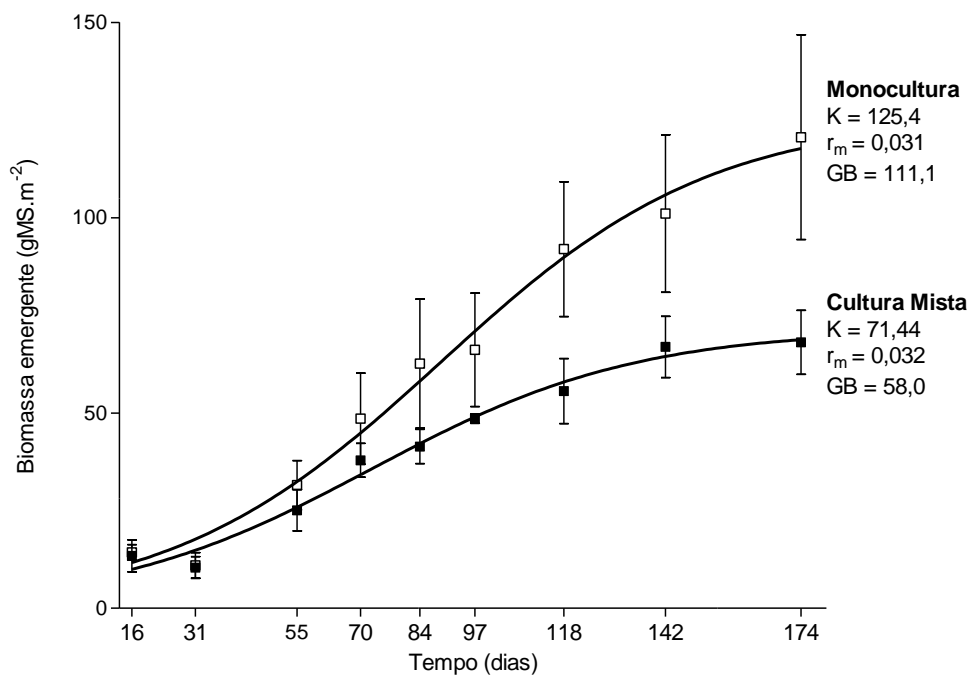
Os valores médios de ganho de biomassa emergente de *C. americanum* em monocultura foram, respectivamente, 2,42; 4,00 e 1,92 vezes maiores do que em cultura mista em salinidade 40, 120 e 260 ppm (Fig. 13, 14 e 15). Nos tratamentos a 120 ppm *C. americanum* atingiu os maiores valores médios de capacidade de suporte correspondentes a monocultura e a cultura mista, sendo esta a condição do sedimento mais favorável ao desenvolvimento de sua biomassa emergente (Fig. 14).



**Figura 13.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente de *C. americanum*, valores médios de capacidade de suporte ( $K$ ), de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) em monocultura e em cultura mista e de ganho de biomassa emergente ( $GB$  em  $gMS.m^{-2}$ ) em monocultura e cultura mista a 40 ppm de salinidade do sedimento.



**Figura 14.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente de *C. americanum*, valores médios de capacidade de suporte ( $K$ ), de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) e de ganho de biomassa emergente ( $GB$  em  $gMS.m^{-2}$ ) em monocultura e em cultura mista a 120 ppm de salinidade do sedimento.



**Figura 15.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente de *C. americanum*, valores médios de capacidade de suporte (K), de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) e de ganho de biomassa emergente (GB em gMS.m<sup>-2</sup>) em monocultura e em cultura mista a 260 ppm de salinidade do sedimento.

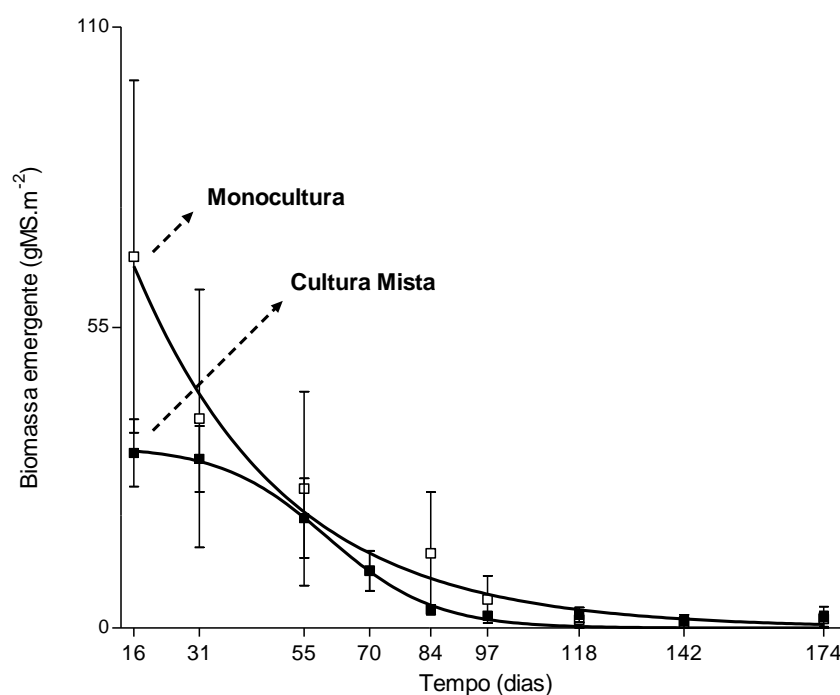
O resultado da Anova fatorial indicou diferenças significativas entre os valores médios da capacidade de suporte de *C. americanum* nas culturas e níveis de salinidade e interação entre os fatores (Cultura – df:1/F:41,85/p<0,01; Salinidade – df:2/F:30,02/p<0,01; Interação – df:2/F:12,08/p<0,01) (Tab. 7).

**Tabela 7.** Valores médios e desvio padrão de capacidade suporte (K) de biomassa emergente, de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) e de coeficiente de determinação ( $r^2$ ) nas diferentes culturas de *C. americanum* a partir dos valores obtidos no ajuste ao modelo de crescimento logístico de cada réplica dos tratamentos. Letras distintas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

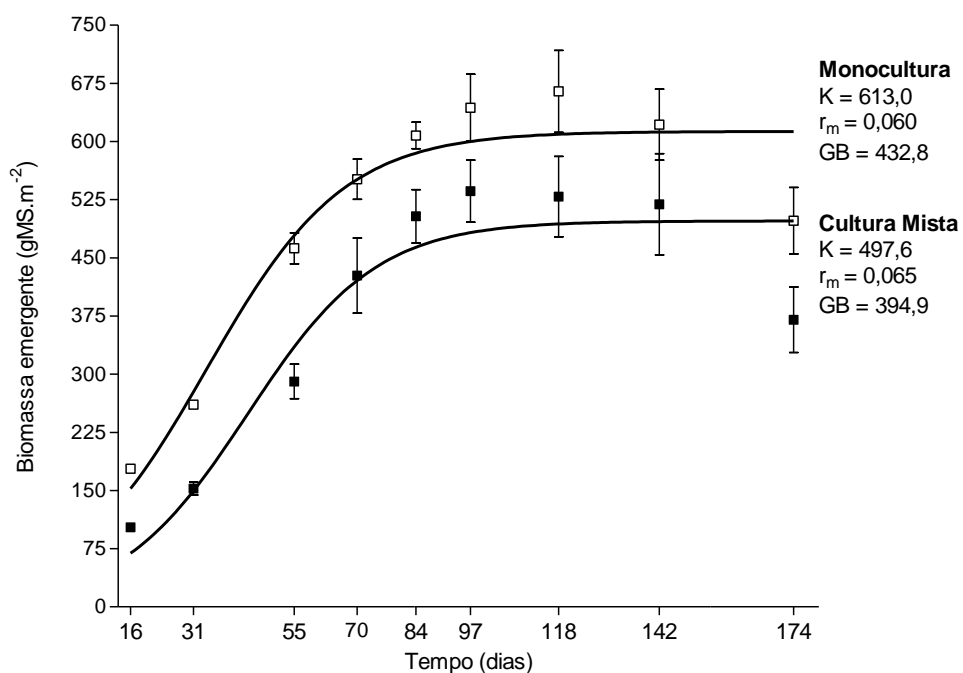
Cultura	Salinidade (ppm)	K (gMS.m <sup>-2</sup> )	r <sub>m</sub>	r <sup>2</sup>
<i>C. americanum</i>	40	245,3 (122,4) b	0,013 (0,010)	0,89 (0,07)
	120	646,2 (106,8) a	0,025 (0,004)	0,94 (0,05)
	260	129,3 (42,8) bc	0,030 (0,011)	0,97 (0,01)
Cultura Mista	40	121,26 (87,66) bc	0,007 (0,003)	0,45 (0,35)
	120	191,8 (58,0) b	0,044 (0,007)	0,82 (0,09)
	260	72,06 (19,53) c	0,034 (0,011)	0,96 (0,01)

A capacidade de suporte de biomassa emergente em monocultura e em cultura mista apresentou diferença significativa somente no tratamento em salinidade intermediária, demonstrando a limitação do crescimento de biomassa emergente da espécie exercido pela presença de *S. alterniflora*. Nos demais níveis de salinidade, os valores de K de biomassa emergente não apresentaram diferenças significativas entre as culturas (Tab. 7).

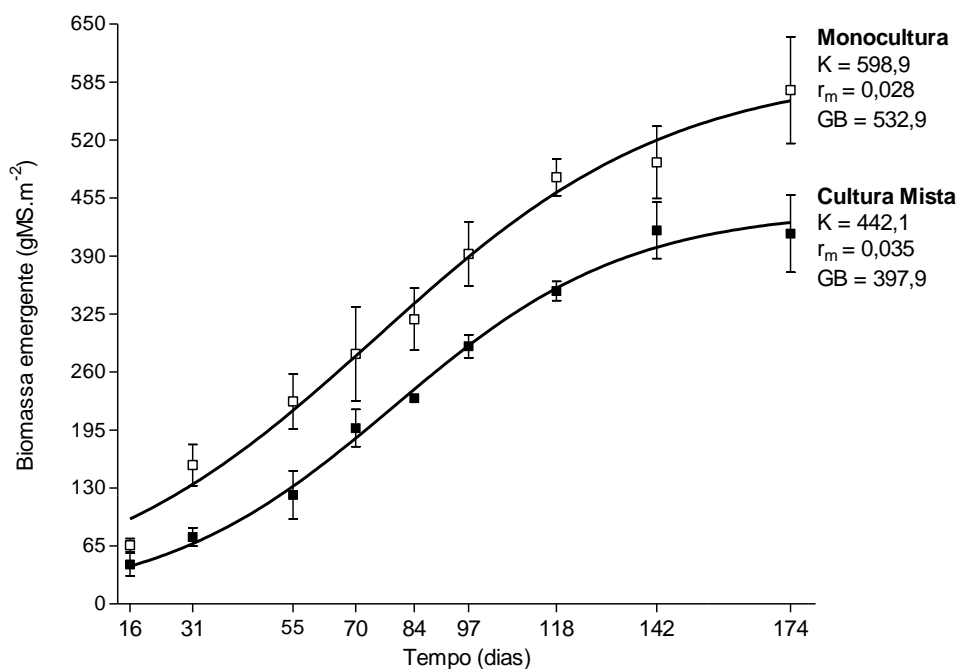
Os valores médios de ganho de biomassa emergente de *S. alterniflora* em monocultura foram, respectivamente, 1,10 e 1,34 vezes maiores do que em cultura mista em salinidade 120 e 260 ppm (Fig. 16, 17 e 18). Nos tratamentos a 40 ppm de salinidade do sedimento a biomassa emergente de *S. alterniflora* sofreu drástica redução, chegando à morte por completo em algumas unidades experimentais. Para este tratamento não foram calculados os valores de K e r, uma vez que o modelo de crescimento logístico não foi ajustado, devido à redução de biomassa ao longo do experimento (Fig. 16).



**Figura 16.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente de *S. alterniflora* e valores médios de ganho de biomassa emergente (GB em gMS.m<sup>-2</sup>) em monocultura e em cultura mista a 40 ppm de salinidade do sedimento. O modelo de crescimento logístico não foi ajustado para as curvas de crescimento desta espécie neste tratamento.



**Figura 17.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente de *S. alterniflora*, valores médios de capacidade de suporte ( $K$ ), de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) e de ganho de biomassa emergente ( $GB$  em  $gMS.m^{-2}$ ) em monocultura e em cultura mista a 120 ppm de salinidade do sedimento.



**Figura 18.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente de *S. alterniflora*, valores médios de capacidade de suporte ( $K$ ), de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) e de ganho de biomassa emergente ( $GB$  em  $gMS.m^{-2}$ ) em monocultura e em cultura mista a 260 ppm de salinidade do sedimento.



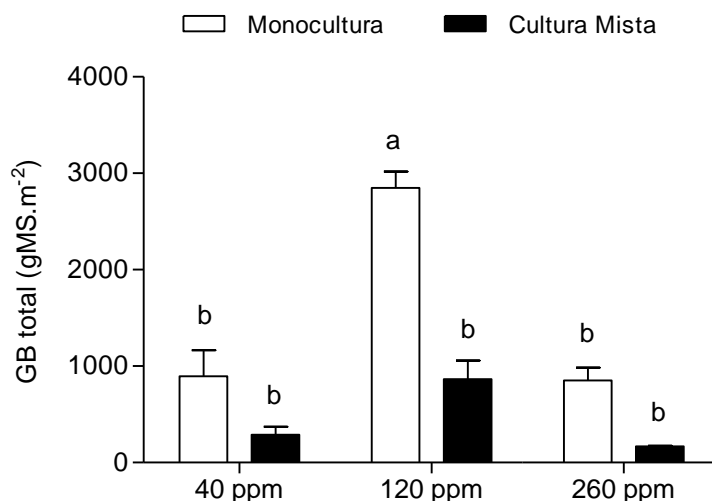
Nos tratamentos a 120 e 260 ppm (Fig. 17 e 18) *S. alterniflora* atingiu elevados valores médios de capacidade de suporte. A proximidade dos valores médios de capacidade de suporte e ganho de biomassa emergente entre os tratamentos em monocultura e em cultura mista nessas duas condições do sedimento, destacando a pequena diferença de biomassa inicial entre as culturas, parecem indicar que o crescimento da biomassa emergente de *S. alterniflora* não é limitado pela presença de *C. americanum*; e, além disso, que estas duas condições do sedimento são favoráveis à espécie.

O resultado da Anova fatorial não indicou diferenças significativas de K de biomassa emergente de *S. alterniflora* entre as culturas e níveis de salinidade (Cultura – df:1/F:7,53/p<0,05; Salinidade – df:1/F:0,35/p>0,05; Interação – df:1/F:0,19/p>0,05) (Tab. 8).

**Tabela 8.** Valores médios e desvio padrão de capacidade suporte (K) de biomassa emergente, de coeficiente de crescimento intrínseco ( $r_m$ ) e de coeficiente de determinação ( $r^2$ ) nas diferentes culturas de *S. alterniflora* a partir dos valores obtidos no ajuste ao modelo de crescimento logístico de cada réplica dos tratamentos. Letras distintas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

	Cultura	Salinidade (ppm)	K (gMS.m <sup>-2</sup> )	$r_m$	$r^2$
<i>S. alterniflora</i>	Monocultura	40	-	-	-
		120	614,9 (67,8) a	0,062 (0,008)	0,88 (0,03)
		260	607,0 (114,6) a	0,029 (0,007)	0,95 (0,03)
	Cultura Mista	40	-	-	-
		120	499,9 (80,27) a	0,065 (0,010)	0,84 (0,05)
		260	448,1 (75,1) a	0,036 (0,007)	0,96 (0,01)

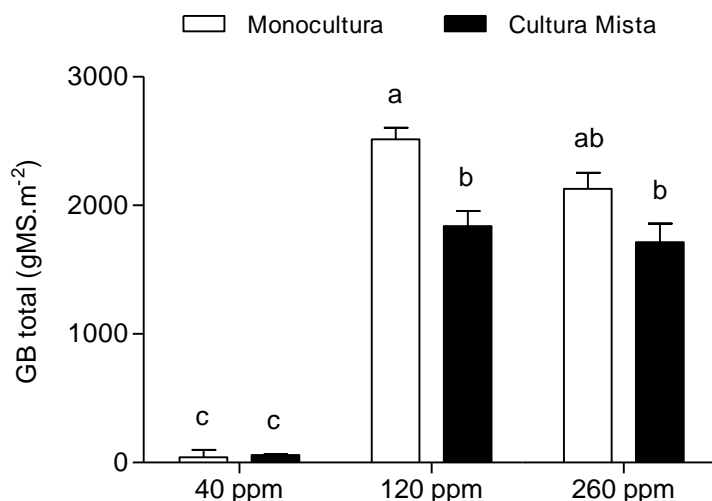
Os valores médios de ganho de biomassa total de *C. americanum* em monocultura foram, respectivamente, 3,10; 3,28 e 5,09 vezes maior do que em cultura mista a 40, 120 e 260 ppm de salinidade. O resultado da Anova fatorial indicou diferenças significativas entre os fatores e interação entre ambos (Cultura – df:1/F:64,82/p<0,01; Salinidade – df:2/F:41,45/p<0,01; Interação – df:2/F:10,83/p<0,01) (Fig. 19).



**Figura 19.** Valores médios e desvio padrão do ganho de biomassa total (GB total) de *C. americanum* em monocultura e cultura mista a 40, 120 e 260 ppm de salinidade do sedimento. Letras distintas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

No tratamento a 120 ppm *C. americanum* atingiu o maior valor médio de biomassa total em monocultura, sendo esta a condição do sedimento mais favorável para o desenvolvimento da espécie. Somente na condição mesohalina houve diferença significativa entre o ganho de biomassa total em monocultura e em cultura mista. O valor médio de ganho de biomassa total em cultura mista a 120 ppm não apresentou diferenças significativas entre os valores dos demais tratamentos e culturas, indicando que o crescimento da espécie foi limitado pela presença de *S. alterniflora* somente na condição de salinidade intermediária (fig. 19).

Os valores médios de ganho de biomassa total de *S. alterniflora* em monocultura foram, respectivamente, 0,71; 1,36 e 1,24 vezes maiores do que em cultura mista a 40, 120 e 260 de salinidade. O resultado da Anova fatorial indicou diferenças significativas entre os fatores e interação entre ambos (Cultura – df:1/F:18,64/ $p < 0,01$ ; Salinidade – df:2/F:260,67/ $p < 0,01$ ; Interação – df:2/F:5,90/ $p < 0,05$ ) (Fig. 20).

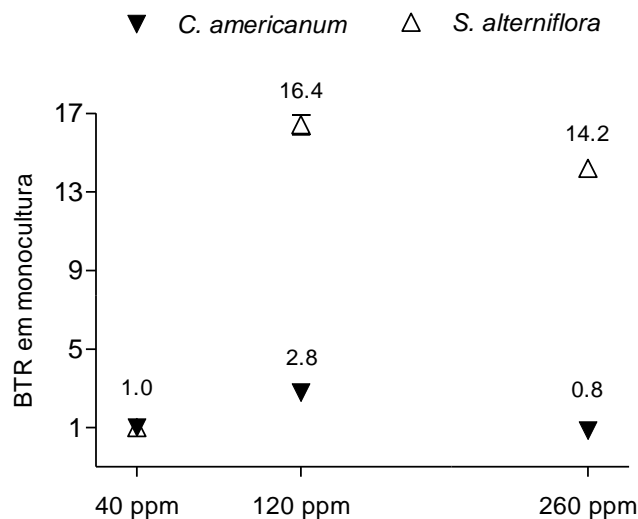


**Figura 20.** Valores médios e desvio padrão do ganho de biomassa total (GB total) de *S. alterniflora* em monocultura e cultura mista a 40, 120 e 260 ppm de salinidade do sedimento. Letras distintas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

Os valores médios de ganho de biomassa total não apresentaram diferenças significativas entre a monocultura e a cultura mista nos extremos de salinidade, porém em salinidade intermediária o ganho de biomassa subterrânea em monocultura foi significativamente maior do que em cultura mista. Esta diferença significativa de biomassa a 120 ppm indica que nesta condição a presença de *C. americanum* limitou o crescimento da fração total de *S. alterniflora*. Além disso, os valores de GB total em monocultura na condição mesohalina e eurihalina não apresentaram diferenças significativas, indicando que ambos os níveis de salinidade são favoráveis para o desenvolvimento da biomassa total da espécie (Fig. 20).

A salinidade do sedimento das unidades experimentais apresentou níveis constantes ao longo do experimento (Apêndice A), mesmo com a evidente excreção de sal por *S. alterniflora*, este elemento possivelmente retornava ao sistema após a rega e senescência das folhas. O conteúdo de nutrientes no sedimento nas unidades experimentais também apresentou níveis relativamente constantes (Apêndices B, C e D) e próximos aos obtidos para o sedimento dos bancos (Tab. 2).

A BTR expressa a variação proporcional de biomassa total conforme a salinidade se eleva em relação à biomassa total obtida na menor salinidade (40 ppm) e expressa a tolerância relativa à salinidade de *C. americanum* e *S. alterniflora* (Fig. 21).

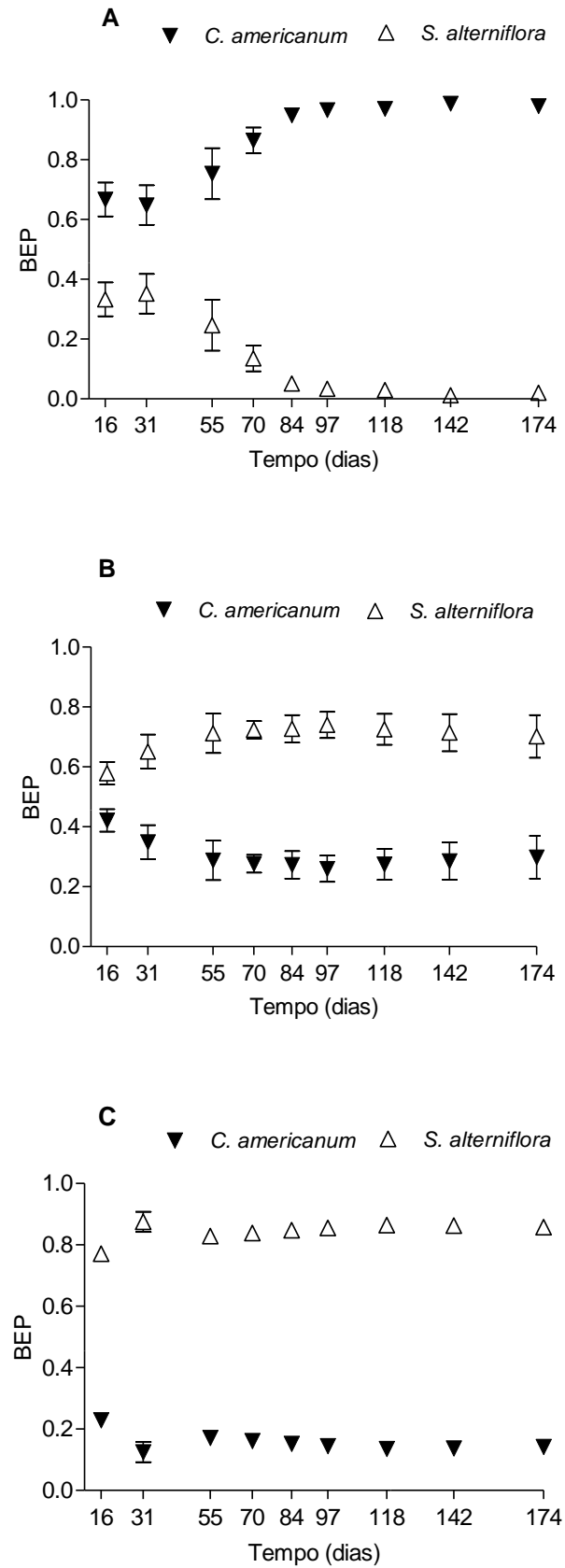


**Figura 21.** Efeito da salinidade na biomassa total relativa (BTR) de *C. americanum* e *S. alterniflora* em monocultura através dos valores médios e desvio padrão da biomassa total relativa em monocultura no experimento nos diferentes níveis de salinidade do sedimento (40, 120 e 260 ppm).

As macrófitas *C. americanum* e *S. alterniflora* apresentaram valores mais elevados de BTR na condição intermediária de salinidade do sedimento (120 ppm), evidenciando mais uma vez que esta foi a condição mais favorável para o desenvolvimento das espécies nas condições experimentais. Nesta condição a biomassa total de *C. americanum* foi cerca de 3 vezes mais elevada em relação ao valor de biomassa total na condição de menor salinidade, já para a biomassa total de *S. alterniflora* a relação foi cerca de 16 vezes mais elevada. Para *C. americanum* a BTR na maior salinidade não diferiu significativamente da BTR em menor nível de salinidade. Enquanto que para *S. alterniflora* os valores de BTR foram significativamente diferentes em cada nível de salinidade (Fig. 21).

Em relação à biomassa proporcional das espécies é possível constatar que, provavelmente devido à interação competitiva entre as espécies, houve uma tendência de aumento de biomassa emergente proporcional (BEP) de *S. alterniflora* e concomitante diminuição da BEP de *C. americanum* em cultura mista no tratamento a 120 ppm de salinidade, com proporções praticamente constantes ao longo do experimento (Fig. 22, B). No tratamento a 260 ppm, apesar de diferenças não significativas entre a biomassa emergente em monocultura e em cultura mista de *C. americanum*, sua biomassa emergente proporcional apresentou o mesmo comportamento, até mesmo em menores proporções, em relação à condição mesohalina (Fig. 22, C). Em salinidade de 120 ppm a proporção de *S. alterniflora* se manteve entre 54 e 87%, já a 260 ppm a proporção da poácea ficou entre 77 e 87%. O

contrário ocorreu no tratamento a 40 ppm de salinidade (Fig. 22, A), no qual a BEP de *C. americanum* aumenta à medida que a BEP de *S. alterniflora* diminui, neste caso, provavelmente devido à intolerância ao baixo nível de salinidade da última espécie. Neste tratamento a proporção de *C. americanum* se manteve entre 64 e 98%.



**Figura 22.** Valores médios e desvio padrão da biomassa emergente proporcional (BEP) de *C. americanum* e *S. alterniflora* em cultura mista nas salinidades de 40 (A), 120 (B) e 260 ppm (C) ao longo do experimento.

## 5 DISCUSSÃO

A competição interespecífica e a salinidade parecem ser os fatores biótico e abiótico, respectivamente, que mais influenciam a distribuição de *C. americanum* e *S. alterniflora* no estuário da bacia do rio Itanhaém. Os resultados do experimento demonstraram que a condição mesohalina do sedimento é a mais favorável para o desenvolvimento de *C. americanum* e de *S. alterniflora*. Além disso, observamos que, ao contrário do que sugerimos inicialmente, a halófita *S. alterniflora* não se desenvolveu sob condição oligohalina do sedimento. E que, também contrariando nossa hipótese, *C. americanum* sobreviveu e cresceu na condição de maior salinidade, mesmo não possuindo mecanismos de excreção de sal como a poácea em estudo.

A análise dos dados de campo evidenciou que a salinidade, a disponibilidade de nutrientes e a declividade da margem são importantes fatores na caracterização dos locais onde ocorrem *C. americanum* e *S. alterniflora* no estuário estudado. Conforme a análise de ordenação aplicada, a presença de *S. alterniflora* foi principalmente relacionada ao maior nível de salinidade do sedimento, enquanto que a presença de *C. americanum* foi inversamente relacionada a essa variável. A disponibilidade de NT, PT e matéria orgânica apresentou os maiores valores no sedimento do banco onde as espécies formam o banco misto. O sedimento do banco monoespecífico de *C. americanum* apresenta maior porcentagem de areia muito fina e a margem apresenta a maior declividade. Assim, a partir da análise dos dados de campo, a salinidade seria o fator limitante à distribuição das espécies na porção inferior do estuário enquanto que as características do canal seriam limitantes na porção superior (Cancian, 2012).

Nas condições experimentais, a biomassa emergente de *S. alterniflora* não se desenvolveu na salinidade de 40 ppm, contrariando estudos que indicam maior crescimento de halófitas conforme a salinidade decresce na ausência de competição (Crain et al., 2004; Touchette & 2006; Engels & Jensen, 2010). Alguns autores sugerem que *S. alterniflora* necessita de relativamente elevadas concentrações de enxofre para seu crescimento (Stribling, 1997; Castillo et al., 2005), elemento o qual compõe aminoácidos, enzimas e membranas e é essencial em altas quantidades ao processo fotossintético de algumas plantas tolerantes à salinidade (Schmidt, 1986). A disponibilidade de sulfato varia positivamente com o gradiente de salinidade no ambiente (Stribling, 1997). Portanto, na condição de 40 ppm a baixa disponibilidade de sulfato pode ter sido um fator limitante ao desenvolvimento da espécie no experimento. Outros fatores também podem ser levantados como a granulometria do

sedimento na condição oligohalina (maior fração A:S). Martin e Coetzee (2014) observaram que as macrófitas aquáticas subterrâneas enraizadas *Lagarosiphon major* e *Myriophyllum spicatum* apresentaram menores taxas de crescimento na areia em comparação à argila, principalmente em baixas concentrações de nutrientes. Para a macrófita aquática emergente *Juncus roemerianus* o sedimento mais arenoso com menor disponibilidade de nutrientes, típico de áreas oligohalinas de estuários, também pode ser uma condição desfavorável para seu desenvolvimento (Touchette, 2006). Além disso, fatores não considerados no experimento, como a variação de nível de água e a temperatura, podem ser importantes para o crescimento vegetal. Desta forma, a ausência de *S. alterniflora* no banco monoespecífico de *C. americanum* (Banco 3/Rio Branco) pode ser justificada pela intolerância da espécie à condição do sedimento dessa área.

*C. americanum* se desenvolveu em elevada salinidade no experimento realizado. Apesar de ausente na área de estudo nesta condição ambiental, a espécie vem sendo relatada como bem tolerante à salinidade (Meerow et al., 2003). Em um estuário no litoral norte de São Paulo é a espécie de planta aquática mais abundante próximo à foz (Ribeiro et al., 2011). Os resultados experimentais mostraram que o valor de capacidade de suporte de biomassa emergente e os valores de ganho de biomassa subterrânea e de ganho de biomassa total em cultura mista de *C. americanum* não apresentaram diferenças significativas em relação aos valores em monocultura, mostrando que seu desenvolvimento na condição eurihalina não foi limitado por *S. alterniflora*. Quando em cultura mista, a proporção de *S. alterniflora* foi muito elevada (77 a 87%) em relação à de *C. americanum* (13 a 23%). A redução da biomassa proporcional de uma espécie em relação à outra pode indicar uma tendência à competição assimétrica (Henry-Silva; Camargo, 2005). Assim, mesmo sem diferenças significativas entre a biomassa nas culturas, podemos sugerir que a interação competitiva pode ocorrer a longo prazo e somada a outros fatores ambientais pode ter levado à exclusão competitiva da amarilidácea no ambiente eurihalino do estuário do rio Itanhaém.

Experimentalmente a condição mesohalina do sedimento, referente ao sedimento do banco misto, se mostrou a mais favorável dentre os demais para o desenvolvimento das espécies, uma vez que, ambas atingiram elevados valores de capacidade de suporte em monocultura. O mesmo foi relatado em estudo desenvolvido por Guo e Pennings (2012), em que também em condições experimentais, as halófitas *S. alterniflora* e *Batis maritima* apresentaram maior biomassa quando em monocultura em condições salobras. Contudo, foi neste nível de salinidade que encontramos valores de ganho de biomassa subterrânea e de ganho de biomassa total de *C. americanum* e *S. alterniflora* significativamente diferentes



entre as culturas. Já para a biomassa emergente, enquanto o valor de capacidade de suporte em cultura mista atingido por *S. alterniflora* não diferiu daquele obtido em monocultura, o valor para *C. americanum* diferiu significativamente entre as culturas, com valor médio em monocultura mais elevado. Portanto, a 120 ppm de salinidade ocorre competição interespecífica entre a biomassa subterrânea e competição assimétrica entre a biomassa emergente. Esta última devido a biomassa emergente de *S. alterniflora* afetar o desenvolvimento da biomassa emergente de *C. americanum*, mas o inverso não ocorrer. Segundo Grime (1977) em ambientes de alta produtividade, a competição de parte emergente é fortemente influenciada por competição de parte subterrânea já existente, uma vez que o desenvolvimento da fração emergente é dependente de uma efetiva assimilação de nutrientes pelas raízes. Desta maneira, na condição mesohalina onde observamos uma limitação de biomassa emergente de *S. alterniflora* sobre *C. americanum* também foi detectada a competição de biomassa subterrânea, indicando que a competição de biomassa emergente não é independente da competição de biomassa subterrânea (Wang et al., 2008).

Considerando a coexistência entre as espécies no banco misto (Banco 2/Rio Itanhaém), o fato de *C. americanum* ocupar a porção mais interna e *S. alterniflora* a porção mais externa em relação à margem pode ser sugerido como uma estratégia para evitar a competição entre as espécies, uma vez que experimentalmente nesta condição, as macrófitas limitaram uma à outra a fração subterrânea e *S. alterniflora* apresentou maior habilidade em relação à competição de biomassa emergente. Tal estratégia foi observada por Bonocchi (2006) ao constatar que quando em bancos mistos os períodos menos e mais favoráveis para o desenvolvimento destas espécies são distintos, em contraste com os períodos coincidentes nos bancos monoespecíficos. Ribeiro *et al.* (2011) relataram que a presença de espécies vizinhas pode deslocar *C. americanum* de suas profundidades ótimas. *C. americanum* pode estar ocupando a porção mais rasa do banco, uma vez que possivelmente apresenta preferência por ambientes mais planos e rasos, porém, também pode se estabelecer em ambientes com valores mais elevados de profundidade, como em alguns pontos de seu banco monoespecífico (Banco 3). O fato de *S. alterniflora* estar ocupando, no geral, áreas de menor profundidade em relação à *C. americanum* pode não estar relacionado à intolerância da primeira à inundação. A profundidade máxima observada de ocorrência da planta não afirma a profundidade máxima tolerada pela espécie. Howes *et al.* (1986) não encontraram relação entre o nível de água e o crescimento da espécie. A ausência de *S. alterniflora* em maiores profundidades pode estar dependente de outros fatores ambientais como, por exemplo, maior velocidade de corrente devido à proximidade ao centro do curso d'água.

Além do já considerado, levantamos outra observação que pode ter relativa importância para a coexistência das espécies no ambiente mesohalino. Apesar da considerada ausência de variação sazonal das condições climáticas na região, o inverno é o período de menor pluviosidade enquanto o verão o de maior. Assim, no verão pode haver uma maior dissolução do teor de sais na água do estuário devido ao maior aporte de água no ecossistema, ocorrendo o oposto no inverno. Desta maneira, a competição interespecífica pode não alcançar intensidades suficientes que levem à exclusão competitiva de *C. americanum* em relação a *S. alterniflora* no banco misto, pois ora a condição favorecerá uma espécie e ora outra, permitindo a coexistência de ambas; principalmente considerando que as macrófitas compartilham de fato o mesmo ambiente em somente uma estreita faixa no centro do banco e no restante deste estão separadas espacialmente. Porém, para analisar esta questão seria necessário um monitoramento sazonal das características climáticas, do sedimento e da água e também da dinâmica temporal das duas espécies em coexistência nesta área específica.

Analisando os valores de biomassa total relativa de *C. americanum* e *S. alterniflora* em monocultura em cada nível de salinidade pode-se ter uma representação da tolerância de ambas à salinidade. Assim, nas condições experimentais, *S. alterniflora* mostrou-se tolerante às condições de intermediária e elevada salinidade, com baixa tolerância à condição oligohalina, enquanto *C. americanum* apresentou maior tolerância à condição intermediária, seguida pelas condições extremas. A elevada BTR de ambas as espécies a 120 ppm é mais um indicativo de que esta foi a condição experimental mais favorável para o desenvolvimento das macrófitas.

## 6 CONCLUSÃO

Diante de todo o exposto, nossa hipótese foi refutada. Sugerimos inicialmente que *S. alterniflora*, além de tolerar maior nível de salinidade, também seria capaz de se desenvolver em condições de baixa salinidade, mas não se estabeleceria no ambiente oligohalino ocupado por *C. americanum* na região de estudo devido ao efeito da competição interespecífica. Contudo, com os resultados obtidos observamos que as duas espécies são capazes de se desenvolver em maior salinidade, porém *S. alterniflora* apresentou maior biomassa emergente proporcional nessa condição em relação à amarilidácea. Quanto a não ocorrência de *S. alterniflora* no rio Branco verificamos que esta é devido à intolerância da espécie à condição oligohalina e não devido ao efeito da competição. A coexistência das espécies na porção

intermediária do estuário pode ocorrer devido à mecanismos que evitem a exclusão competitiva. Ainda em relação à interação competitiva o que podemos sugerir é que, apesar de diferenças não significativas da biomassa de *C. americanum* entre a monocultura e a cultura mista no tratamento experimental de elevada salinidade, em longo prazo este fator biótico pode ser um dos responsáveis pela ausência de *C. americanum* no banco mais próximo à foz do estuário.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas atuais condições ambientais do estuário da bacia do rio Itanhaém as duas espécies estudadas podem ser utilizadas como bioindicadoras de salinização com *S. alterniflora* presente em ambientes eurihalinos e *C. americanum* em ambiente oligohalinos (Bonocchi, 2006). Porém, a poluição e as mudanças de uso e cobertura do solo têm alterado as condições ambientais e provocado impactos diretos na produtividade, composição de espécies e diversidade dos ecossistemas (Tilman & Lehman, 2001).

A eutrofização dos ambientes aquáticos, já observada em alguns afluentes à jusante do rio Itanhaém, decorrente do avanço da ocupação humana pode elevar a quantidade de nutrientes em outros pontos do estuário atuando sobre o metabolismo e desenvolvimento dos seres vivos, sendo também um fator de seleção de espécies (Levine et al., 1998; Begon *et al.*, 2006). Por exemplo, o aumento da disponibilidade de nutrientes, em especial nitrogênio, provoca em halófitas a inibição da toxicidade do enxofre presente em sedimentos salinos (Bradley & Morris, 1990). Já se sabe, para o estuário em estudo, que a eutrofização aumenta a biomassa de *S. alterniflora* (Biudes & Camargo, 2006).

As mudanças climáticas, promovendo o aumento do nível do mar e maior intrusão salina na bacia, poderão ser responsáveis por alterar processos fisiológicos e ecológicos, a distribuição geográfica e as taxas de crescimento dos organismos, os quais, por sua vez, modificam a composição de espécies das comunidades e as próprias interações biológicas, rompendo interações já estabelecidas e possibilitando novas interações (Chapin et al., 2000).

Além do já exposto, um projeto de captação de água próximo à nascente do rio Branco, obra que já se encontra em fase de finalização, reduzirá o volume de água à montante podendo provocar um aumento de salinidade nos rios (Bonocchi, 2006), uma vez que a contínua entrada de água doce na bacia mantém o gradiente de salinidade ao longo de estuários (Wortmann et al., 1998).

Portanto, as alterações nas características ambientais podem provocar modificações nas interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas (Van et al., 1999; Benassi & Camargo, 2000; Henry-Silva & Camargo, 2005). As interações bióticas determinam as características de ecossistemas, modificando a abundância de espécies e suas respostas fisiológicas e morfológicas e, ainda, promovendo interações secundárias e alterando as próprias condições e funcionamento do ambiente e da comunidade (Chapin et al., 2000). Desta forma, compreender as interações entre as plantas aquáticas e a estrutura dessas comunidades vegetais é importante para entender como os ecossistemas aquáticos irão responder às mudanças ambientais.

## LITERATURA CITADA

- ALLEN, S. E.; GRIMSHAW, H. M.; PARKINSON, J. A.; QUARMBY, C. 1974. **Chemical Analysis of Ecological Materials**. Blackwell, Oxford. 565p.
- AYRES, M.; AYRES JR, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.S. 2007. **Bioestat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá.
- BALDWIN, A.H.; MENDELSSOHN, I.H. 1998. Effects of salinity and water level on coastal marshes an experimental test of disturbance as a catalyst for a vegetation change. **Aquatic Botany**, v.61, p.255-268.
- BARBOUR, M.G. 1978. The effect of competition and salinity at growth of a salt marsh species. **Oecologia**, v.37, p.93-99.
- BARKO, J.W.; SMART, R.M. 1978. The growth and biomass distribution of the two emergent freshwater plants, *Cyperus esculentus* and *Scirpus validus*, on different sediments. **Aquatic Botany**, v. 5, p. 109-117.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R; HARPER, J.L. 2006. **Ecology: from individuals to ecosystems**. Blackwell Publishing.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. 1996. **Ecology individuals populations and communities**. Blackwell Scientific Publications, Boston, 876 p.
- BENASSI, R. F.; CAMARGO, A. F. M. 2000. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* D. S. Michell. **Revista Iniciação Científica**, v. 1, p. 59-66.
- BERTNESS, M.D. 1991. Zonation of *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* in a New England salt marsh. **Ecology**, v.72, n.1, p.138-148.
- BERTNESS, M.D.; GOUGH, L.; SHUMWAY, S.W. 1992. Salt tolerances and the distribution of fugitive salt marsh plants. **Ecology**, v.73, n.5, p.1842-1851.
- BIANCHINI JUNIOR, I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.; BINI, L.M. (Eds) **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Nupélia - Maringá (SC). Eduem, Maringá, 85-126.
- BIUDES, J.F.V.; CAMARGO, A.F.M. 2006. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 3, p. 781-789.
- BLINDOW, I.; J. DIETRICH, N.; MÖLLMANN, E.; H. SCHLBERT. 2003. Growth, photosynthesis and fertility of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. **Aquatic Botany**, v.74, p. 213-234.
- BRADLEY, P.M.; MORRIS, J.T. 1990. Influence of oxygen and sulfide concentration on nitrogen uptake kinetics in *Spartina alterniflora*. **Ecology**, v.71, n.1, p. 282-287.
- BOCKELMANN, A.C.; BAKKER, J.P.; NEUHAUS, R.; LAGE, J. 2002. The relation between vegetation zonation, elevation and inundation frequency in a Wadden Sea salt marsh. **Aquatic Botany**, v.73, p.211-221.
- BONOCCHI, K. S. L. 2006. **Dinâmica populacional das macrófitas aquáticas emersas *Spartina alterniflora*, *Crinum procerum* e *Scirpus californicus*, na Bacia do rio Itanhaém, SP**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

- BORNETTE, G.; PUJALON, S. 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. **Aquatic Science**, v. 74, p. 1-14.
- CAMARGO, A.F.M.; FLORENTINO, E.R. 1999. Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophytes *Nymphaea rudgeana* C.F. Mey in a lotic environment of the Itanhaem River Basin (SP, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.1, p. 83-92.
- CAMARGO A.F.M.; PEREIRA, L.A.; PEREIRA, A.M.M. 2002. Ecologia da bacia hidrográfica do rio Itanhaém. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO A.F.M. (Eds). **Conceitos de Bacias Hidrográficas**. Ilhéus, Bahia: Editus, 293 p.
- CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M. & HENRY-SILVA, G.G. 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá, Paraná: Ed. EDUEM, 294 p.
- CANCIAN, L.F. 2012. **Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- CASTILLO, J.M., RUBIO-CASAL, A.E., REDONDO, S. IVAREZ-LOPEZ, A.A., LUQUE, T., LUQUE, C., NIEVA, F.J., CASTELLANOS, E.M., FIGUEROA, M.E. 2005. Short-term responses to salinity of an invasive cordgrass. **Biological Invasions**, v. 7, p. 29-35.
- CHAPIN, F.S.; ZAVALETA, E.S.; EVINER, V.T., NAYLOR, R.L.; VITOUSEK; P.M.; REYNOLDS; H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALAI, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C.; DÍAZ; S. 2000. Consequences of change biodiversity. **Nature**, v.405, p. 234-42.
- COSTA, M.L.R.; HENRY, R. 2010. Phosphorus, nitrogen, and carbono content of macrophytes in lakes lateral to a tropical river (Parapanema River, São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v.22, n.2, p.122-132.
- CRAIN, C.M.; SILLIMAN, B.R.; BERTNESS, S.L.; BERTNESS, M.D. 2004. Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients. **Ecology**, v.85, n.9, p.2539-2549.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. 2014. **Banco de dados climáticos do Brasil: município de Itanhaém (SP)**. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados/balanco.php?UF=&COD=343>>. Acesso em: 19 agosto 2014.
- ENGELS. J.G., JENSEN, K. 2010. Role of biotic interactions and physical factors in determining the distribution of marsh species along an estuarine salinity gradient. **Oikos** v. 119, p. 679-685.
- ESTEVES, B.S.; SUZUKI, M.S. 2008. Efeito da salinidade sobre as plantas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n.4, p.662-679.
- FRENCH, T. D.; CHAMBERS, E.P.A. 1996. Habitat partitioning in riverine macrophytes communities. **Freshwater Biology**, v. 36, p. 509-520.
- GRAPHPAD SOFTWARE. 2007. **Prism** (data analysis software system), version 5. Software e Guia do Usuário. Disponível em <<http://www.graphpad.com/welcome.htm>>.
- GREENWOOD, M. E.; MACFARLANE, G.R. 2009. Effects of salinity on competitive interactions between two juncus species. **Aquatic Botany**, v. 90, p. 23-29.
- GRIME, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1169-1194.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYNO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2 ed. Blackwell, Oxford.

- GOOGLE EARTH (2014). Disponível em < <https://www.google.com/earth/>>. Acesso em: 27 out. 2014.
- GUO, H.; PENNING, S.C. 2012. Mechanisms mediating plant distributions across estuarine landscapes in a low-latitude tidal estuary. **Ecology**, v. 93, n.1, p. 90-100.
- HELLQUIST, C.E.; BLACK, R.A. 2010. **The influence of intertidal zone and native vegetation on the survival and growth of *Spartina anglica* in Northern Puget Sound, WA, USA.** In: AYRES, D.R.; KERR, D.W.; ERICSON, S.D.; PEGGY, R.O. (Eds.) Proceedings of the Third International Conference on Invasive *Spartina*, San Francisco, CA, Nov. 2004.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. 2005. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v.32, n.3, p.445-452.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. 2000. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. **Naturalia**, São Paulo, v. 25, p. 111-125.
- HOWES, B. L.; DACEY, J.W.H.; GOEHRINGER, D.D. 1986. Factors controlling the growth form of *Spartina alterniflora*: feedbacks between above-ground production, sediment oxidation, nitrogen and salinity. **Journal of Ecology**, v. 74, n. 3, p. 881-898.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2007. Ministério do Planejamento e Orçamento. **Manual técnico de pedologia**, Manuais técnicos em geociências, n.4, 2ª ed. Rio de Janeiro.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 1998. Ministério do Planejamento e Orçamento. **Noções básicas de cartografia**, Rio de Janeiro, 1998.
- ITANHAÉM, Prefeitura Municipal. 2011. **Plano Municipal de Saneamento**. Disponível em: <[http://www.itanhaem.sp.gov.br/consulta\\_plano\\_saneamento/plano\\_municipal\\_saneamento.html](http://www.itanhaem.sp.gov.br/consulta_plano_saneamento/plano_municipal_saneamento.html)>. Acesso em: 17 maio 2012.
- JAMES, C.S.; EATON, J.W.; HARDWICK, K. 1999. Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nuttallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss, **Hydrobiologia**, v. 415, p. 35-4.
- KENKEL, N.C.; MCILRAITH, A.L.; BURCHILL, C.A.; JONES, G. 1991. Competition and the response of three plant species to a salinity gradient. **Canadian Journal of Botany**, v.69, p.2497-2502.
- KREBS, C. J. 1994. **Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance package**. Pearson Addison Wesley, 5th ed., p. 816.
- KOZLOWSKI, T.T. 1997. Responses of woody plants to flooding and salinity. **Tree physiology Monograph**, v. 1, p. 1-29.
- LACOU, P.; FREEDMAN, B. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmetal Reviews**, v. 14, p. 89-136.
- LATHAM, P.; PEARLSTINE, L.G.; KITCHENS, W.M. 1994. Species association across a gradient of freshwater, oligohaline and mesohaline tidal marshes along the lower Savannah River. **Wetlands**, v. 14, n. 3, p.174-183.
- LA PEYRE, M.K.G.; GRACE, J.B.; HAHN, E.; MENDELSSOHN, I.A. 2001. The importance of competition in regulating plant species abundance along a salinity gradient. **Ecology**, v.82, n.1, p.62-69.
- LIPHSCHITZ, N.; WAISEL, Y. 1982. **Adaptation of plants to saline environments: salt excretion and glandular structure** In: SEN, D.N.; RAJPUROHIT, K.S. (Eds.) Contributions to the ecology of halophytes. Tasks for vegetation science, v. 2.
- LEUNG, R. 2005. **Distribuição de macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais em ecossistemas lóticos da Baía do rio Itanhaém**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

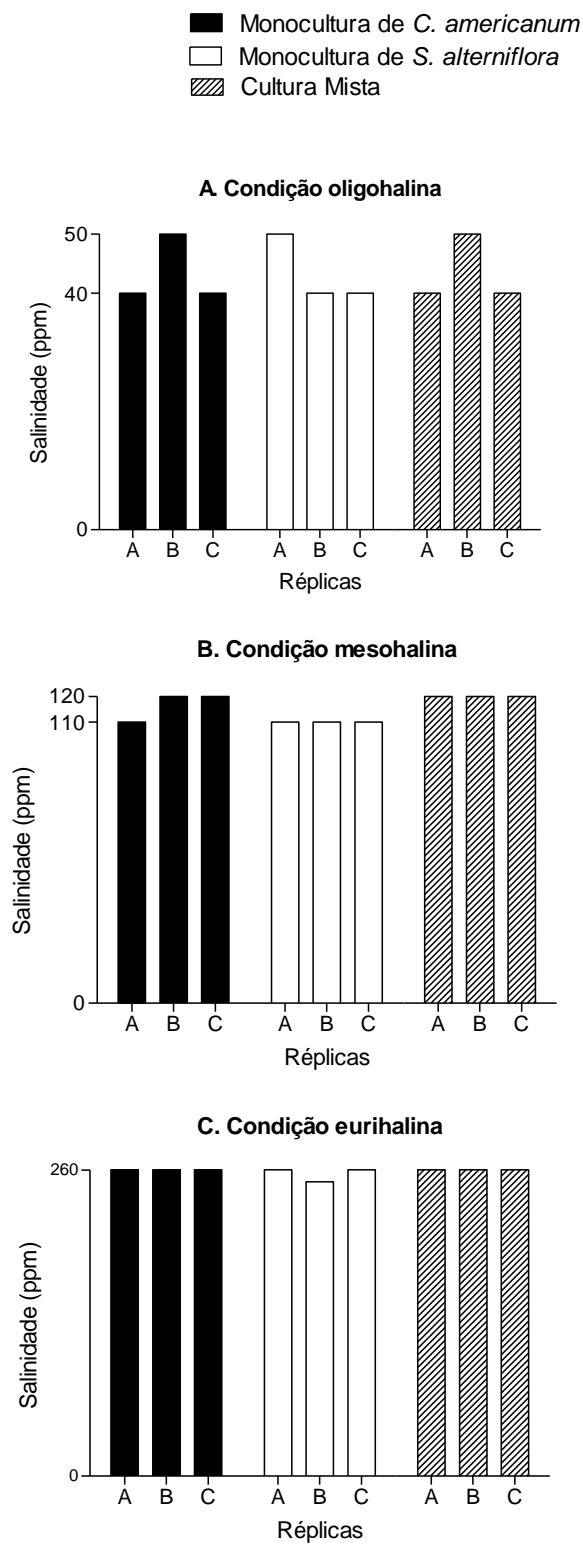
- LEVINE, J.M.; BREWER, J.S.; BERTNESS, M.D. 1998. Nutrients, competition and plant zonation in a New England salt marsh. **Journal of Ecology**, v.86, p.285-292.
- MACKERETH, F. I. F.; HERON, J.; TALLING, J. F. 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. London: Freshwater Biological Association.
- MARTIN, G.D.; COETZEE, J.A. 2014. Competition between two aquatic macrophytes, *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss (Hydrocharitaceae) and *Myriophyllum spicatum* Linnaeus (Haloragaceae) as influenced by substrate sediment and nutrients. **Aquatic Botany**, v. 114, p.1-11.
- MCKEE, K.L.; MENDELSSOHN, I.A. 1989. Response of a freshwater marsh plant community to increased salinity and water level. **Aquatic Botany**, v.34, p.301-316.
- MEEROW, A.W.; LEHMILLER, D.J.; CLAYTON, J.L. 2003. Phylogeny and biogeography of *Crinum* L. (Amaryllidaceae) inferred from nuclear and limited plastid non-coding DNA sequences. **Botanical Journal of Linnean Society**, v.141, p.349-363.
- MORMUL, R.P.; MICHELAN, T.S.; THOMAZ, S.M. 2011. Espécies exóticas e invasoras no Brasil: a grande preocupação com macrófitas aquáticas. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, n. 39, v. 1.
- ODUM, E.P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara.
- PENNINGS, S.C.; CALLAWAY, R.M. 1992. Salt marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. **Ecology**, v.73, n.2, p.681-690.
- POMPÊO, M.L.M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V. 2001. The water level influence on biomass of *Echinochloa polystachya* (Poaceae) in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n.1, p. 19-26.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. **R: A language and environment for statistical computing, reference index version 2.15.3**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL < <http://www.R-project.org>.>
- RIBEIRO, J.P.N.; MATSUMOTO, R. S.; TAKAO, L.K.; PERET, A.C.; LIMA, M.I.S. 2011. Spatial distribution of *Crinum americanum* in the tropical blind estuary: hydrologic, edaphic and biotic drivers. **Environmental and Experimental Botany**, v.71, p.287-291.
- SCHMIDT, A. 1986. Regulation of sulfur metabolism in plants. **Progress in Botany**, v. 48, p. 133-150.
- SCREMIN-DIAS, E; POTT, J.V.; HORA R.C. & SOUZA, P.R. 1999. **Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Ed. UFMS. 160 p.
- SGARBI, L.F.; BERGAMINI, L.L.; BELO, R.M.; CARVALHO, A.E. 2011. Gradiente de salinidade como determinante da variação na riqueza e composição de espécies vegetais em um estuário. **Prática da Pesquisa em ecologia da mata atlântica**, Curso de pós-graduação em Ecologia, Universidade de São Paulo. Disponível em <<http://ecologia.ib.usp.br/curso/2011/pdf/PO4-G3.pdf>> Acesso em: 19 mar. 2013.
- SILVESTRI, S.; DEFINA, A.; MARANI, M. 2005. Tidal regime, salinity and salt marsh plant zonation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.62, p.119-130.
- STATSOFT. 2005. **STATISTICA for Windows: computer program manual**. Version 7.1.
- STRIBLING, J.M. 1997. The relative importance of sulfate availability in the growth of *Spartina alterniflora* and *Spartina cynosuroides*. **Aquatic Botany**, v. 56, p. 131-143.
- SUGUIO, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: EDUSP, 317 p.
- THOMAZ, S.M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v.20.
- THOMAZ, S.M.; ESTEVES, F.A. 2011. **Comunidade de macrófitas aquáticas**. In: ESTEVES, F. A. (Ed.) **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência – FINEP.



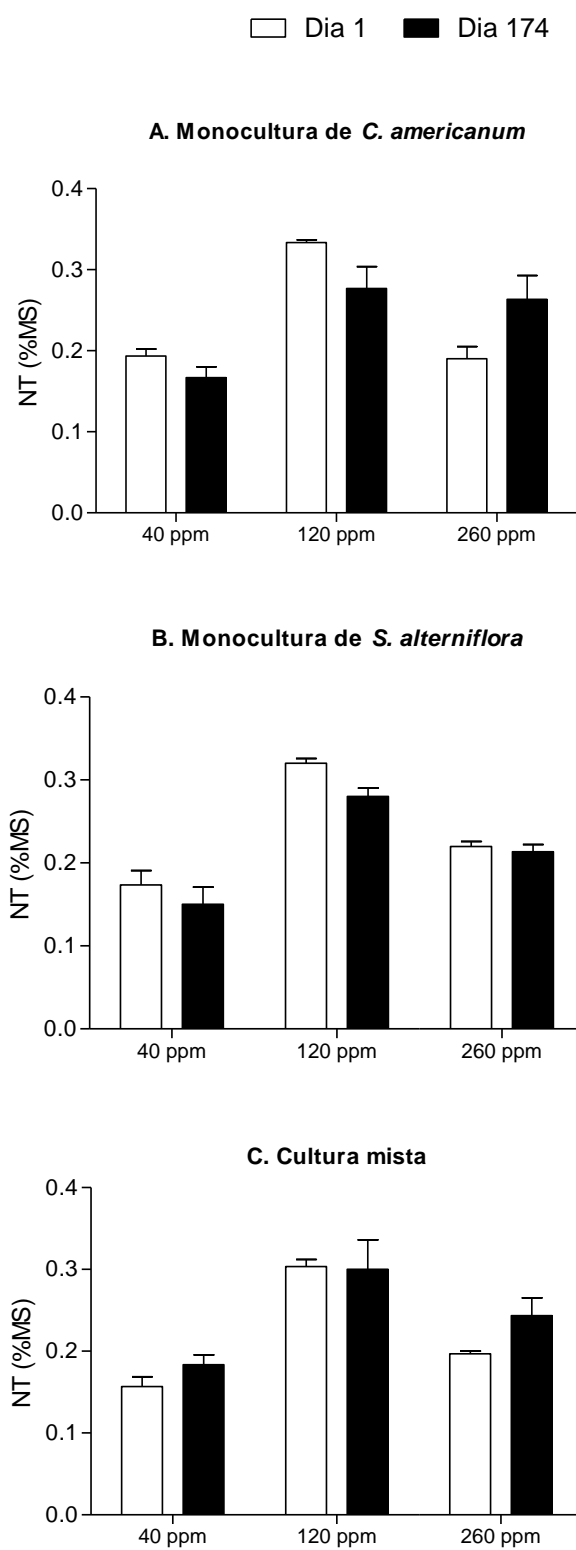
- TILMAN, D.; LEHMAN, C. 2001. Human-caused environmental change: Impacts on plant diversity and evolution. **PNAS**, v.98, n.10, p. 5433-50.
- TONIZZA-PEREIRA, M.C. 2002. **Distribuição e abundância de macrófitas aquáticas em relação a características limnológicas da água e do sedimento em cinco áreas na bacia do rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- TOUCHETTE, B.W. 2006. Salt tolerance in a *Juncus roemerianus* brackish marsh: Spatial variations in plant water relations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 337, p. 1–12.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. 2008. **Limnologia**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos.
- UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS. 2014. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <[http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima\\_muni\\_255.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_255.html)>. Acesso em: 19 agosto 2014.
- VAN, T.K.; WHEELER, G.S.; CENTER, T.D. 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. **Aquatic Botany**, v. 62, p. 225-233.
- ZANINE, A.M.; SANTOS, E.M. 2004. Competição entre espécies de plantas – uma revisão. **Revista da FZVA**, v.11, n.1, p.10-30.
- ZHU; G.; GAO, Y.; ZHY, L. 2013. Delimiting the coastal geographic background to predict potential distribution of *Spartina alterniflora*. **Hydrobiologia**, v. 717, p. 177-187.
- WANG QING; AN SHU-QING; MA ZHI-JUN; ZHAO BIN; CHEN JIA-KUAN; LI BO. 2006. Invasive *Spartina alterniflora*: biology, ecology and management. **Acta Phytotaxonomica Sinica**, v. 44, n.5, p.559-588.
- WANG, J.; YU, D.; WANG, K. 2008. Growth, biomass allocation, and autofragmentation responses to root and shoot competition in *Myriophyllum spicatum* as a function of sediment nutrient supply. **Aquatic Botany**, v.89, p.357-364.
- WIKIPEDIA. 2014. Localização da Estância Balneária de Itanhaém em São Paulo. Disponível em <<http://pt.wikipedia.org/wiki/Itanha%C3%A9m>>. Acesso em: 27 out. 2014.
- WORTMANN, J.; HEARNE, J.W.; ADAMS, J.B. 1998. Evaluating the effects of freshwater inflow on the distribution of estuarine macrophytes. **Ecological Modelling**, v.106, p. 213–232.

## APÊNDICES

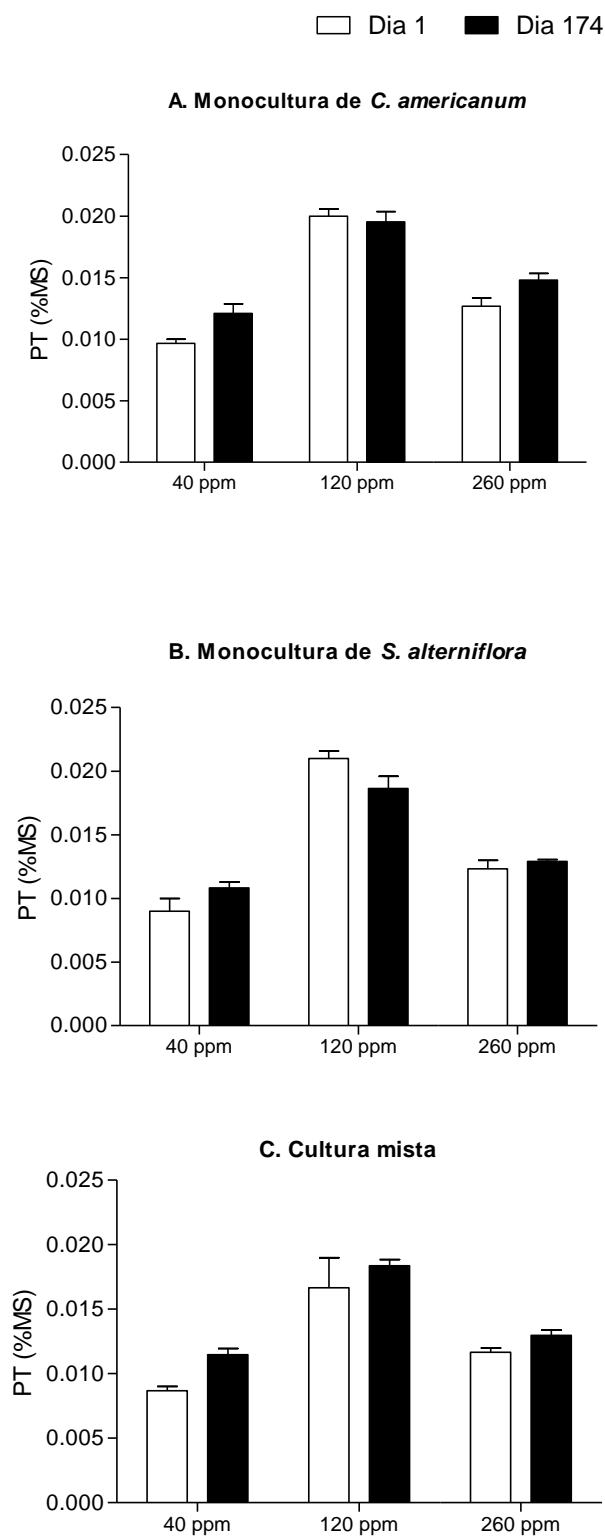
**1 APÊNDICE A.** Valores de salinidade do sedimento em cada réplica dos tratamentos em condição oligohalina (A), mesohalina (B) e eurihalina (C) em monocultura de *C. americanum*, monocultura de *S. alterniflora* e em cultura mista.



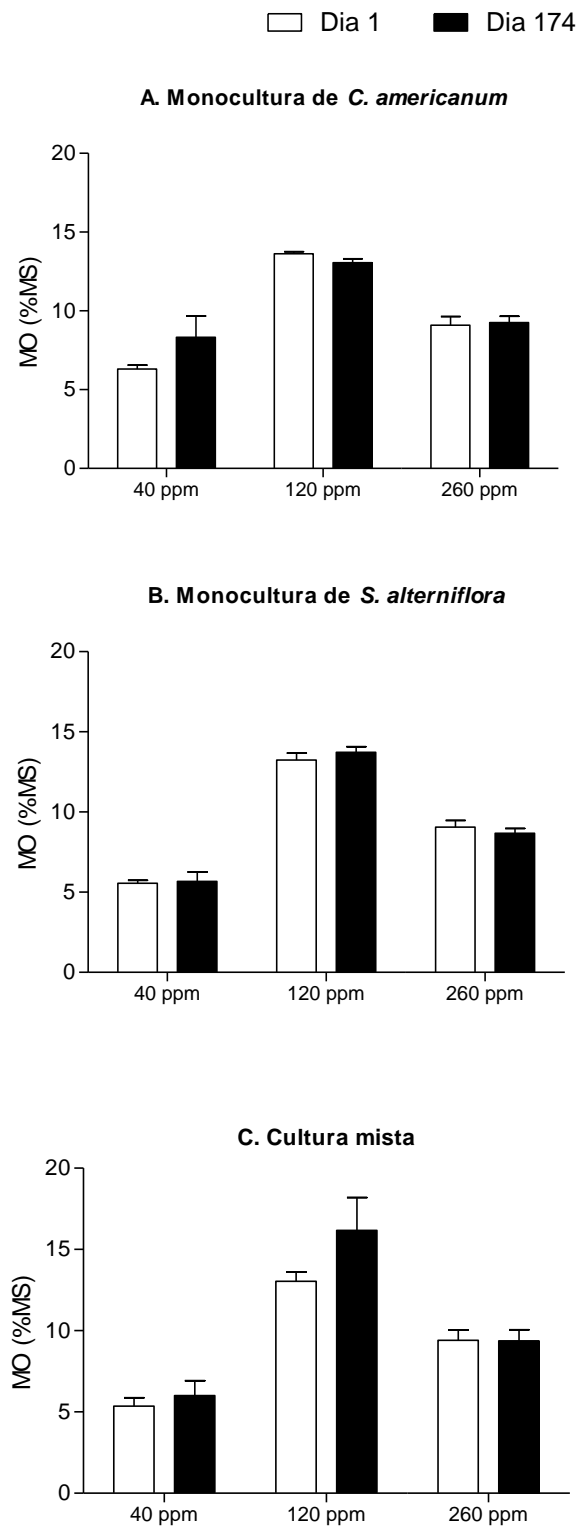
**2 APÊNDICE B.** Valores médios e desvio padrão do conteúdo de nitrogênio total (NT) no sedimento das unidades experimentais em 40, 120 e 260 ppm de salinidade na monocultura de *C. americanum* (A), monocultura de *S. alterniflora* (B) e em cultura mista (C) ao início (Dia 1) e ao final (Dia 174) do experimento.



**3 APÊNDICE C.** Valores médios e desvio padrão do conteúdo de fósforo total (PT) no sedimento das unidades experimentais em 40, 120 e 260 ppm de salinidade na monocultura de *C. americanum* (A), monocultura de *S. alterniflora* (B) e em cultura mista (C) ao início (Dia 1) e ao final (Dia 174) do experimento.



**4 APÊNDICE D.** Valores médios e desvio padrão do conteúdo de matéria orgânica (MO) no sedimento das unidades experimentais em 40, 120 e 260 ppm de salinidade na monocultura de *C. americanum* (A), monocultura de *S. alterniflora* (B) e em cultura mista (C) ao início (Dia 1) e ao final (Dia 174) do experimento.



**5 APÊNDICE E.** Distribuição das unidades experimentais em casa de vegetação do Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista câmpus de Rio Claro. Imagem do 16º dia de experimento.



**6 APÊNDICE F.** Distribuição das unidades experimentais em casa de vegetação do Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista câmpus de Rio Claro. Imagem do 174º dia de experimento.



**7 APÊNDICE G.** Excreção de sais pela folha da poácea *Spartina alterniflora*.



**8 APÊNDICE H.** Amostras da biomassa subterrânea final de *C. americanum* referentes a uma unidade experimental em monocultura a 40 ppm (A), 120 ppm (B) e 260 ppm (C) de salinidade do sedimento. (Bandeja: 41 cm x 37 cm x 7cm).



**9 APÊNDICE I.** Amostras da biomassa subterrânea final de *C. americanum* (canto superior direito) e *S. alterniflora* (canto inferior esquerdo) referentes a uma unidade experimental em cultura mista a 40 ppm (A), 120 ppm (B) e 260 ppm (C) de salinidade do sedimento. (Bandeja: 41 cm x 37 cm x 7cm).



**10 APÊNDICE J.** Amostras da biomassa subterrânea final de *S. alterniflora* referentes a uma unidade experimental em cultura mista a 40 ppm (A), 120 ppm (B) e 260 ppm (C) de salinidade do sedimento. (Bandeja: 41 cm x 37 cm x 7cm).

