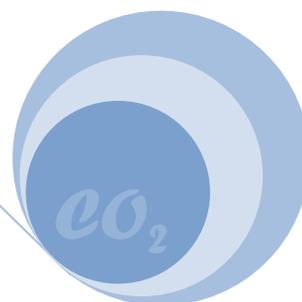
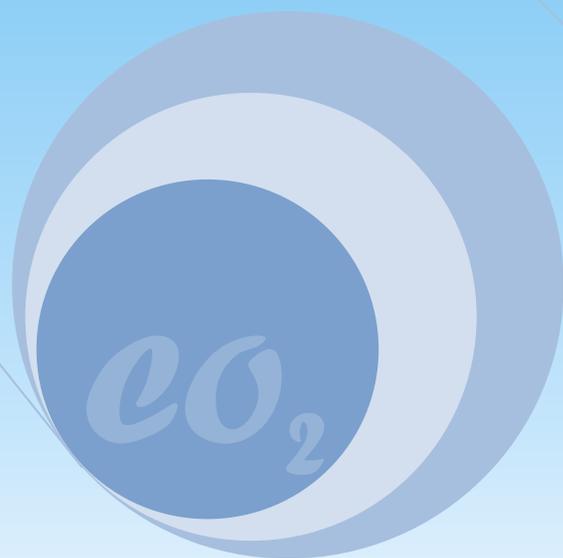


UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
CONSERVAÇÃO



*O sequestro de carbono por rametes de  
*Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) no  
contexto de adaptação e mitigação das  
mudanças climáticas*

MAYCON GRANADOS BELARMINO



**O sequestro de carbono por rametes de *Typha domingensis* Pers.  
(Typhaceae) no contexto de adaptação e mitigação das mudanças  
climáticas**

**Maycon Granados Belarmino**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador: Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Co-orientador: Dr. Flávio Machado da Silva

**Macaé**

**Abril de 2013**

Belarmino, Maycon Granados

O sequestro de carbono por rametes *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae) no contexto de adaptação e mitigação das mudanças climáticas/ Maycon Granados Belarmino. – Rio de Janeiro: UFRJ/ NUPEM, 2013.

xv, 74f.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Co-orientador: Dr. Flávio Silva Machado

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ NUPEM/ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2013.

Referências Bibliográficas: f. 65-74.

1. Sequestro de carbono. 2. *Typha domingensis* Pers. 3. Adaptação às mudanças climáticas. 4. Mitigação das mudanças climáticas. 5. Mecanismos de desenvolvimento limpo. I. Barros, Marcos Paulo Figueiredo de. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Núcleo de Pesquisas e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação. III. Título

O SEQUESTRO DE CARBONO POR RAMETES DE *TYPHA DOMINGENSIS* PERS. (TYPHACEAE) NO  
CONTEXTO DE ADAPTAÇÃO E MITIGAÇÃO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Maycon Granados Belarmino

Orientador: Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros  
Co-orientador: Dr. Flávio Machado da Silva

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Núcleo de Pesquisas Ecológicas e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

---

Presidente, Professor Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

---

Professor Dr. Francisco de Assis Esteves

---

Professor Dr. Fábio Rubio Scarano

Macaé  
Abril de 2013

*À minha querida mãe por tudo que sou.  
(in memoriam)*

## AGRADECIMENTOS

*Ao professor Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros, pela orientação, pela competência, pela amizade e pela confiança dedicada a mim desde o nosso reencontro quando eu o procurei em sua sala pedindo orientação no mestrado.*

*Ao professor Dr. Flávio da Silva Machado, pela co-orientação, pelas valiosas sugestões no desenvolvimento deste projeto de pesquisa e pela nossa amizade.*

*À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), por financiar esta dissertação, através da concessão de bolsa de estudo.*

*Ao professor Dr. Rodrigo Lemes e a Dr. Thais Laque pelas correções e valiosas sugestões durante a qualificação.*

*Ao professor Dr. Felipe Vasconcellos, pela paciência e pelas valiosas sugestões para o texto da dissertação durante a pré-banca.*

*Aos Professores Dr. Francisco de Assis Esteves e Dr. Fábio Rubio Scarano pela participação e sugestões concedidas na banca de defesa da dissertação.*

*A Nathália Erasmi por ter tido a ideia e ter oportunizado o vínculo que me possibilitou conhecer o professor Dr. Flávio da Silva Machado, meu co-orientador.*

*Ao meu amigo Fabrício de Almeida, pela amizade, por ter me apresentado o Dr. Flávio da Silva Machado e por ter dado valiosas sugestões para esta dissertação.*

*Ao amigo e técnico de campo, João Marcelo pela imprescindível ajuda durante o trabalho de campo, e pelos bons momentos de descontração.*

*A amiga Aliny, pela valiosa ajuda durante o trabalho de campo e pela sua alegria que a todos contagia.*

*A Izabela Silva dos Santos, pela amizade, pela grande ajuda nas análises de laboratório e pela revisão da dissertação e do resumo.*

*Ao coordenador do PPGCiAC Professor Dr. Pablo Rodrigues Gonçalves e ao secretário da pós-graduação Alexandre por toda ajuda nas questões burocráticas que envolvem o mestrado.*

*Aos amigos Rodrigo Félix, Maria Silvina e Guilherme Alfenas, pela valiosa ajuda e pelos inúmeros momentos alegres durante o trabalho de campo.*

*Aos amigos e colegas do Laboratório de Ecologia Aquática da UFRJ-Macaé em especial a Daniele Rossi, Mariana Huguet, Paula Portilho e Bruno Soares.*

*Aos amigos e colegas do laboratório de Limnologia da UFRJ em especial a Daniela, Daniel e Juliana.*

*A toda minha família em especial a meu pai Manoel, pelo amor e pelo exemplo de caráter e honestidade.*

*A minha mãe que mesmo não estando mais entre nós, sempre foi a maior incentivadora de minha educação e também por ser um exemplo de mulher, de força e de luta. Gostaria que estivesse aqui para compartilhar esse momento. Faltou pouco, mas onde quer que esteja saiba que este trabalho também é seu.*

*Ao meu companheiro e amigo Fábio Ornellas, por sempre estar ao meu lado, me apoiando e me dando a força necessária.*

*Aos meus filhos de quatro patas Pólo e Pipo, por nunca me abandonarem e por estarem sempre ao meu lado me transmitindo paz e alegria enquanto eu escrevia!*

*A todos que colaboraram para a finalização deste trabalho.*

*Sobretudo a Deus ...*

## CITAÇÕES

*“Há um tempo em que é preciso abandonar as roupas usadas, que já tem a forma do nosso corpo, e esquecer os nossos caminhos, que nos levam sempre aos mesmos lugares. É o tempo da travessia: e, se não ousarmos fazê-la, teremos ficado, para sempre, à margem de nós mesmos.”*

*(Fernando Pessoa)*

*Poética*

*“De manhã escureço  
De dia tardeo  
De tarde anoiteço  
De noite ardo.*

*A oeste a morte  
Contra quem vivo  
Do sul cativo  
O este é meu norte.*

*Outros que contem  
Passo por passo:  
Eu morro ontem*

*Nasço amanhã  
Ando onde há espaço:  
— Meu tempo é quando.”*

*(Vinicius de Moraes)*

*“A felicidade aparece para aqueles que choram·  
Para aqueles que se machucam·  
Para aqueles que buscam e tentam sempre.”*  
*(Clarice Lispector)*

*“Tenho em mim todos os sonhos do mundo.”*  
*(Fernando Pessoa)*

## RESUMO

O SEQUESTRO DE CARBONO POR RAMETES DE *TYPHA DOMINGENSIS* PERS. (TYPHACEAE) NO CONTEXTO DE ADAPTAÇÃO E MITIGAÇÃO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Maycon Granados Belarmino

Orientador: Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Co-orientador: Dr. Flávio Machado da Silva

Resumo da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Núcleo de Pesquisas Ecológicas e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

O sequestro de carbono vem sendo apontado como uma das melhores soluções para diminuir a emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera. Existem muitos estudos sobre o sequestro de carbono por espécies vegetais florestais, porém são quase inexistentes estudos que investiguem o papel da vegetação dos ambientes aquáticos neste processo. O objetivo principal deste trabalho é quantificar o sequestro de carbono promovido por *Typha domingensis* Pers. com a finalidade de obtenção de dados que possam embasar o uso desta espécie de planta aquática como modelo para projetos de adaptação e mitigação das mudanças climáticas. Inicialmente, na lagoa Jurubatiba (Macaé, RJ), 30 rametes de *T. domingensis* tiveram o seu crescimento acompanhado. Durante esta fase do projeto, foram determinadas as taxa de crescimento absoluto (TCA) e a taxa de sequestro de carbono (TSC) dos mesmos. Dos rametes utilizados no estudo, 15 foram cortados no nível da água e comparados com os outros 15 (não cortados) para verificar se o corte dos rametes afetaria a TCA e a TSC. Os dados aqui apresentados mostram que para aumentar o sequestro de carbono do ambiente, o corte dos rametes de *T. domingensis* não deve ser realizado em plantas com altura inferior a 1,5 m, pois foi somente a partir desta altura que se observou um aumento na incorporação de carbono. Os dados mostram ainda correlações significativas entre o tempo de amostragem e as TCA e TSC, o que evidencia diferentes estratégias de alocação de recursos durante o desenvolvimento dos rametes de *T. domingensis*. Em uma etapa posterior deste trabalho, foi verificado se o grau de trofia do ambiente interfere no teor de carbono e no peso de carbono dos rametes de *T. domingensis*. Para este fim, foram coletados rametes em ecossistemas com graus diferenciados de trofia, a saber: a lagoa Jurubatiba, um ambiente oligotrófico; a lagoa Imboassica, um ambiente eutrofizado; e Canal Campos-Macaé, um ambiente hipereutrofizado. Os dados obtidos mostram que o grau de trofia do ecossistema influencia no teor de carbono e no peso de carbono de rametes de *T. domingensis*. O teor de carbono dos rametes no ecossistema oligotrófico é maior e significativamente diferente dos demais ecossistemas, enquanto o peso de carbono dos rametes é maior e significativamente diferente nos ecossistemas eutrofizados. Outro dado importante aqui apresentado é que o teor de carbono de rametes de *T. domingensis* é semelhante ao teor de carbono encontrado em espécies lenhosas utilizadas em projetos de sequestro de carbono. Assim, devido à sua ampla distribuição, sua expressiva taxa de sequestro de carbono e seu elevado teor de carbono, *T. domingensis*

poderia ser uma espécie de planta aquática modelo para projetos de sequestro de carbono nos ambientes aquáticos brasileiros. Como citado, o corte na altura da lâmina d'água não afeta a TCA e a TSC e pode ser uma estratégia de manejo eficaz para projetos de sequestro de carbono que utilizem *T. domingensis*. Estações manejadas de tratamento de efluentes utilizando *T. domingensis* podem se candidatar a projetos inseridos nos mecanismos de desenvolvimento limpo a partir da sistematização dos métodos de quantificação do carbono estocado pelo crescimento dos rametes e a partir de propostas de usos para o carbono estocado, evitando o seu retorno à atmosfera. Além disso, como adaptação às mudanças climáticas, cooperativas de artesanato que utilizem *T. domingensis* como matéria prima podem ser beneficiar pela agregação de valor ao produto artesanal produzido através da quantificação do carbono estocado em cada peça artesanal e o consumidor, ao adquirir o produto, estaria contribuindo para a diminuição da emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Palavras-chave: sequestro de carbono, *Typha domingensis* Pers., adaptação às mudanças climáticas, mitigação das mudanças climáticas, mecanismos de desenvolvimento limpo.

Macaé

Abril de 2013

## ABSTRACT

CARBON SEQUESTRATION BY RAMETS OF *TYPHA DOMINGENSIS* PERS. (TYPHACEAE) IN THE CONTEXT OF ADAPTATION AND MITIGATION OF CLIMATE CHANGE

Maycon Granados Belarmino

Orientador: Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Co-orientador: Dr. Flávio Machado da Silva

*Abstract* da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Núcleo de Pesquisas Ecológicas e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Carbon sequestration has been considered as one of the best solutions to reduce the emission of greenhouse gases into the atmosphere. There are many studies of carbon sequestration by forest plant species, but are almost nonexistent studies investigating the role of aquatic vegetation in this process. The main objective of this work is to quantify carbon sequestration promoted by *Typha domingensis* Pers. in order to obtain data that can support the use of this kind of aquatic plant as a model for projects for adaptation and mitigation of climate change. Initially, in the Jurubatiba lagoon, 30 ramets of *T. domingensis* had its growth accompanied. During this phase of the project, the absolute growth rate (TCA) and the rate of carbon sequestration (TSC) of the ramets were determined. Among of the ramets used in the study, 15 were cut at the water level and compared with the others 15 (not cut) to verify that the cutting of the ramets affect the TCA and the TSC. The data presented here show that to increase carbon sequestration from the atmosphere, the cutting of the ramets of *T. domingensis* should not be performed in plants with height less than 1.5 m because it was only at this stage of growth that there was an increase in the incorporation of carbon. The data also show significant correlations between sampling time and the TCA and TSC, which evidences different strategies for resources allocating during the development of ramets of *T. domingensis*. In a later step of this work, it was verified whether the trophic state of the environment affects the carbon content and the weight of carbon of the ramets of *T. domingensis*. To this aim, ramets were collected in ecosystems with different trophy degrees: the Jurubatiba lagoon, an oligotrophic environment; the Imboassica lagoon, a eutrophic environment; and the Campos- Macaé canal, a hipereutrofizado environment. The data obtained show that the ecosystem degree of trophy influences on carbon content and carbon weight of the ramets of *T. domingensis*. The carbon content of the ramets in the oligotrophic ecosystem is larger and significantly different from other environment, while the weight of carbon of the ramets is larger and significantly different in eutrophic e environment. Another important finding presented here is that the carbon content of ramets of *T. domingensis* is similar to the content of carbon found in woody species used in carbon sequestration projects. Thus, due to its wide distribution, its significant rate of carbon sequestration and carbon content, *T. domingensis* could be a aquatic plant specie model for carbon sequestration projects in brazilian aquatic environments. As noted, the cutting of the ramets at the water level

does not affect the TCA and TSC and can be an effective management strategy for carbon sequestration projects using *T. domingensis*. Managed stations of wastewater treatment using *T. domingensis* may be applied for projects included in the clean development mechanisms from the systematization of methods for quantifying the carbon stored by the growth of ramets and from proposed uses for the carbon stored, preventing its return to the atmosphere. Moreover, as climate change adaptation, handicraft cooperatives that use *T. domingensis* as raw material can benefit by adding value to the handmade product produced by quantifying the carbon stored in each piece handmade and consumer, to purchase the product, would contribute to reducing the emission of greenhouse gases into the atmosphere.

Key-words: carbon sequestration, *Typha domingensis* Pers., adaptation to climate change, climate change mitigation, clean development mechanisms.

Macaé

Abril de 2013

## LISTA DE ABREVIACOES

GEE – Gases de Efeito Estufa.

IPCC – Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas.

MDL – Mecanismos de Desenvolvimento Limpo.

TCA - Taxa de Crescimento Absoluto dos Rametes de *Typha domingensis* Pers.

TSC - Taxa Sequestro de Carbono dos Rametes de *T. domingensis*.

PCR - Peso de Carbono dos Rametes de *T. domingensis*.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1. As mudanças climáticas e o sequestro de carbono.....	1
1.2. As plantas aquáticas e o sequestro de carbono.....	3
1.3. <i>T. domingensis</i> como espécie de estudo.....	5
1.4. Os diversos usos para a biomassa e para os serviços ambientais promovidos por <i>T. domingensis</i> Pers.....	7
1.5. Os sistemas alagados manejados de depuração de efluentes utilizando <i>T. domingensis</i> Pers. como mitigadores das mudanças climáticas.....	10
1.6. Adaptação às mudanças climáticas.....	12
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1. Objetivo principal.....	14
2.2. Objetivos secundários.....	14
<b>3. HIPÓTESES TESTADAS.....</b>	<b>14</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>15</b>
4.1. Áreas de estudo.....	15
4.2. O clima da região.....	19
4.3. Delineamento experimental, tratamentos dos dados e análises estatísticas.....	20
4.3.1. A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de <i>T. domingensis</i> Pers. na Lagoa Jurubatiba.....	20
4.3.2. O corte ao nível da superfície da coluna d'água como estratégia para maximizar as taxas de sequestro de carbono em <i>Typha domingensis</i> Pers.....	25
4.3.3. Influência do grau trofia do ecossistema sobre o sequestro de carbono de <i>Typha domingensis</i> Pers.....	28
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
5.1. A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de <i>Typha domingensis</i> Pers. na Lagoa Jurubatiba.....	31
5.2. O corte ao nível da superfície da coluna d'água como estratégia para maximizar as taxas de sequestro de carbono em <i>Typha domingensis</i> Pers.....	40
5.3. Influência do grau trofia do ecossistema sobre o sequestro de carbono de <i>Typha domingensis</i> Pers.....	46
<b>6. DISCUSSÃO.....</b>	<b>52</b>
6.1. A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de <i>Typha domingensis</i> Pers. na lagoa Jurubatiba.....	52
6.2. <i>Typha domingensis</i> Pers. como espécie de planta aquática modelo para projetos de sequestro de carbono.....	54
6.3. A influência do grau de trofia do ecossistema sobre os valores do teor e do peso de carbono por rametes de <i>Typha domingensis</i> Pers.....	56
6.4. O corte de rametes como estratégia de manejo para projetos de sequestro de carbono com <i>Typha domingensis</i> Pers.....	58
6.5. Projetos de adaptação e mitigação das mudanças climáticas utilizando <i>Typha domingensis</i> Pers.....	59

<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>63</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>65</b>

## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1. As mudanças climáticas e o sequestro de carbono**

Mudanças climáticas são processos naturais, consideradas as eras geológicas em escala de tempo de milhares de anos. Entretanto, a velocidade e intensidade com que estão ocorrendo mudanças no sistema climático da Terra a partir da Revolução Industrial tem sido objeto de preocupação de cientistas e líderes mundiais, principalmente nas duas últimas décadas. O efeito estufa é um fenômeno físico, que acontece naturalmente, ocasionado pela presença de gases na atmosfera, a qual é composta principalmente de oxigênio (21%) e nitrogênio (78%). Os principais gases de efeito estufa (GEE) são o vapor d'água, o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (CHANG, 2004). Em concentração natural, esses GEE's são benéficos ao planeta e representam menos de um milésimo da atmosfera total. Sem esses gases, que atuam como um cobertor natural ao redor da terra, a radiação infravermelha térmica solar absorvida pela Terra se dissiparia no espaço e a superfície do nosso planeta seria 33° C mais fria do que é hoje (CHANG, 2004).

Os cientistas têm alertado que o aumento das emissões dos chamados gases de efeito estufa tem interferido no balanço radiativo da atmosfera, levando em longo prazo, a um aumento da temperatura média da terra (KOHLMAIER et alii, 1998, apud KOEHLER et alii, 2002). As maiores fontes de emissão dos gases de efeito estufa pelo ser humano incluem a queima de combustíveis fósseis, os desmatamentos e as queimadas, todas liberando CO<sub>2</sub> para a atmosfera (KOEHLER et alii, 2002). Como consequência, a concentração deste gás tem crescido sobremaneira, provocando o chamado Aquecimento Global ou Efeito Estufa Antrópico.

O conceito de sequestro de carbono foi consagrado pela Conferência de Kyoto, em 1997, com a finalidade de conter e reverter o acúmulo de CO<sub>2</sub> na atmosfera, visando à diminuição do efeito estufa antrópico (CHANG, 2004). Estudos no Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) indicam que o sequestro de carbono pode acarretar uma redução da ordem de 40%, até 2100, no volume dos gases de efeito estufa presentes na atmosfera (METZ et alii, 2007). Portanto, o sequestro de carbono vem sendo apontado como uma das melhores soluções para mitigar o excesso das emissões de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) para atmosfera, e, conseqüentemente, as mudanças

climáticas globais. A partir desta ideia, uma variedade de meios artificiais de captura e de sequestro do carbono, assim como processos naturais vem sendo estudados e explorados para mitigar o aquecimento global.

O sequestro de carbono refere-se a processos de absorção e armazenamento de CO<sub>2</sub> atmosférico, com intenção de minimizar seus impactos no ambiente, já que se trata de um gás de efeito estufa. A finalidade desse processo é conter e reverter o acúmulo de CO<sub>2</sub> atmosférico, visando à diminuição do efeito estufa (RENNER, 2004).

De modo conceitual, o sequestro de carbono pode ser direto ou indireto. O sequestro direto implica na captura, transporte e armazenamento de CO<sub>2</sub> em reservatórios geológicos subterrâneos de petróleo e/ ou gás, aquíferos salinos profundos ou minas de carvão. Enquanto o sequestro indireto aplica-se à preservação de áreas florestais com riscos de serem destruídas, à recuperação de florestas degradadas, e ao estabelecimento de novas plantações florestais, assim como à implantação de sistemas agro-florestais com espécies nativas ou exóticas (CHANG, 2004).

O sequestro de carbono indireto é um processo natural de remoção de gás carbônico atmosférico. Tal processo ocorre principalmente em oceanos, florestas e através da atividade fisiológica de organismos por meio da fotossíntese. As plantas absorvem gás carbônico e, usando água e energia da luz solar, convertem o gás carbônico em glicose (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>). O oxigênio (O<sub>2</sub>) é liberado durante a produção de biomassa (RENNER, 2004).

A quantificação do carbono nos ecossistemas é um tema que tem recebido grande atenção (BOSCOLO, BUONGIORNO, 1997; FEARNside et alii, 1999; KAUFFMAN et alii, 1994; WOOPER, PALM, 1998), pois é fundamental para desenvolver estratégias de combate ao Aquecimento Global. Para a quantificação de carbono, a variável biomassa deve ser determinada e estimada de forma fidedigna, caso contrário não haverá consistência na quantificação do carbono fixado nos ecossistemas florestais (SANQUETTA, BALBINOT, 2004). O conhecimento dos reais teores de carbono de um bioma é um dos pontos-chave na elaboração de projetos ambientais voltados ao sequestro de carbono. Geralmente é adotado um valor fixo, de 50% (IPCC, 2003), o que pode induzir graves erros de estimativas (KOEHLER et al., 2002). Os trabalhos que existem sobre o teor de carbono das plantas aquáticas têm indicado que estas também poderiam ser utilizadas como espécies modelo para sequestro de carbono (DUARTE, 1990).

## 1.2. As plantas aquáticas e o sequestro de carbono

As plantas em crescimento, de acordo com a definição proposta pela FAO (2004), prestam um serviço de captura e fixação de carbono nos componentes da sua biomassa. Esse processo pode ser considerado como uma forma de mitigação das mudanças climáticas. A quantificação do carbono orgânico presente nas plantas é importante, uma vez que, durante a permanência destas, existe uma grande quantidade de carbono fixado que deixa de estar presente na atmosfera (CALDEIRA et alii, 2003). Por esse fato, torna-se importante o conhecimento sobre o potencial das plantas, inclusive o das plantas aquáticas, de armazenar carbono, uma vez que, a partir dessas informações, podem ser elaborados projetos visando à mitigação das mudanças climáticas (WEBER et alii, 2006) e à comercialização de créditos de carbono (GORGENS et alii, 2005).

Os ambientes aquáticos costeiros estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta (ESTEVES, 1998a; KNOPPERS, 1994; WETZEL, 2001), com taxas de produção primárias (fixação de carbono) semelhantes aos dos estuários (KNOPPERS, 1994) e, em alguns casos, maiores que da floresta tropical úmida (ESTEVES, 1998a). Isto se deve principalmente ao fato destes ambientes serem rasos (MENEZES et alii, 1993) com uma extensa região litorânea que propiciam a ocorrência de elevadas densidades de plantas aquáticas (macrófitas aquáticas), principalmente as emersas (enraizadas subaquosamente com folhas acima da lâmina d'água) (ESTEVES, 1998a).

Nos sistemas lênticos das regiões tropicais, frequentemente as macrófitas aquáticas encontram condições favoráveis para o desenvolvimento o ano todo (CAMARGO, ESTEVES, 1995; MENEZES, 1984), o que lhes assegura elevadas taxas de crescimento (incorporação de carbono). Suas taxas de crescimento variam de acordo com as condições climáticas, concentração de nutrientes, espaços livres entre as plantas e condições de mistura e turbulência da água (BIANCHINI Jr., 2003). A existência de condições favoráveis e a capacidade de estocar nutrientes das plantas aquáticas as tornam de extrema importância no ciclo do carbono dos sistemas alagados costeiros mundiais.

Além da incorporação de carbono, as plantas aquáticas são também componentes importantes dos corpos hídricos, pois proporcionam locais para a reprodução, alimentação e proteção para organismos aquáticos, incluindo peixes (AGOSTINHO et alii, 2003), répteis, aves e insetos (NEIFF, CASCO, 2003; TAKEDA et alii, 2003) e auxiliam na

proteção e estabilização das margens, entre outras funções (ESTEVES, 1998a; MURPHY, 1988). Seu ciclo de vida relativamente rápido, em alguns casos, com estratégias reprodutivas sexuadas e/ou assexuadas, lhes permite um maior êxito no crescimento e propagação (BIANCHINI Jr., 2003). Como a maior parte das lagoas tropicais geralmente apresentam áreas e profundidade relativamente pequenas (MENEZES, et alii, 1993), as plantas aquáticas litorâneas são as principais sintetizadoras de matéria orgânica, contribuindo significativamente para a produtividade primária e a regulação do metabolismo de todo ecossistema lacustre (WETZEL, 1993). A principal atuação das plantas aquáticas está nos ciclos de matéria reciclando nutrientes extraídos do sedimento através das raízes (MARGALEF, 1983).

A magnitude da taxa de assimilação de carbono depende da constituição fisiomorfológica das espécies vegetais, tais como capacidade fotossintética, área foliar e proporção de tecidos fotossintetizantes na folhagem (LARCHER, 2000). Além disso, fatores ambientais como água e nutrientes podem afetar a produção de matéria seca e, conseqüentemente, interferir no balanço de carbono. Ainda acerca desses fatores, uma maior intensidade e/ou exposição de radiação luminosa é capaz de promover aumentos no incremento de biomassa, já que espécies com elevadas taxas de crescimento precisam de mais luz para alcançar os respectivos ótimos metabólicos (TAIZ, ZEIGER, 2009).

Existem muitos estudos sobre o sequestro de carbono pelas espécies vegetais florestais (DALLAGNOL et alii, 2011; HIGUCHI, CARVALHO Jr., 1994; SAIDELLES et alii, 2009; SETTE Jr. et alii, 2006; TAIZ, ZEIGER, 2009; WEBER et alii, 2003), porém são quase inexistentes estudos que investiguem o papel da vegetação dos ambientes aquáticos (principalmente as macrófitas aquáticas) no sequestro de carbono. Assim, devido a alta produtividade dos sistemas costeiros, a alta capacidade de estocar carbono e a ampla distribuição geográfica das macrófitas aquáticas (CHAMBERS et alii, 2008) que crescem nestes ambientes, compreender e quantificar o sequestro de carbono proveniente destas plantas é de primordial importância frente as mudanças climáticas globais provocadas pelo excesso da emissão de gases de efeito estufa.

### 1.3. *Typha domingensis* Pers como espécie de estudo

*Typha domingensis* Pers (Typhaceae), popularmente conhecida como taboa, é uma macrófita aquática rizomatosa e emersa que forma densos estandes monoespecíficos em muitos ecossistemas aquáticos continentais do Brasil (HOENE, 1948) e do mundo (MITCH, 2000). Esta é a espécie de macrófita aquática predominante na maioria dos ambientes aquáticos costeiros da região Norte Fluminense, possuindo um importante papel na estrutura, metabolismo e ciclagem de nutrientes nestes ambientes. (ARAÚJO et alii, 1998; ESTEVES, 1998b; FURTADO, ESTEVES, 1997; PALMA-SILVA, 1998).

Macrófitas emergentes como a *T. domingensis* estão entre as mais produtivas plantas aquáticas (WESTLAKE, 1963). Além da sua elevada produtividade, *T. domingensis*, por ser uma macrófita aquática emersa, apresenta ainda, grandes quantidades de tecidos de sustentação, o que lhe permite maior potencial para estocar carbono e nutrientes por períodos mais longos (FERREIRA, 1998a).

Vários estudos destacam a sua capacidade de fornecer substrato para comunidades perifíticas e bacterianas, assim como abrigo para ovoposição de insetos e peixes (CALLISTO et alii, 1996). *T. domingensis* apresenta crescimento clonal, tendo como unidade de crescimento vegetativo o ramete, que consiste de um rizoma submerso com raízes associadas e broto, que pode ou não desenvolver inflorescência (Figura 1). A reprodução é obtida por rizomas e sementes. O desenvolvimento de estandes depende, principalmente, da expansão de rizomas no sedimento e dos novos rametes. O balanço entre a mortalidade e recrutamento determina a expansão ou declínio das populações (GRACE, 1988). Suas sementes e plântulas representam as estruturas mais frágeis sob condições de estresse abiótico, pois pode afetar a germinação e o estabelecimento das plantas jovens (ZEDLER et alii, 1990). Já os rizomas são as estruturas mais resistentes, proporcionando uma condição de crescimento mínima. Desta forma, esta planta pode ocupar diversas áreas impactadas, que raramente se tornam ótimas para o seu desenvolvimento (HOCKING, 1981). O sucesso do gênero *Typha* em colonizar áreas impactadas parece estar relacionado então à elevada produção de sementes anemófilas, a capacidade de persistir em estado de dormência sob condição de estresse e ao rápido crescimento em condições momentâneas de disponibilidade de nutrientes. (BASKIN, BASKIN, 1998).

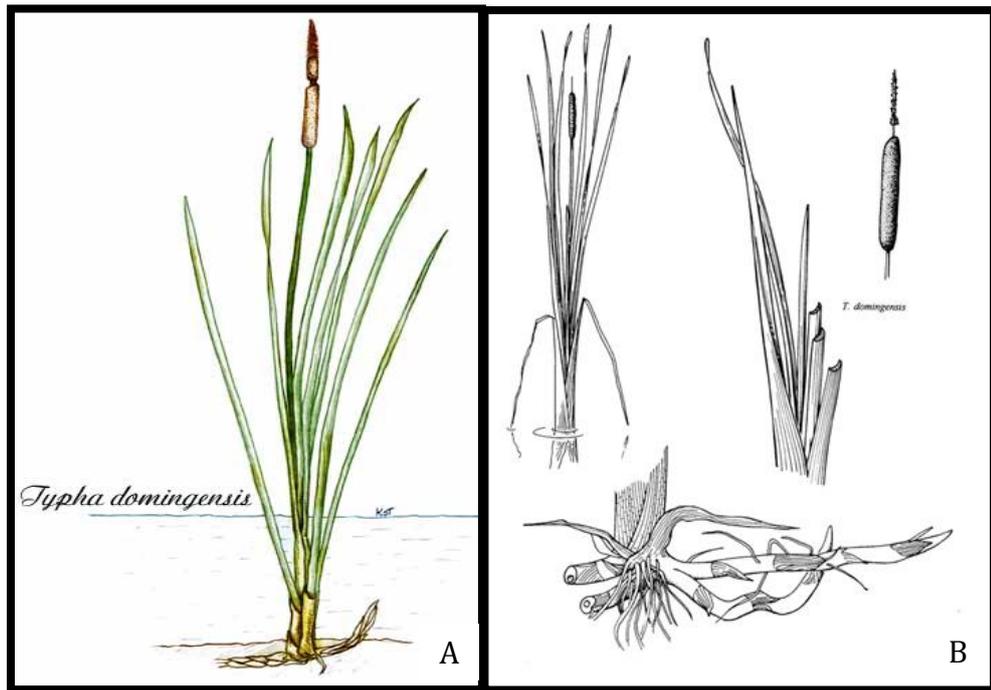


Figura 1: Ilustrações de um ramete (A) e partes de um ramete (B) de *T. domingensis* destacando o rizoma, as folhas e a inflorescência (Ilustrações: IFAS, 1990).

*T. domingensis* é uma espécie de macrófita aquática que desempenha um relevante papel na dinâmica dos ecossistemas costeiros (ESTEVES, 1998a; PALMA-SILVA, 1998; THOMAZ, ESTEVES, 2011), pois tem função chave no ciclo biológico do carbono destes ambientes. Durante a fotossíntese, como toda planta, ela incorpora carbono em sua biomassa. A decomposição biológica e a respiração devolvem novamente o carbono para a atmosfera na forma de  $\text{CO}_2$ . Devido ao grande estoque de nutrientes contidos na biomassa da *T. domingensis*, sua liberação através da decomposição afeta profundamente a coluna de água. (THOMAZ, ESTEVES, 2011).

Além do processo de decomposição, *T. domingensis* também contribui no aumento de carbono para a atmosfera através da liberação de metano ( $\text{CH}_4$ ) por seu tecido de aerênquima. O metano é oriundo de processos anaeróbicos de decomposição no sedimento dos ambientes aquáticos. Segundo Laanbroek (2010), é a presença das macrófitas que tornam as áreas úmidas muito importantes no ciclo global de metano. *T. domingensis* além de estimular a metanogênese, formam um canal de escape do metano para a atmosfera através de seu tecido de aerênquima. Esse tecido funciona como um eficiente condutor de oxigênio produzido pelas folhas, para as raízes, mantendo seu metabolismo anaeróbico (THOMAZ, ESTEVES, 2011). Assim, propor um manejo

adequado da *T. domingensis* nos ambientes aquáticos costeiros é uma forma de manter o carbono estocado no compartimento biótico e mitigar uma importante via de retorno de carbono para a atmosfera.

Como a *T. domingensis* é uma das plantas aquáticas emersas mais representativas dos ecossistemas aquático costeiros do Brasil (HOENE, 1948) e do mundo (MITCH, 2000), nesta dissertação foram avaliados a taxa de crescimento absoluto e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis*, e a influência do grau de eutrofização dos ecossistemas na incorporação de carbono por esta espécie.

#### **1.4. Os diversos usos para a biomassa e para os serviços ambientais promovidos por *Typha domingensis* Pers.**

As elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo carregadas por efluentes orgânicos de origem doméstica desencadeiam o processo de eutrofização artificial que, ao longo prazo, pode inviabilizar o ecossistema receptor, tanto do ponto de vista ecológico como social e econômico (ESTEVES, 1998b). A importância na redução do processo de eutrofização da região litorânea colonizada por macrófitas aquáticas nos ecossistemas aquáticos continentais tem sido ressaltada por muitos pesquisadores (BUGENYI, 1993; GOPAL, 1994). Ecossistemas costeiros, onde as macrófitas aquáticas são os principais produtores primários, são reconhecidos como ambientes que funcionam como “sumidouros” de nutrientes devido a diversos processos que neles ocorrem, como os processos de assimilação pelas plantas, sedimentação, absorção e estocagem na biomassa microbiana, desnitrificação, adsorção e precipitação (BURGOON et alii, 1991; KADLEC, 1987).

Considerando as elevadas taxas de crescimento em águas com altas concentrações de nutrientes, vários autores têm desenvolvido experimentos visando avaliar a capacidade das macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes (ADAMS, et alii, 1971; BOYD, 1970a, 1970b; BRIX, SCHIERUP, 1989; CASABIANCA, 1995; DUARTE, 1990; KARPISCAK et alii, 1996; ENNABILI et alii, 1988; FOURQUREAN e ZIEMAN, 1992; FARAHBAKSHAZAD et alii, 2000; HENRY-SILVA, 2001; SALATI et alii, 1999; SPANGLER et alii, 1976; STAKE, 1967, 1968). Por isso as macrófitas aquáticas são frequentemente utilizadas em sistemas alagados manejados com objetivo de reduzir a concentração de nutrientes dos efluentes, principalmente os de origem doméstica não tratados. Nestas

condições, plantas aquáticas têm suas taxas de fixação de carbono aumentadas, pois não há limitação de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (PALMA-SILVA, 1998). Desta forma, tratar efluentes utilizando plantas aquáticas pode intensificar ainda mais o sequestro de carbono. Contudo, a eficiência da remoção depende do manejo contínuo da vegetação, pois os nutrientes acumulados na biomassa das plantas retornam ao ambiente quando essas morrem e entram em decomposição (BIANCHINI Jr., 2003; THOMAZ, ESTEVES, 2011).

A taxa potencial de absorção de nutrientes por macrófitas aquáticas está limitada por alguns fatores como sua taxa de crescimento e concentração de nutrientes em seus tecidos. A estocagem de nutrientes também depende das concentrações destes nos tecidos do vegetal e do seu potencial para acumular biomassa. Portanto, uma planta aquática para ser utilizada na assimilação e estocagem de nutrientes deve possuir grande biomassa por unidade de área e rápido crescimento (BOYD, 1970b; REDDY e DeBUSK, 1987), requerimentos estes atendidos por *T. domingensis* (FERREIRA, 1998a).

*T. domingensis* tem sido muito utilizada de modo eficiente em estações de tratamento de esgoto e efluentes por sistemas alagáveis naturais e artificiais (CONTE et alii, 1992; DINIZ et alii, 2005; ESCOSTEGUY et alii, 2008; ESTEVES, MEIRELLES-PEREIRA, 2011; FERREIRA, 1998a, 1998b; FIA et alii, 2010; MAZZOLA et alii, 2005; SOUSA et alii, 2000;). Estes simulam sistemas formados por leitos de plantas aquáticas baseados nos alagados naturais. O sistema alagável manejado é formado por sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias.

De modo geral, as macrófitas emersas e flutuantes são mais eficientes no tratamento de efluentes por apresentarem alta produtividade primária e elevada capacidade de estocar nutrientes na biomassa (GOPAL, 1990). Para macrófitas aquáticas enraizadas, como *T. domingensis*, o sedimento constitui-se na principal fonte de nitrogênio e fósforo (CAMARGO et alii, 2003). As aduções de nutrientes através de lançamentos de efluentes (domésticos e industriais), permitem o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo, que em geral, são encontrados em baixas concentrações nos ambientes aquáticos (ESTEVES, BARBOSA, 1986).

Ferreira (1998b) mostrou que uma região colonizada por macrófitas aquáticas na lagoa Imboassica funciona como uma verdadeira estação de tratamento natural de efluentes orgânicos domésticos, reduzindo as concentrações de N-total e P-total da água em 93,8% e 97,1%, respectivamente. Reddy e DeBusk (1985) observaram que a absorção pelas plantas aquáticas representava até 75% da remoção de nitrogênio e até 73% da remoção de fósforo. Ferreira (1998a), encontrou taxas de redução de coliformes totais e fecais de 99% após a passagem de efluentes domésticos não tratados por um banco de plantas aquáticas, incluindo *T. domingensis*, na lagoa Imboassica. As magnitudes das reduções encontradas indicam a grande capacidade depurativa de *T. domingensis* na recuperação de condições sanitárias satisfatórias para a balneabilidade. HERSKOWITZ et alii (1987), mostraram que sistemas de tratamento de águas residuais utilizando *Typha* foram capazes de produzir um efluente de qualidade comparável à produzida pelo tratamento convencional de nível secundário e terciário. Portanto, tal eficiência na remoção de nutrientes incentiva a utilização de *T. domingensis* em sistemas alagados manejados de tratamento de efluentes.

A manutenção destes sistemas de tratamento de efluentes com plantas aquáticas é um procedimento simples que pode ser realizado sem o emprego de máquinas espécies e pessoal especializado. A principal etapa da manutenção, constitui-se na retirada de indivíduos vegetais adultos, especialmente aqueles em fase de pós floração. Assim, é mantido no sistema a população vegetal, com a predominância de indivíduos jovens que correspondem a fase na qual, ocorre as maiores taxas das diferentes formas de nitrogênio e fósforo (ESTEVES, 1998b). Portanto, os sistemas alagados construídos são caracterizados por apresentarem moderado custo de capital, baixo consumo de energia e manutenção, estética paisagística e aumento de habitat para a vida selvagem (MICHAEL Jr., 2003 e IWA, 2000, apud LIN et alii 2005).

Como as macrófitas aquáticas após atingirem a fase adulta e sobre tudo o período de florescência, reduzem a taxa de absorção de nutrientes, conseqüentemente a capacidade de eliminação de compostos de fósforo e nitrogênio dos efluentes domésticos (SCHWOERBEL, 1968), propostas de manejo que retirem a biomassa vegetal devem ser consideradas. Assim, aliado a utilização da *T. domingensis* da depuração de efluentes deve estar o manejo adequado para que os nutrientes retirados do ambiente não retornem.

Além da utilização dos serviços ambientais promovidos por *T. domingensis* na depuração de efluentes, suas folhas podem ser utilizadas na confecção de cestos, esteiras, chapéus, sandálias e vários objetos de decoração de residências (ESTEVES, 1998b, THOMAZ, ESTEVES, 2011). Grillo (1993) estudou formas de aproveitamento de *T. domingensis* na alimentação humana, na alimentação de ruminantes e na fabricação de papel devido ao seu grande conteúdo de celulose. Do fruto da *T. domingensis* pode se aproveitar a paina de seda para encher travesseiros, almofadas e acolchoados e a própria flor como ornamento (PECKOLT, 1942). Outros estudos tem mostrado que *T. domingensis* pode ser utilizada na construção civil em misturas com cimento (FERREIRA, BERALDO, 2003) e como adubo para aumentar a fertilidade do solo (THOMAZ, ESTEVES, 2011) como matéria prima para a confecção de móveis e de celulose (KISSMANN, GROTH, 1997).

### **1.5. Os sistemas alagados manejados de depuração de efluentes utilizando *T. domingensis* como mitigadores das mudanças climáticas**

Os efeitos nocivos decorrentes do uso de combustíveis fósseis são uma das principais problemáticas da sociedade contemporânea. As atividades de reflorestamento tornam-se uma opção viável e lógica para mitigar os problemas causados pela elevada taxa de emissão do CO<sub>2</sub>, principal responsável pelo aumento do efeito estufa. O reflorestamento é uma das modalidades de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo relatadas no Protocolo de Kyoto como instrumento para auxiliar na redução das mudanças climáticas.

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) foi estabelecido no artigo 12 do Protocolo de Kyoto com o objetivo de ajudar os países desenvolvidos (pertencentes ao Anexo I do documento) a atingir suas metas de redução dos gases causadores de efeito estufa - média de 5,2% entre 2008 e 2012 em relação a 1990. A proposta de criação do dispositivo partiu do Brasil.

Em linhas gerais, o MDL permite aos países do Anexo I gerar ou comprar reduções certificadas de emissão (créditos de carbono) de projetos desenvolvidos em países fora do Anexo I. Em contrapartida, estes países têm acesso a recursos financeiros e tecnologias. No entanto, para que um projeto seja viável, ele deve atender a alguns requisitos: precisa ser feito em um país em desenvolvimento que tenha ratificado o

Protocolo de Kyoto; e deve resultar em reduções reais, mensuráveis e em longo prazo das emissões de gases de efeito estufa (GEE) (EcoD, 2010).

Os projetos de MDL podem ser baseados em fontes renováveis e alternativas de energia, eficiência e conservação energética ou reflorestamento que visem à obtenção de créditos de carbono. Os créditos de carbono são certificados de redução de emissões de gases efeito estufa negociados no âmbito do MDL e vendidos nas bolsas de valores, como commodities. Os projetos de MDL são validados por regras da Organização das Nações Unidas e dos governos, no caso brasileiro, por meio da Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, composta por 11 ministérios, tendo o Ministério de Ciência e Tecnologia na secretaria-executiva. Depois do exame feito pela Comissão, o projeto candidato também é avaliado por uma certificadora internacional até receber o endosso pelo Conselho Executivo do MDL, sediado em Bonn (Alemanha) (EcoD, 2010).

Para um projeto ser inserido no MDL são necessárias inúmeras etapas. As etapas dos projetos MDL envolvem a concepção (preparo da nota de ideia do projeto); o preparo do documento de concepção do projeto; a validação; a obtenção da aprovação de parte do país anfitrião; o registro; a implementação do projeto; o monitoramento; a verificação e certificação; e a emissão dos créditos de carbono (EcoD, 2010).

Na concepção de um projeto de MDL, os pontos mais importantes, são a criação de uma metodologia para quantificar o carbono sequestrado e a promoção de meios que promovam que o carbono sequestrado não retorne para a atmosfera. Assim, projetos que quantificassem o sequestro de carbono promovido pela *T. domingensis* e que assegurassem que este carbono sequestrado não retornasse para a atmosfera, poderiam se enquadrar nos mecanismos de desenvolvimento limpo, gerando então, créditos de carbono.

O tratamento de efluentes por sistemas alagáveis poderia se tornar um projeto gerador de renda se estes forem inseridos nos mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL). Para isso seriam necessários a sistematização de métodos que quantificassem o carbono sequestrado e meios que assegurassem a estocagem e não retorno à atmosfera deste carbono. Os créditos de carbono gerados pela incorporação de carbono através do crescimento das plantas aquáticas nestes sistemas poderiam ser comercializados gerando renda para a sua própria manutenção.

## 1.6. Adaptação às mudanças climáticas

No seu 4º Relatório de Avaliação, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) – grupo criado pela ONU e pela Organização Meteorológica Mundial, em 1988, envolvendo 2.500 cientistas de mais de 130 países – foi categórico ao afirmar com uma margem de 90% de certeza que, apesar de o clima global sofrer alterações naturais, o incremento de gases de efeito estufa emitidos por fontes antropogênicas afeta seu equilíbrio, recomendando medidas preventivas imediatas.

É consenso, entre os cientistas que se debruçam sobre a questão das mudanças climáticas, que o planeta deve aquecer-se em 1º C nas próximas décadas, independentemente das ações de redução de emissões de gases de efeito estufa que os países venham a implementar. É o chamado efeito inercial resultante de um aquecimento de 0,7 a 1º C, ocorrido na última década, de acordo com o quarto relatório do Painel Científico Internacional sobre as Mudanças Climáticas (IPCC, 2007).

Embora recomende a combinação das estratégias de mitigação e adaptação, o IPCC afirma que a primeira sempre será necessariamente complementar, não podendo substituir, ou dispensar, as medidas de adaptação. Portanto, há um reconhecimento de que a mitigação pode ter efeitos apenas pontuais, sendo em alguns casos constituídos por modificações técnicas de menor alcance e de curta durabilidade, enquanto os efeitos das mudanças climáticas são cada vez mais percebidos como inevitáveis, em razão das dificuldades de implementação das diretrizes da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, definidas em 1992 por ocasião da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA/SBF, 2007), adaptação à mudança do clima é o ajuste de sistemas naturais ou humanos em resposta a estímulos climáticos reais ou esperados, ou seus efeitos, que modera danos ou explora oportunidades benéficas. Assim sendo, adaptação às mudanças climáticas pode ser entendida como uma série de respostas aos impactos atuais e potenciais da mudança do clima, com objetivo de minimizar possíveis danos e aproveitar as oportunidades potenciais.

Segundo o IPCC (2007), existem várias categorias de adaptação, com destaque para a adaptação espontânea, a prévia ou proativa, e a adaptação planejada, seja ela privada ou pública. A adaptação autônoma ou espontânea é aquela em que os eventos extremos já começaram a acontecer. A adaptação prévia ou proativa diz respeito às

ações que governos e sociedades adotam antes mesmo dos efeitos das mudanças serem percebidos. A adaptação planejada são medidas resultantes de decisões políticas, a exemplo dos Planos de Mudanças Climáticas, Nacional e Estaduais.

A grande repercussão do quarto relatório do IPCC (2007) contribuiu para colocar a estratégia de adaptação no centro do debate sobre mudanças climáticas no âmbito dos acordos multilaterais, mas ao mesmo tempo confirmou a pouca capacidade tecnológica e financeira dos países pobres não industrializados em enfrentarem a variabilidade climática, conforme já apontado no relatório anterior, de 2000 (MAY, VINHA, 2012). Portanto, o processo de desenvolvimento nacional estaria condicionado, em grande medida, ao sucesso das ações de adaptação. Assim, além da absoluta necessidade de minimizarmos as emissões de gases que geram o efeito estufa, e o mais rapidamente possível, a adaptação ao aquecimento mínimo esperado é algo inexorável e que teremos que aprender.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo principal

- Quantificar o sequestro de carbono promovido por *Typha domingensis* Pers. com a finalidade de obtenção de dados que possam embasar o uso desta espécie de planta aquática como modelo para projetos de adaptação e mitigação das mudanças climáticas.

### 2.2. Objetivos secundários

- Determinar a taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *Typha domingensis* Pers na Lagoa Jurubatiba.
- Determinar a variação da taxa de crescimento e da taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis* na Lagoa Jurubatiba em função do tempo de amostragem e do tamanho dos rametes.
- Verificar se o corte na altura da lâmina d'água como estratégia de manejo afeta a taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis* na lagoa Jurubatiba.
- Verificar a influência do grau de trofia do ecossistema no sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis*.
- Propor a utilização de *T. domingensis* como uma espécie de planta aquática modelo para projetos de sequestro de carbono por mecanismos de desenvolvimento limpo e para projetos de adaptação às mudanças climáticas.

## 3. HIPÓTESES TESTADAS

- A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *Typha domingensis* Pers. sofre variação em função do tempo de amostragem e do tamanho dos rametes.
- O corte na altura lâmina d'água não afeta a taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis*.
- O grau de trofia do ecossistema influencia o sequestro de carbono por rametes de *T. domingensis*.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. Áreas de estudo

Nesta pesquisa foram realizadas coletas em três ecossistemas aquáticos costeiros da região Norte Fluminense do estado do Rio de Janeiro: Lagoa Jurubatiba, Lagoa Imboassica e Canal Campos-Macaé. Também foram realizados dois ensaios experimentais em um estande monoespecífico de *Typha domingensis* Pers. na Lagoa Jurubatiba.

A Lagoa Jurubatiba, localizada nos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, na cidade de Macaé, estado do Rio de Janeiro (22° 15' S, 41° 40' W), (Figura 2), é uma lagoa costeira húmica, geralmente com baixa salinidade e baixas concentrações de nutrientes (FARJALLA et alii, 2001; PETRUCIO, 1998). A lagoa possui uma área de 0,35 km<sup>2</sup>, com uma alta razão perímetro/superfície, profundidade máxima de 3,50 m e áreas em sua região litorânea com densas formações de plantas aquáticas como: *T. domingensis* e *Eleocharis interstincta*. Nas partes mais profundas ocorrem *Nymphaea ampla* e *Nymphoides humboldtiana* (HENRIQUES et alii, 1988).

A lagoa Imboassica se localiza na divisa entre os municípios de Rio das Ostras e Macaé (22° 25' S; 42° 56' W), (Figura 3). Atualmente, a lagoa apresenta uma área de 3,26 km<sup>2</sup>. Sua largura máxima é de 1,3 Km e o comprimento de 5,3 Km, com uma profundidade média de 1,09 m. Isso resulta num volume de aproximadamente 3,56x10<sup>6</sup>.m<sup>3</sup> (PANOSSO et alii, 1998). O principal tributário da lagoa, o rio Imboassica, tem uma extensão de 13,95 Km e no seu trecho final, antes de desembocar na lagoa, apresenta uma vazão média de 0,45 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (MAROTTA et alii, 2004). Sendo situada no perímetro urbano da cidade de Macaé, a lagoa Imboassica sofre a degradação proporcionada pelo adensamento populacional concentrado na zona urbana que vem se intensificando no município desde a década de 70 com a instalação do sítio de exploração petrolífera na cidade. A lagoa é frequentemente afetada por lançamento de efluentes não tratados e por aberturas da barra de areia que a separa do mar. Este ecossistema possui extensas áreas colonizadas por plantas aquáticas devido ao elevado grau de trofia e assoreamento de seu corpo d'água.

O Canal Campos-Macaé é um canal artificial que interligava as cidades de Campos dos Goytacazes e Macaé na região norte do estado do Rio de Janeiro. O canal corta os

atuais municípios de Campos dos Goytacazes, Quissamã, Carapebus e Macaé, além do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. É considerado como uma das maiores obras de engenharia do Brasil imperial. Considerando-se apenas sua extensão, é o segundo canal artificial mais longo do mundo. No perímetro urbano da cidade de Macaé (entre os bairros de Nova Holanda, Parque Aeroporto, São José do Barreto e Engenho da Praia), o canal é afetado por intenso aporte de efluentes domésticos não tratados deixando-o em um avançado estado de eutrofização. Neste trecho do canal a prefeitura da cidade de Macaé retira periodicamente grandes quantidades de plantas aquáticas que crescem em abundância devido ao elevado grau de trofia do ambiente (Figura 4).

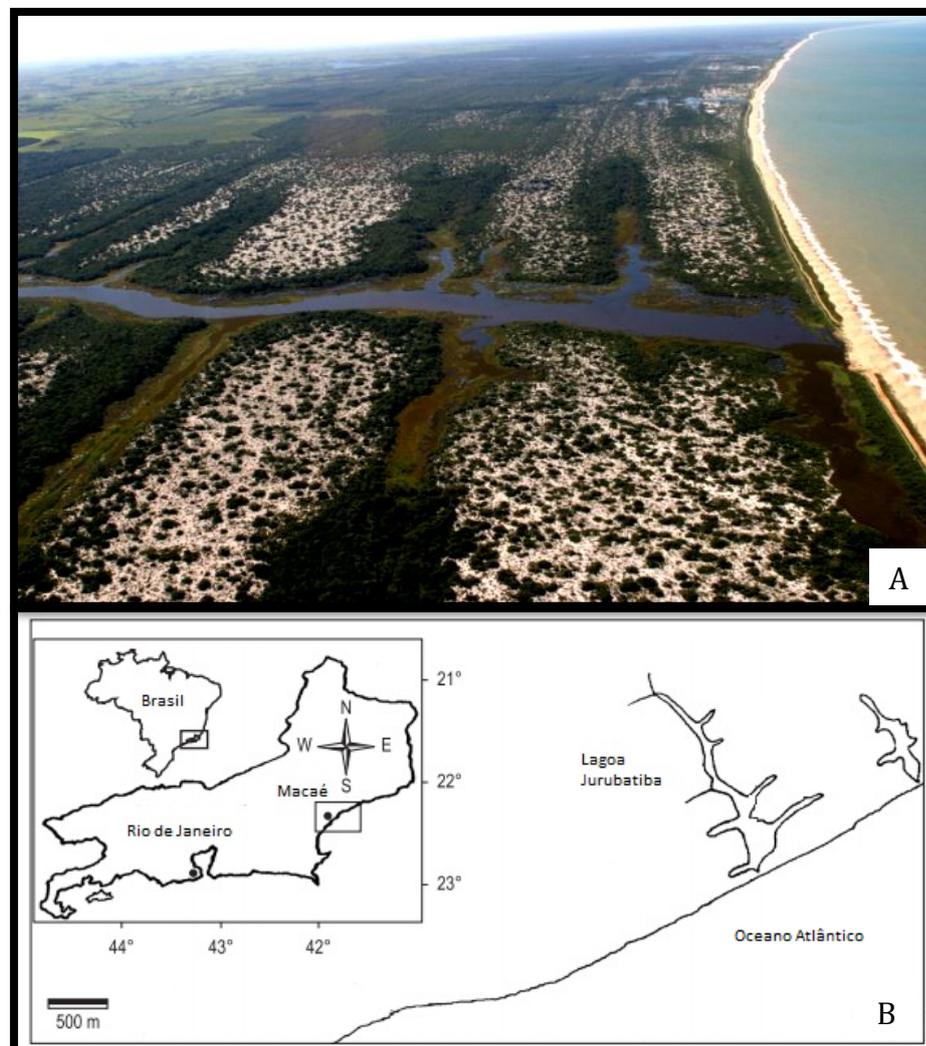


Figura 2: A - Foto aérea da lagoa Jurubatiba pertencente ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, na cidade Macaé, estado do Rio de Janeiro. B - Mapa indicando a localização geográfica da cidade de Macaé no estado do Rio de Janeiro. Na foto podem-se observar áreas da região litorânea da lagoa ocupada por plantas aquáticas. (A - foto de Rômulo Campos, B - mapa adaptado de MARINHO et alii, 2010).

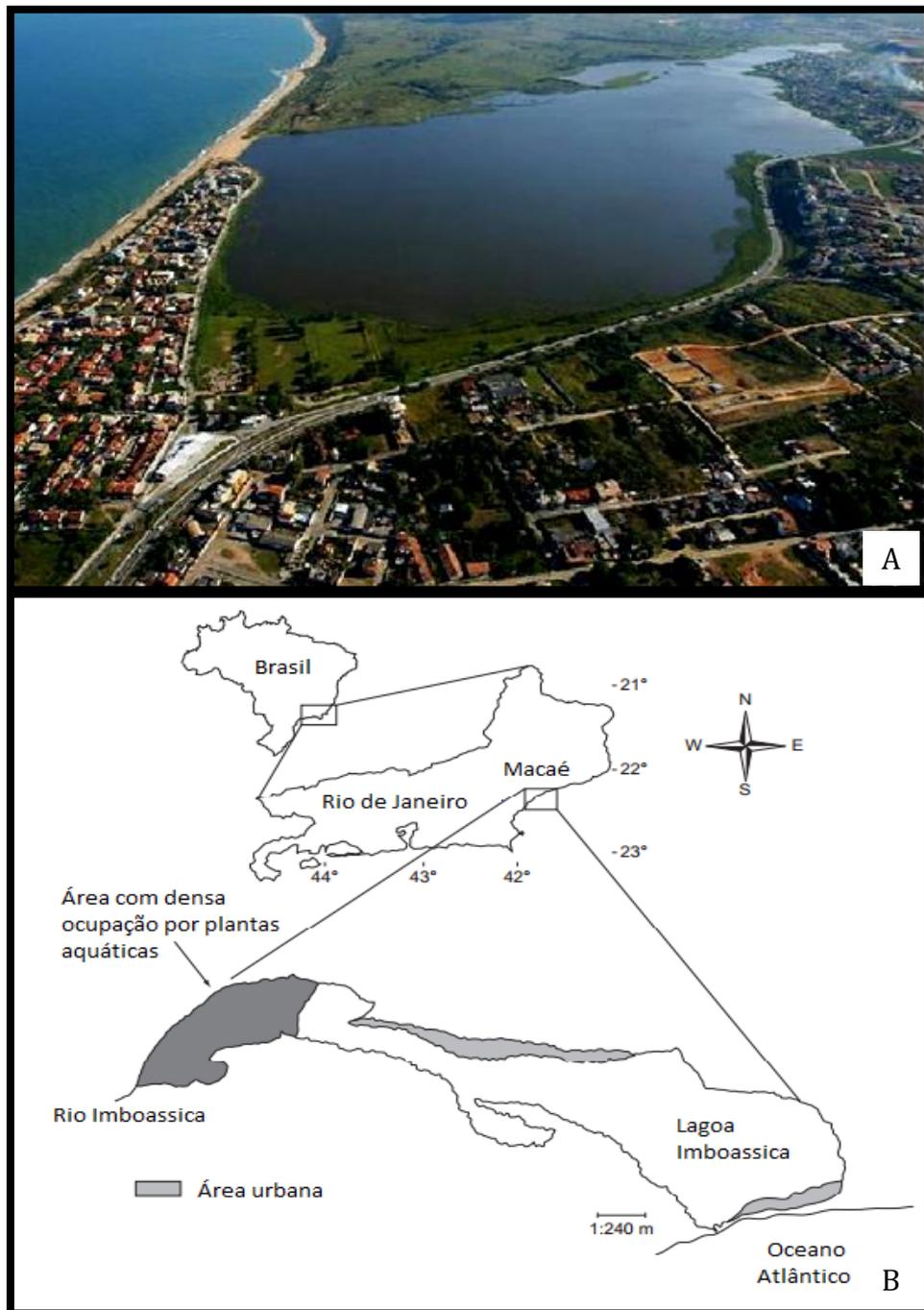


Figura 3: A - Foto aérea da lagoa Imboassica, na cidade de Macaé, estado do Rio de Janeiro, retratando o elevado processo de ocupação do seu entorno. B - Mapa indicando a localização geográfica da cidade de Macaé no estado do Rio de Janeiro e as áreas com densa ocupação por plantas aquáticas e ocupação populacional no entorno na lagoa Imboassica. (A - foto de Rômulo Campos, B - mapa adaptado de FARJALLA et alii, 2006).



Figura 4: A - Mapa mostrando um trecho do canal Campos-Macaé no bairro São José do Barreto. A marcação aponta o sítio de coleta próximo à ponte em frente ao Núcleo de Pesquisas Ecológicas e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé (NUPEM/UFRJ). B- Foto do sítio de coleta. Na foto podem-se observar plantas depositadas em suas margens em um dos momentos de retirada das plantas aquáticas pela Prefeitura Municipal de Macaé (seta). (Mapa do Google Earth e foto de Rodrigo Felix).

## **4.2. O clima da região**

As três áreas de estudo desta dissertação estão submetidas ao mesmo regime climático. O clima da região é sub-úmido/úmido, com pouco ou nenhum déficit de água, mesotérmico com calor bem distribuído o ano todo. A umidade relativa média anual é de 83% e a temperatura média anual em torno de 22° C sendo a média de janeiro (verão) de 25° C e a média de julho (inverno) de 19° C. As chuvas alcançam a média anual de 1300 mm e se concentram na primavera e no verão. A estiagem surge nos meses de inverno, sem a definição de uma estação seca acentuada. (FIDERJ, 1977).

### 4.3. Delineamento experimental, tratamentos dos dados e análises estatísticas

#### 4.3.1. A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de *T. domingensis* Pers. na Lagoa Jurubatiba

Foi realizado um ensaio para acompanhamento da taxa de crescimento absoluto e da taxa de sequestro de carbono de rametes de *Typha domingensis* Pers. na lagoa Jurubatiba. Para este experimento foi escolhido um estande monoespecífico de *T. domingensis* próximo ao segundo braço da lagoa (Figura 5).

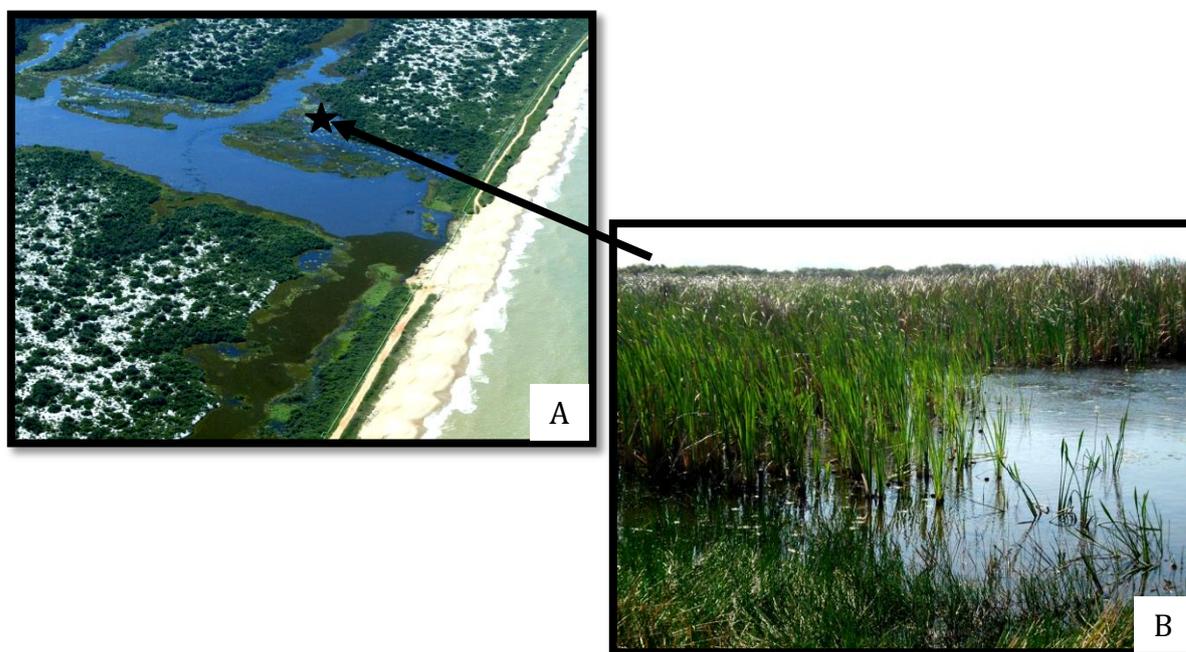


Figura 5: A - Foto aérea da Lagoa Jurubatiba. B – Foto do estande de *T. domingensis* utilizado no experimento. (A - foto de Rômulo Campos, B – foto de Maycon Granados).

Foram marcados 30 rametes de *T. domingensis* em fase inicial de crescimento, com altura acima do nível da água variando de 30 a 60 cm (Figura 6). O crescimento dos rametes foi acompanhado de setembro a dezembro de 2011 durante seis coletas consecutivas. Os rametes foram inicialmente marcados e medidos em 28/09/2011 e mensurados novamente em 15, 30, 38, 65 e 91 dias, respectivamente, após o dia da marcação. Em cada coleta, os rametes tiveram a altura acima no nível da água medida com auxílio de uma trena (Figura 6). A mensuração das alturas dos rametes foi

padronizada tomando como referência o nível da água no primeiro dia de amostragem (28/09/2011). Para isso, foram fixadas duas réguas no sítio de estudo com o objetivo de acompanhar a variação do nível da água. A variação do nível da água entre as coletas foi descontada dos valores mensurados das alturas dos rametes.

As médias das alturas dos rametes em cada coleta tiveram suas igualdades testadas utilizando o teste paramétrico de variância unifatorial (oneway ANOVA) seguido do teste a posteriori Unequal N HSD (honest significant difference). O teste a posteriori Unequal N HSD é adequado para dados não balanceados e foi utilizado para mostrar quais das comparações entre as médias das alturas apresentavam igualdade ou não entre os tempos amostrais.

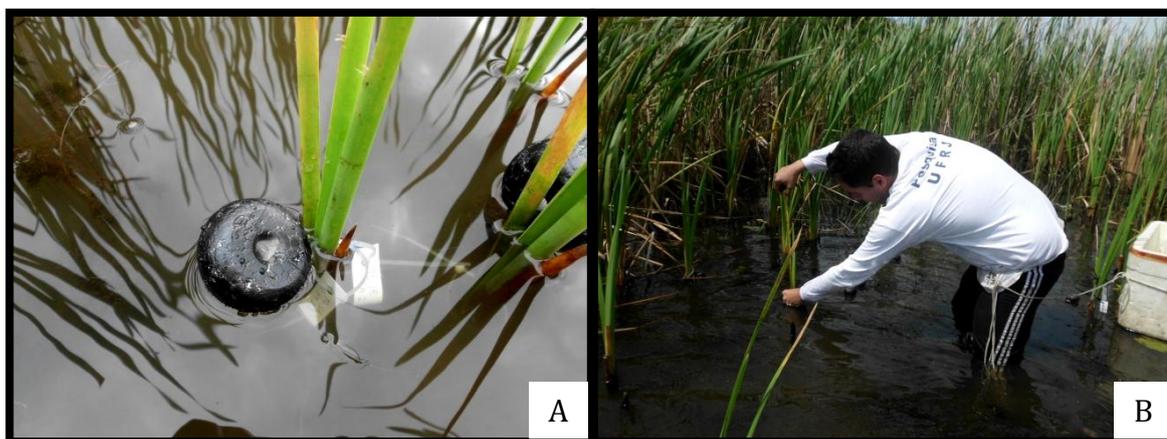


Figura 6: A – Ramete de *T. domingensis* marcado na lagoa Jurubatiba durante o experimento. B – Mensuração da altura acima do nível da água do ramete. (Fotos de Maycon Granados).

A taxa de crescimento absoluto dos rametes (TCA) foi estimada pela equação:

$$TCA = (A2 - A1) / \Delta t,$$

onde (A2 - A1) significa o crescimento, em centímetros, da parte do ramete acima do nível da água entre duas amostragens consecutivas (A1 = valor da altura na amostragem anterior e A2 = valor da altura na amostragem posterior), e  $\Delta t$  a variação do tempo, em dias, entre as amostragens.

Para Reis e Muller (1979) e Benincasa (2004), taxa de crescimento absoluto é a variação ou incremento entre duas amostras ao longo de um determinado período de tempo. É uma medida que pode ser usada para se ter ideia da velocidade média de crescimento ao longo do período de observação.

Os rametes marcados foram divididos em classes de tamanho (31 a 40 cm, 41 a 50 cm e 51 a 60 cm) para testar se existia igualdade das TCA's entre as classes em função das coletas. O objetivo desta análise foi mostrar que a variação da altura dos rametes escolhida no início do experimento (de 30 a 60 cm) era representativa de uma única população estatística, podendo assim os dados ser analisados em conjunto. Os dados das TCA's de cada classe de tamanho em cada tempo amostral foram transformados através da soma de +1 seguido da extração do seu logaritmo na base 10, para que os pré-requisitos dos testes estatísticos aplicados fossem alcançados (distribuição normal dos dados e homogeneidade das variâncias). As médias das TCA's dos rametes tiveram suas igualdades testadas entre as classes de tamanho em função do tempo de amostragem utilizando o teste paramétrico de variância bifatorial (factorial ANOVA).

Como não houve diferenças entre as médias das TCA's entre as classes de tamanho em função das coletas, as classes de tamanho foram reunidas em uma única classe para as análises seguintes. As médias das TCA's de cada coleta tiveram suas igualdades testadas utilizando o teste paramétrico de variância unifatorial (oneway ANOVA) seguido do teste a posteriori Unequal N HSD. O teste a posteriori Unequal N HSD foi utilizado para mostrar quais das comparações par a par entre as médias das TCA's apresentavam igualdade ou não igualdade entre os tempos amostrais.

A taxa de sequestro de carbono dos rametes (TSC) foi determinada de forma indireta através do ajuste por regressão linear entre a medida da altura acima do nível da água e o peso de carbono de rametes coletados na lagoa Jurubatiba no mesmo estande do presente estudo.

Para construção da curva de regressão, foram escolhidos aleatoriamente 40 rametes com diferentes alturas, variando entre 0,45 m e 2,20 m. Os rametes foram cortados na altura do nível da água e levados ao laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM/UFRJ-Macaé, onde tiveram suas alturas medidas com o auxílio de uma trena. Posteriormente os rametes foram limpos, cortados e secos em estufa a 60°C até não haver mais variação de seu peso seco. O peso seco de cada ramete foi quantificado através de uma balança digital com precisão de 0,01g (Figura 7). Os rametes secos e pesados foram então moídos, para completa homogeneização do material, em moinho de facas tipo Willey com peneira de 1mm e guardados em sacos plásticos hermeticamente fechados.

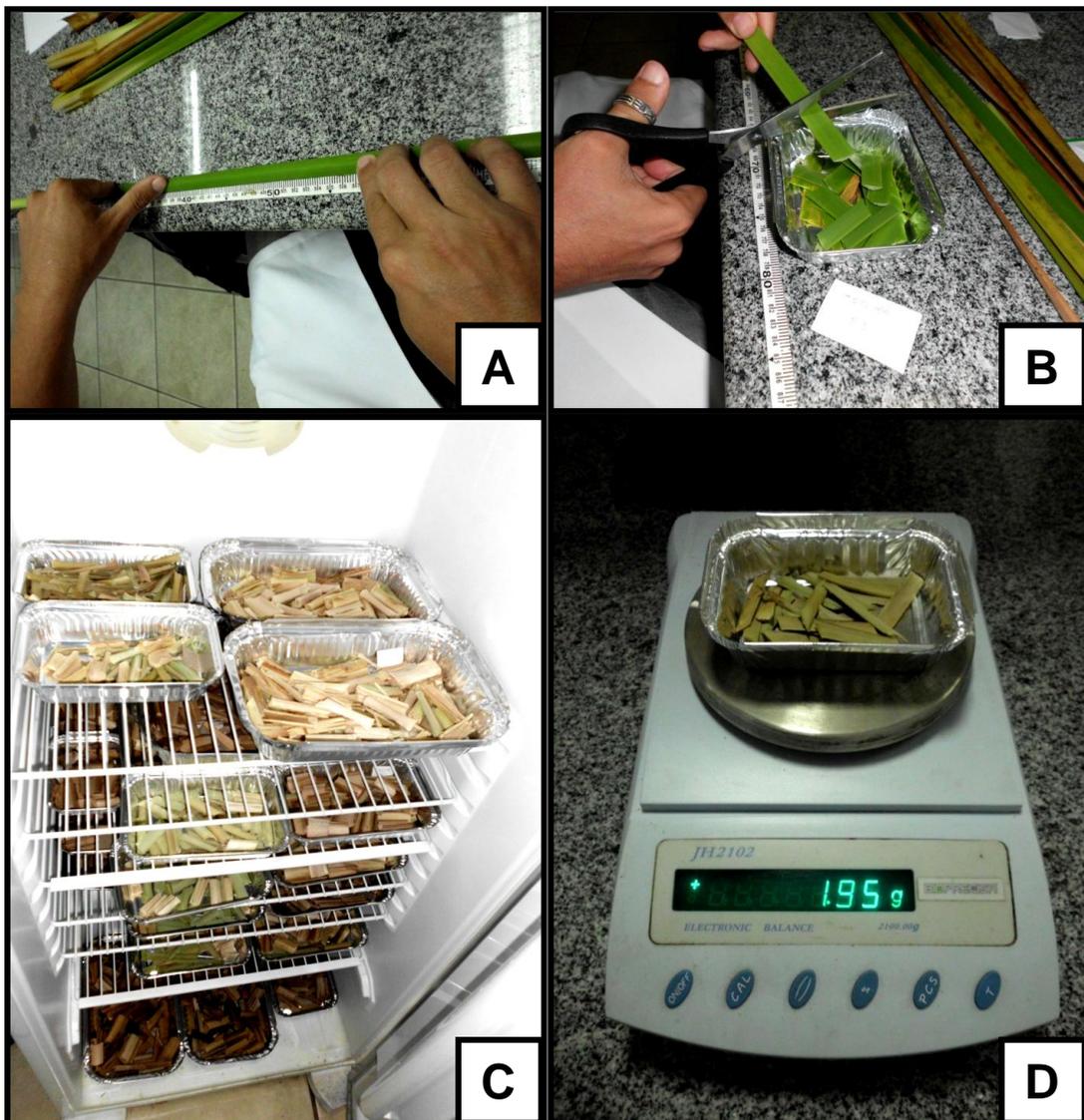


Figura 7: Processamento dos rametes de *T. domingensis*. (A – medição; B – preparação para secagem; C – secagem em estufa à 60° C e D – pesagem).

O teor de carbono de cada ramete foi determinado por um analisador de carbono total com unidade sólida (Shimadzu TOC-5000 - Carbon Analyzer) pela combustão completa a alta temperatura e detecção de CO<sub>2</sub> por infravermelho (FARJALLA et alii, 1999). Através do teor de carbono de cada ramete e de seu peso seco foi quantificado o peso de carbono de cada ramete (PCR) acima do nível da água.

Os PCR's dos rametes foram transformados em logaritmo de base 10 para que o pré-requisito do teste de regressão linear (distribuição normal dos resíduos) fosse alcançado. Foi aplicado um teste de regressão linear simples com objetivo de estabelecer uma relação entre a altura e o peso de carbono dos rametes. Com isso, os PCR's dos 30 rametes que tiveram seus crescimentos acompanhados puderam ser determinados de

forma indireta a partir da simples medida da altura do ramete durante o período amostral. Portanto, com o PCR de cada ramete determinado em cada tempo amostral a taxa de sequestro de carbono foi então calculada.

A taxa de sequestro de carbono dos rametes (TSC) foi estimada pela equação:

$$TSC = (B2 - B1) / \Delta t,$$

onde (B2 - B1) significa o peso em gramas de carbono fixado na biomassa do ramete acima do nível da água entre duas amostragens consecutivas (B1 = valor do PCR da amostragem anterior e B2 = valor do PCR da amostragem posterior), e  $\Delta t$  a variação do tempo em dias entre as amostragens.

Nesta pesquisa a taxa de sequestro de carbono é uma variação da taxa de produtividade líquida proposta por Thomaz e Esteves (2011). Contudo, diferente da taxa de produtividade líquida proposta por estes autores, a variável mensurada para determinação da taxa de sequestro de carbono não é a biomassa total do ramete entre duas amostragens consecutivas, mas o peso de carbono fixado no ramete. Portanto, a taxa de sequestro de carbono é uma estimativa da incorporação de carbono pelo ramete em função do tempo amostral. Essa incorporação de carbono pode se dar em função da assimilação pela fotossíntese e/ou em função da assimilação via o tecido de reserva (rizoma).

Como os pré-requisitos de homogeneidade das variâncias e normalidade dos dados não foram alcançados mesmo após várias tentativas de tratamento dos dados, nesta análise foram utilizadas testes estatísticos não paramétricos. As medianas das TSC's de cada coleta tiveram suas igualdades testadas utilizando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA seguido do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos.

Para testar a hipótese de diminuição da taxa de crescimento e aumento da taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis* em função do tempo amostral e do tamanho dos rametes (altura) foi utilizado o teste estatístico não paramétrico de correlação de Spearman.

As análises foram realizadas com auxílio do programa STATISTICA versão 7 e as figuras construídas com auxílio do programa GraphPad Prism® versão 5.0 (GraphPad Software, Inc.). Em todas as análises, foi adotado um grau de significância  $\alpha = 0,05$ .

#### 4.3.2. O corte ao nível da superfície da coluna d'água como estratégia para maximizar as taxas de sequestro de carbono em *Typha domingensis* Pers.

Foi realizado um experimento para acompanhamento da taxa de crescimento e da taxa de sequestro de carbono de rametes de *Typha domingensis* Pers. que sofreram dois tratamentos (não cortados e cortados) na lagoa Jurubatiba. Para este experimento foi escolhido um estande monoespecífico de *T. domingensis* próximo ao segundo braço da lagoa (Figura 5).

Para avaliar o corte na altura do nível da água como estratégia de manejo para rametes de *T. domingensis* foram marcados 30 rametes em fase inicial de crescimento, com comprimentos acima da lâmina d'água variando de 5 a 40 cm. Destes, 15 foram cortados no nível da água e 15 não foram cortados (Figura 8). Os rametes foram inicialmente marcados e medidos em 28/09/2011 e mensurados novamente em 15, 30, 38, 65 e 91 dias, respectivamente, após o dia da marcação. Em cada coleta, os rametes tiveram a altura acima do nível da água medida com auxílio de uma trena. A mensuração das alturas dos rametes foi padronizada tomando como referência o nível da água no primeiro dia de amostragem (28/09/2011). Para isso, foram fixadas duas réguas no sítio de estudo com o objetivo de acompanhar a variação do nível da água. A variação do nível da água entre as coletas foi descontada dos valores mensurados das alturas dos rametes.

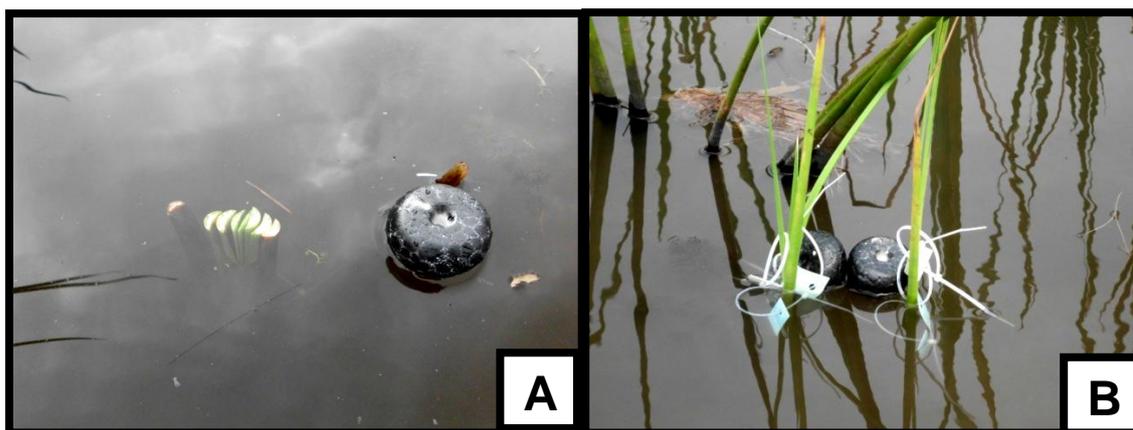


Figura 8: A – Ramete de *T. domingensis* cortado no nível da água e marcado na lagoa Jurubatiba durante o experimento. B – Rametes de *T. domingensis* não cortado e marcado na lagoa Jurubatiba durante o experimento. (Fotos de Maycon Granados).

A taxa de crescimento absoluto acima do nível da água (TCA) e a taxa de sequestro de carbono acima do nível da água (TSC) foram calculadas como descrito no item anterior (4.1.1.).

A taxa de crescimento absoluto dos rametes (TCA) foi estimada pela equação:

$$TCA = (A2 - A1) / \Delta t,$$

onde (A2 - A1) significa o crescimento, em centímetros, da parte do ramete acima do nível da água entre duas amostragens consecutivas (A1 = valor da altura na amostragem anterior e A2 = valor da altura na amostragem posterior), e  $\Delta t$  a variação do tempo, em dias, entre as amostragens.

A taxa de sequestro de carbono dos rametes (TSC) foi determinada de forma indireta através do ajuste por regressão linear entre a medida da altura acima do nível da água e o peso de carbono de rametes coletados na lagoa Jurubatiba no mesmo estande do presente estudo como descrito no item 4.1.1.

Para construção da curva de regressão, foram escolhidos aleatoriamente 40 rametes com diferentes alturas, variando entre 0,45 m e 2,20 m. Os rametes foram cortados na altura do nível da água e levados ao laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM/UFRJ-Macaé, onde tiveram suas alturas medidas com o auxílio de uma trena. Posteriormente os rametes foram limpos, cortados e secos em estufa a 60°C até não haver mais variação de seu peso seco. O peso seco de cada ramete foi quantificado através de uma balança digital com precisão de 0,01g (Figura 7). Os rametes secos e pesados foram então moídos, para completa homogeneização do material, em moinho de facas tipo Willey com peneira de 1mm e guardados em sacos plásticos hermeticamente fechados.

O teor de carbono de cada ramete foi determinado por um analisador de carbono total com unidade sólida (Shimadzu TOC-5000 - Carbon Analyzer) pela combustão completa a alta temperatura e detecção de CO<sub>2</sub> por infravermelho (FARJALLA et alii, 1999). Através do teor de carbono de cada ramete e de seu peso seco foi quantificado o peso de carbono de cada ramete (PCR) acima do nível da água.

Os PCR's dos rametes foram transformados em logaritmo de base 10 para que o pré-requisito do teste de regressão linear (distribuição normal dos resíduos) fosse alcançado. Foi aplicado um teste de regressão linear simples com objetivo de estabelecer uma relação entre a altura e o peso de carbono dos rametes. Com isso, os PCR's dos 30 rametes que sofreram os tratamentos não cortado e cortado, e tiveram seus

crescimentos acompanhados, puderam ser determinados de forma indireta a partir da simples medida da altura do ramete durante o período amostral. Portanto, com o PCR de cada ramete determinado em cada tempo amostral a taxa de sequestro de carbono foi então calculada.

A taxa de sequestro de carbono dos rames (TSC) foi estimada pela equação:

$$TSC = (B2 - B1) / \Delta t,$$

onde (B2 - B1) significa o peso em gramas de carbono fixado na biomassa do ramete acima do nível da água entre duas amostragens consecutivas (B1 = valor do PCR da amostragem anterior e B2 = valor do PCR da amostragem posterior), e  $\Delta t$  a variação do tempo em dias entre as amostragens.

As médias das TCA's e das TSC's de cada coleta tiveram suas igualdades testadas utilizando o teste paramétrico de variância bifatorial (factorial ANOVA) seguido do teste a posteriori Unequal N HSD.

As análises foram realizadas com auxílio do programa STATISTICA, versão 7 e as figuras construídas com auxílio do programa GraphPad Prism® versão 5.0 (GraphPad Software, Inc.). Em todas as análises, foi adotado um grau de significância  $\alpha = 0,05$ .

### **4.3.3. Influência do grau trofia do ecossistema sobre o sequestro de carbono em *Typha domingensis* Pers.**

Para este ensaio foram escolhidos três ecossistemas costeiros da cidade de Macaé, estado do Rio de Janeiro, com diferenciados graus de trofia: lagoa Jurubatiba, lagoa Imboassica e Canal Campos-Macaé. As coletas foram realizadas entre os meses de setembro e novembro de 2012.

Para caracterização dos ecossistemas quanto ao grau de trofia foram obtidos alguns parâmetros físico-químicos da água. No campo foram obtidos os valores de salinidade, condutividade elétrica e o teor de oxigênio dissolvido. No laboratório foram obtidos os valores de alcalinidade total, pH, concentrações de fósforo total, concentrações nitrogênio total, concentrações de carbono orgânico dissolvido e concentrações de clorofila a.

A condutividade elétrica e a salinidade foram obtidas no campo através de um termistor digital modelo YSI 30. Os teores de oxigênio dissolvido na água foram obtidos no campo através de um oxímetro modelo YSI 550A. Para a análise dos demais fatores abióticos, amostras de água foram coletadas e conduzidas ao laboratório.

No laboratório, as amostras de água foram analisadas quanto ao pH através de um potenciômetro digital modelo Digimed DM2 e a alcalinidade total foi obtida por titulometria segundo o método de Gran (1952).

Amostras de água foram filtradas em filtros GF/F 47 mm para análise de clorofila a e nutrientes (fósforo, nitrogênio e carbono). A clorofila a foi extraída dos filtros com etanol 90% e mensurada através de leitura em espectrofotômetro (modelo Varian 50 Bio UV-visível e cubeta de quartzo) com absorvância de 665 nm (NUSH, 1980). As concentrações de fósforo total foram estimadas segundo o método do complexo azul de molibdênio, através de leitura em espectrofotômetro (modelo Varian 50 Bio UV-visível e cubeta de quartzo) com prévia digestão por persulfato de potássio (GOLTERMAN et alii, 1978). As concentrações de nitrogênio total foram determinadas por um analisador de nitrogênio total (Shimadzu unidade TNM-1 do TOC-5000 – Carbon Analyzer) com prévia digestão por persulfato de potássio. As concentrações de carbono orgânico dissolvido foram determinadas por um analisador de carbono orgânico total (Shimadzu TOC-5000 - Carbon Analyzer) pela combustão completa a alta temperatura e detecção de CO<sub>2</sub> por infravermelho (FARJALLA et alii, 1999).

Em cada ecossistema foram escolhidos aleatoriamente, 30 rametes de *Typha domingensis* Pers. com diferentes valores de altura variando entre 1 m e 3,5 m. Os rametes foram cortados na base do rizoma e levados ao laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM/UFRJ-Macaé. Cada ramete teve a altura acima da base do rizoma medida com o auxílio de uma trena. Posteriormente os rametes foram limpos, cortados e secos em estufa à 60°C até não mais haver variação de seu peso seco. O peso seco de cada ramete foi quantificado através de uma balança digital com precisão de 0,01g (Bioprecisa modelo JH2102). Os rametes secos e pesados foram então moídos, para completa homogeneização do material, em moinho de facas tipo Willey com peneira de 1mm e guardados em sacos plásticos hermeticamente fechados.

Os teores de carbono de cada ramete foram determinados por um analisador de carbono total com unidade sólida (Shimadzu TOC-5000 - Carbon Analyzer) pela combustão completa a alta temperatura e detecção de CO<sub>2</sub> por infravermelho (FARJALLA et alii 1999). Através do teor de carbono de cada ramete e de seu peso seco foi quantificado o peso de carbono acima da base do rizoma (PCR) de cada ramete. As igualdades das medianas dos teores de carbono dos rametes de *T. domingensis* de cada ecossistema foram testadas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA seguido do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos. Antes de comparar as medianas do teor de carbono entre os diferentes ambientes foi verificado se a variação da altura dos rametes coletados nos três ecossistemas foi semelhante através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA seguido do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos. Foi verificado também se a variação da altura dos rametes tinha alguma influência no teor de carbono através de correlações de Spearman entre a altura dos rametes e o teor de carbono para cada ecossistema.

A relação entre a altura e o peso de carbono dos rametes de *T. domingensis* coletados nos três ecossistemas com graus diferenciados de trofia foi testada através de regressões lineares simples utilizando a altura dos rametes como variável independente. Para normalização dos resíduos, os dados de peso seco foram anteriormente transformados em logaritmo de base 10. As inclinações e os interceptos das curvas de regressão linear geradas para os três ecossistemas tiveram suas igualdades testadas através de uma análise de covariância (ANCOVA).

As regressões lineares simples, a análise de covariância e as figuras foram feitas com o software GraphPad Prism® versão 5.0 (GraphPad Software, Inc.). Para o teste de Kruskal-Wallis ANOVA e de correlação de Spearman foi utilizado o programa STATISTICA versão 7. Em todas as análises, foi adotado um grau de significância  $\alpha = 0,05$ .

## 5. RESULTADOS

### 5.1. A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de *T. domingensis* Pers. na Lagoa Jurubatiba

Os resultados da análise de variância bifatorial que testa as igualdades das médias das TCA's entre as classes de tamanho em função do tempo são apresentados na tabela 1. Como não houve diferenças significativas das médias das TCA's entre as classes de tamanho dos rametes em função do tempo ( $p = 0,341$ ) e entre as classes de tamanho entre si ( $p = 0,515$ ), as classes de tamanho foram reunidas em um único grupo para as análises seguintes.

Tabela 1: Resultados da análise de variância bifatorial que testa as igualdades das médias das TCA's dos rametes entre as classes de tamanho em função do tempo.

Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
<b>Tempo das coletas</b>	1,218	4	0,305	64,538	0,000*
<b>Classes de tamanho</b>	0,006	2	0,003	0,669	0,515
<b>Classes de tamanho x Tempo das coletas</b>	0,043	8	0,005	1,143	0,341
<b>Erro</b>	0,481	102	0,005		

\*  $p < 0,05$

Na tabela 2, são apresentadas as estatísticas da variável altura dos rametes durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. Observa-se, nessa tabela, que no primeiro dia de amostragem a altura dos rametes variou de 33,5 cm a 60,0 cm e no último dia de amostragem variou de 146,0 cm a 230,0 cm. A maior variação da altura ocorreu nos dois últimos períodos de amostragem, 65 dias e 91 dias, apresentando desvio padrão de 17,9 e 19,4 respectivamente.

Tabela 2: Estatísticas da variável altura dos rametes durante o período de amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=30).

Dias de Amostragem	Altura Mínima (cm)	Altura Máxima (cm)	Altura Média (cm)	Desvio Padrão
0	33,5	60,0	48,1	8,2
15	72,0	111,0	87,6	10,4
30	91,0	148,0	112,4	13,3
38	96,0	157,0	119,9	15,1
65	124,0	194,0	154,0	17,9
91	146,0	230,0	184,1	19,4

Os resultados da análise de variância unifatorial e do teste a posteriori Unequal N HSD, utilizados para testar a igualdade das médias das alturas dos rametes entre os dias de amostragem são apresentados nas tabelas 3 e 4 respectivamente. Foram encontradas diferenças significativas nas médias das alturas dos rametes entre as coletas (Tabela 3). As médias das alturas apresentaram diferenças significativas em quase as todas as comparações par a par entre os dias de amostragem com exceção da comparação entre 30 e 38 dias (Tabela 4 e figura 9).

Tabela 3: Resultados da análise de variância unifatorial que testa a igualdade das médias das alturas dos rametes entre as coletas (tempo).

Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
Tempo	272830	5	54566	261,918	0,00*
Erro	28750	138	208		

\* p<0,05

Tabela 4: Valores de p do teste a posteriori Unequal N HSD da análise de variância unifatorial que testa as igualdades das médias das alturas dos rametes por comparações par a par entre os dias de coleta.

Tempo	0 dias	15 dias	30 dias	38 dias	65 dias	91 dias
0 dias						
15 dias	0,000020*					
30 dias	0,000020*	0,000020*				
38 dias	0,000020*	0,000020*	0,492257			
65 dias	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*		
91 dias	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	0,000020*	

\* p<0,05

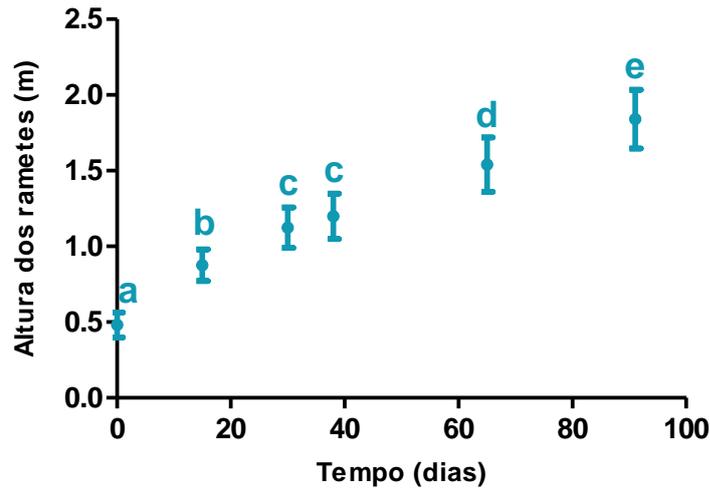


Figura 9: Variação da altura dos rametes na Lagoa Jurubatiba durante o período de amostragem. O ponto representa o valor médio e a barra o desvio padrão. Letras diferentes (a,b,c,d,e) significam diferenças significativas na análise de variância unifatorial seguida do teste a posteriori Unequal N HSD. (n=30).

Na tabela 5, são apresentadas as estatísticas da variável taxa de crescimento absoluto dos rametes durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. Os maiores valores da TCA ocorreram com 15 dias de amostragem, variando de 1,93 cm.dia<sup>-1</sup> a 3,73 cm.dia<sup>-1</sup>. Os menores valores da TCA ocorreram com 91 dias de amostragem, variando de 0,58 cm.dia<sup>-1</sup> a 1,58 cm.dia<sup>-1</sup>. As maiores variações da TCA ocorreram nos três primeiros períodos de amostragem (15, 30 e 38 dias), apresentando desvio padrão de 0,46, 0,46 e 0,40 respectivamente.

Tabela 5: Estatísticas da variável taxa de crescimento absoluto dos rametes durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=30).

Dias de Amostragem	TCA Mínima (cm.dia <sup>-1</sup> )	TCA Máxima (cm.dia <sup>-1</sup> )	TCAA Média (cm. dia <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão
15	1,93	3,73	2,63	0,46
30	0,87	2,47	1,66	0,46
38	0,13	1,88	0,84	0,40
65	0,74	1,78	1,25	0,28
91	0,58	1,58	1,15	0,28

Os resultados da análise de variância unifatorial e do teste a posteriori Unequal N HSD, utilizados para testar a igualdade das médias das TCA's entre os dias de amostragem são apresentados nas tabelas 6 e 7 respectivamente. Foram encontradas

diferenças significativas nas médias das TCA's entre as coletas (Tabela 6). As médias das TCA's apresentaram diferenças significativas em quase todas as comparações par a par entre os dias de amostragem com exceção da comparação entre 65 dias e 91 dias (Tabela 7 e figura 10). Há uma tendência de diminuição da TCA com o decorrer dos primeiros 30 dias de amostragem. A partir de 65 dias a TCA se estabiliza com valores em torno de 1 cm dia<sup>-1</sup>. (Tabela 5 e figura 10).

Tabela 6: Resultados da análise de variância unifatorial que testa a igualdade das médias das taxas de crescimento absoluta dos rametes entre as coletas (tempo).

Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
Tempo	1,25834	4	0,31459	66,359	0,00*
Erro	0,53095	112	0,00474		

\* p<0,05

Tabela 7: Valores de p do teste a posteriori Unequal N HSD da análise de variância unifatorial que testa a igualdade das médias das taxas de crescimento absoluta dos rametes por comparações par a par entre os dias de coleta.

Tempo	15 dias	30 dias	38 dias	65 dias	91 dias
<b>15 dias</b>					
<b>30 dias</b>	0,000114*				
<b>38 dias</b>	0,000114*	0,000114*			
<b>65 dias</b>	0,000114*	0,007891*	0,000197*		
<b>91 dias</b>	0,000114*	0,000390*	0,005439*	0,852113	

\* p<0,05

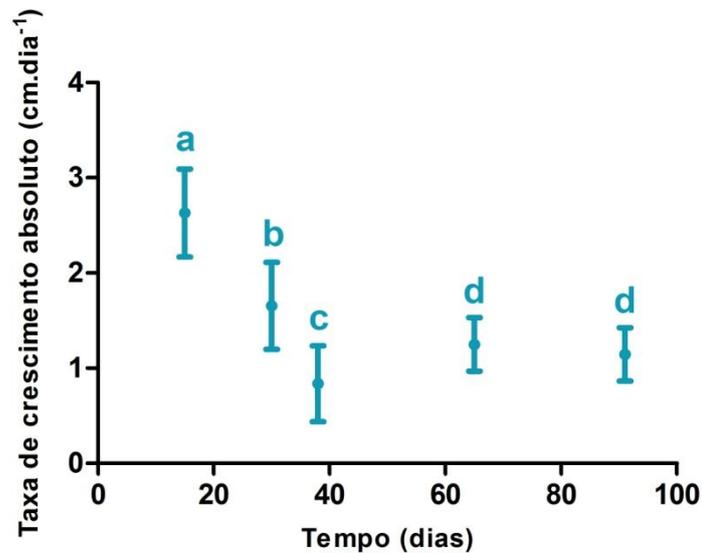


Figura 10: Variação da taxa de crescimento absoluto dos rametes de *T. domingensis* na Lagoa Jurubatiba durante o período de amostragem. O ponto representa o valor médio e a barra o desvio padrão. Letras diferentes (a,b,c,d) significam diferenças significativas na análise de variância unifatorial seguida do teste a posteriori Unequal N HSD. (n=30).

O teor de carbono médio para os 40 rametes utilizados no ajuste da regressão linear entre os valores de altura e peso de carbono para determinação indireta da TSC foi de 41,15% com desvio padrão de 2,43.

Na figura 11 é apresentado o resultado da regressão linear entre a altura e peso de carbono dos rametes coletados para determinação indireta da TSC dos rametes que tiveram seus crescimentos acompanhados na Lagoa Jurubatiba. O ajuste pela regressão linear se mostrou significativo com porcentagem de explicação de 96,8%. (Figura 11). A partir da equação da reta gerada pelo modelo ( $y = 1,146x - 0,7527$ ), a TSC pôde ser determinada.

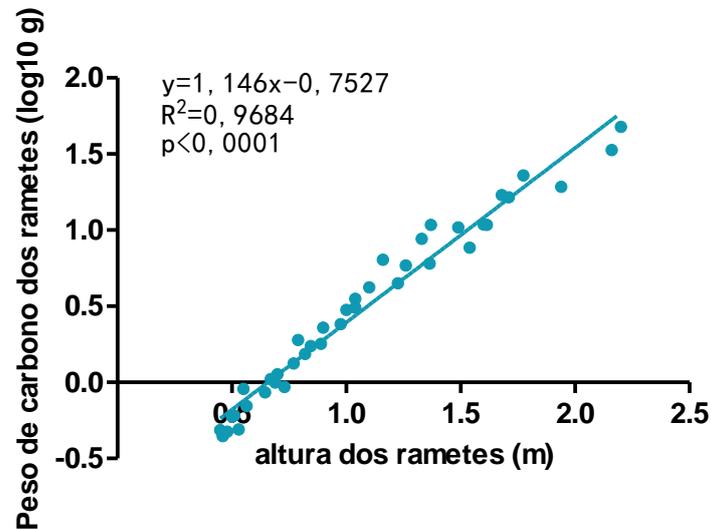


Figura 11: Regressão linear entre a altura e peso de carbono dos rametes de *T. domingensis* coletados em um estande monoespecífico na Lagoa Jurubatiba. Na figura são apresentados a equação da reta, o valor de  $R^2$  e o valor de  $p$ . ( $n=40$ ).

Na Tabela 8, são apresentadas as estatísticas da variável peso de carbono dos rametes determinadas a partir da equação da reta gerada pelo modelo de regressão linear. Os maiores valores médios do PCR ocorreram nos últimos períodos de amostragem. Foi verificado um aumento gradativo dos valores de PCR com o decorrer dos dias de amostragem e com o aumento do comprimento dos rametes (Tabelas 2 e 8). A maior variação do PCR ocorreu com 91 dias de amostragem, apresentando desvio padrão de 15,82 (Tabela 8).

Tabela 8: Estatísticas da variável peso de carbono dos rametes durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. ( $n=30$ ).

Dias de Amostragem	PCR Mínimo (g)	PCR Máximo (g)	PCR Médio (g)	Desvio Padrão
0	0,43	0,88	0,64	0,13
15	1,18	3,31	1,85	0,54
30	1,95	8,78	3,66	1,53
38	2,23	11,13	4,54	2,08
65	4,66	29,55	11,50	5,94
91	8,33	76,40	26,08	15,82

Na tabela 9, são apresentadas as estatísticas da variável taxa de sequestro de carbono dos rametes durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. Os menores valores da TSC ocorreram nos primeiros dias de amostragem (15, 30 e 38 dias), apresentando valores médios de 0,08 gC.dia<sup>-1</sup>, 0,12 gC.dia<sup>-1</sup> e 0,10 gC.dia<sup>-1</sup> respectivamente. Os maiores valores da TSC ocorreram com 65 e 91 dias de amostragem, apresentando valores médios de 0,26 gC.dia<sup>-1</sup> e 0,54 gC.dia<sup>-1</sup> respectivamente. As maiores variações da TSC ocorreram nos dois últimos períodos de amostragem (65 e 91 dias), apresentando desvio padrão de 0,15 e 0,38 respectivamente. Com 91 dias a TSC média foi 6,75 vezes maior que a encontrada nos primeiros 15 dias de amostragem (Tabela 9).

Tabela 9: Estatísticas da variável taxa de sequestro de carbono dos rametes durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=30).

<b>Dias de Amostragem</b>	<b>TSC Mínima (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>TSC Máxima (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>TSC Média (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>Desvio Padrão</b>
15	0,05	0,17	0,08	0,03
30	0,04	0,36	0,12	0,07
38	0,01	0,29	0,10	0,08
65	0,08	0,68	0,26	0,15
91	0,11	1,74	0,54	0,38

Foram encontradas diferenças significativas das medianas da TSC entre as coletas segundo a análise de Kruskal-Wallis ANOVA ( $H = 68,80825$ , 4 graus de liberdade,  $N = 117$  e  $P < 0,05$ ). Os resultados do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos, utilizado para testar a igualdade das medianas das TSC's por comparações par a par entre os dias de coleta são apresentados nas tabelas 10 e 11. As medianas da TSC não apresentaram diferenças significativas nas comparações par a par entre os três primeiros períodos de amostragem (Tabela 11 e figura 12). Há uma tendência de aumento da TSC com o decorrer dos dias de amostragem (Figura 12). Nos dois últimos períodos de amostragem a TSC apresenta os maiores valores (Tabela 9) e não apresentam diferenças significativas nas suas medianas por comparação par a par (Tabela 11 e figura 12). Foram encontradas diferenças significativas entre os três primeiros períodos de amostragem e os dois últimos (Figura 12).

Tabela 10: Valores de z do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos utilizado para testar a igualdade das medianas das taxas de sequestro de carbono dos rametes por comparações par a par entre os dias de coleta.

Tempo	15 dias	30 dias	38 dias	65 dias	91 dias
15 dias					
30 dias	1,862095				
38 dias	0,353679	1,477940			
65 dias	4,807338	2,864342	4,357921		
91 dias	6,872128	4,932312	6,393738	2,151662	

Tabela 11: Valores de p do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos utilizado para testar a igualdade das medianas das taxas de sequestro de carbono dos rametes por comparações par a par entre os dias de coleta.

Tempo	15 dias	30 dias	38 dias	65 dias	91 dias
15 dias					
30 dias	0,625897				
38 dias	1,000000	1,000000			
65 dias	0,000015*	0,041788*	0,000131*		
91 dias	0,000000*	0,000008*	0,000000*	0,314240	

\*  $p < 0,05$

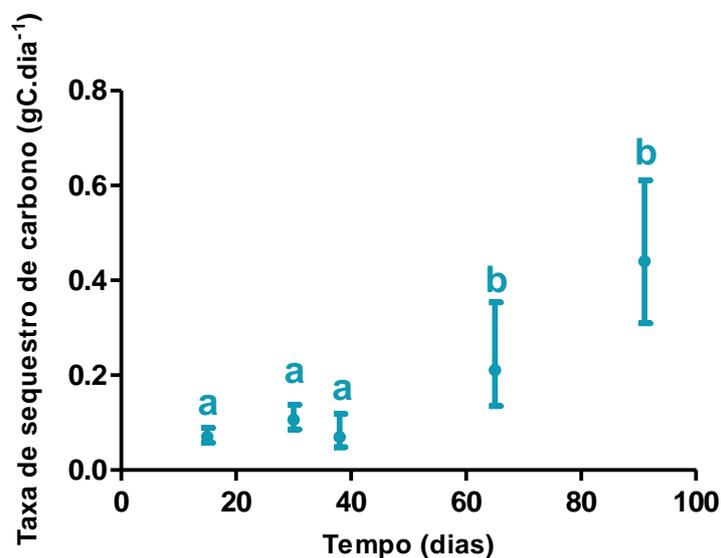


Figura 12: Variação da taxa de sequestro de carbono dos rametes na Lagoa Jurubatiba durante o período amostral. O ponto representa o valor da mediana e a barra os interquartis. Letras diferentes (a,b) significam diferenças significativas na análise de Kruskal-Wallis ANOVA seguida do teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos. (n=30).

Os resultados do teste de Spearman que correlaciona o tempo de amostragem, o tamanho dos rametes, a TCA e a TSC é apresentado na tabela 12. Existe uma relação muito forte e significativa de aumento do tamanho dos rametes com o decorrer do período de amostragem ( $r = +0,91$ ). Foi encontrada uma relação significativa de diminuição da TCA e aumento da TSC com o decorrer do tempo ( $r = -0,62$  e  $r = +0,68$ , respectivamente). Foi encontrada uma modesta relação significativa de diminuição da TCA com o aumento do tamanho dos rametes ( $r = -0,44$ ) e uma forte relação significativa de aumento da TSC com o aumento do tamanho dos rametes ( $r = +0,70$ ). Apesar de significativa a relação encontrada de diminuição da TCA com o aumento da TSC é pouco explicativa ( $r = -0,19$ ).

Tabela 12: Valores de  $r$  das correlações de Spearman entre o tempo de amostragem, o tamanho dos rametes, a taxa de crescimento absoluto e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis* na lagoa Jurubatiba. (n=30).

Correlações	Tempo	Tamanho dos rametes	TCAA	TSCA
Tempo				
Tamanho dos rametes	+0,91*			
TCA	-0,62*	-0,44*		
TSC	+0,68*	+0,70*	-0,19*	

\*  $p < 0,05$

Durante o experimento o nível da água não apresentou variação expressiva que pudesse afetar a TCA ou a TSC dos rametes de *T. domingensis* na lagoa Jurubatiba. O nível da água variou de -8 cm (15 dias) a +4 cm (65 dias) em relação a primeiro dia de amostragem (Figura 13).

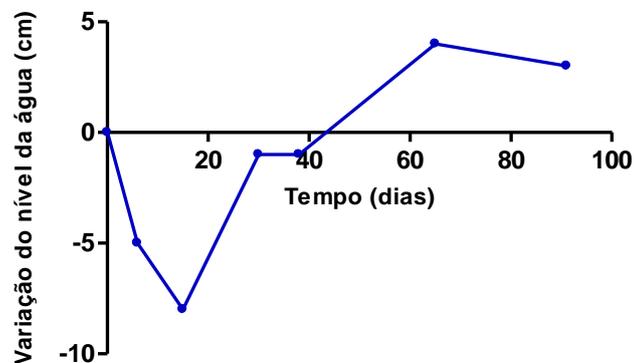


Figura 13: Variação do nível da água da lagoa Jurubatiba durante o período amostral.

## 5.2. O corte ao nível da superfície da coluna d'água como estratégia para maximizar as taxas de sequestro de carbono em *Typha domingensis* Pers.

Na tabela 13, são apresentadas as estatísticas da variável taxa de crescimento absoluto para os rametes não cortados. O maior valor médio das TCA's ocorreu com 15 dias de amostragem (3,26 cm.dia<sup>-1</sup>). Os menores valores médios das TCA's ocorreram com 38, 65 e 91 dias de amostragem (1,24 cm.dia<sup>-1</sup>, 1,36 cm.dia<sup>-1</sup> e 1,23 cm.dia<sup>-1</sup> respectivamente). As maiores variações das TCA's ocorreram nos dois primeiros períodos de amostragem (15 e 30 dias), apresentando desvio padrão de 0,45 e 0,60 respectivamente.

Tabela 13: Estatísticas da variável taxa de crescimento absoluto dos rametes não cortados durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=15).

Dias de Amostragem	TCA Mínima (cm.dia <sup>-1</sup> )	TCA Máxima (cm.dia <sup>-1</sup> )	TCA Média (cm.dia <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão
15	2,43	4,33	3,26	0,45
30	1,33	3,33	2,48	0,60
38	0,63	1,75	1,24	0,32
65	0,96	1,74	1,36	0,23
91	0,73	1,62	1,23	0,32

Na tabela 14, são apresentadas as estatísticas da variável taxa de crescimento absoluto para os rametes cortados ao nível da água. O maior valor médio das TCA's ocorreu com 15 dias de amostragem (4,82 cm dia<sup>-1</sup>). Os menores valores médios das TCA's ocorreram com 65 e 91 dias de amostragem (1,27 cm.dia<sup>-1</sup> e 1,13 cm.dia<sup>-1</sup> respectivamente). As maiores variações das TCA's ocorreram com 30 e 38 dias de amostragem, apresentando desvio padrão de 1,33 e 1,66 respectivamente.

Tabela 14: Estatísticas da variável taxa de crescimento absoluto dos rametes cortados durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=15).

Dias de Amostragem	TCA Mínima (cm.dia <sup>-1</sup> )	TCA Máxima (cm.dia <sup>-1</sup> )	TCA Média (cm.dia <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão
15	4,53	5,27	4,82	0,27
30	1,60	5,40	3,66	1,33
38	0,63	4,88	2,50	1,66
65	0,22	2,04	1,27	0,57
91	0,12	1,88	1,13	0,59

Comparando as TCA's entre os rametes não cortados e cortados observaram-se maiores valores médios com 15, 30 e 38 dias de amostragem para os rametes cortados. As TCA's dos rametes cortados foram 1,5 vezes maiores que a dos rametes não cortados com 15 e 30 dias de amostragem e 2 vezes maiores com 38 dias de amostragem. A figura 14 ilustra o rápido crescimento dos rametes após o corte nos primeiros dias de amostragem.

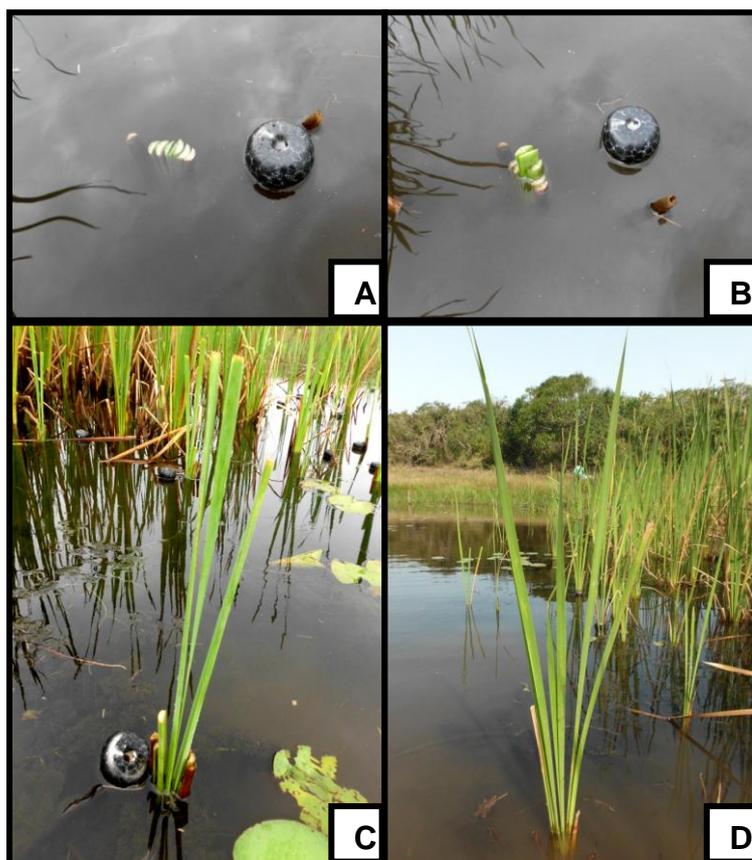


Figura 14: Crescimento de um ramete de *T. domingensis* após o corte na Lagoa Jurubatiba. (A = dia do corte, B = 1 dia após o corte, C = 6 dias após o corte e D = 15 dias após o corte).

Na tabela 15, são apresentadas as estatísticas da variável taxa de sequestro de carbono para os rametes não cortados. O menor valor médio da TSC ocorreu com 15 dias de amostragem ( $0,05 \text{ gC.dia}^{-1}$ ). Os maiores valores da TSC ocorreram com 65 e 91 dias de amostragem, apresentando valores médios de  $0,24 \text{ gC.dia}^{-1}$  e  $0,58 \text{ gC.dia}^{-1}$  respectivamente. A maior variação da TSC ocorreu com 91 dias de amostragem, apresentando desvio padrão de 0,33.

Tabela 15: Estatísticas da variável taxa de sequestro de carbono dos rametes não cortados durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=15).

<b>Dias de Amostragem</b>	<b>TSC Mínima (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>TSC Máxima (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>TSC Média (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>Desvio Padrão</b>
15	0,04	0,07	0,05	0,01
30	0,06	0,25	0,13	0,06
38	0,05	0,22	0,11	0,05
65	0,09	0,37	0,24	0,09
91	0,16	1,06	0,58	0,33

Na tabela 16, são apresentadas as estatísticas da variável taxa de sequestro de carbono para os rametes cortados no nível da água. Os menores valores médios da TSC ocorreram com 15 e 30 dias de amostragem ( $0,08 \text{ gC.dia}^{-1}$  e  $0,09 \text{ gC.dia}^{-1}$ , respectivamente). O maior valor da TSC ocorreu com 91 dias de amostragem, apresentando valor médio de  $0,45 \text{ gC.dia}^{-1}$ . A maior variação da TSC ocorreu com 91 dias de amostragem, apresentando desvio padrão de 0,33.

Tabela 16: Estatísticas da variável taxa de sequestro de carbono dos rametes cortados durante o período amostral na Lagoa Jurubatiba. (n=15).

<b>Dias de Amostragem</b>	<b>TSC Mínima (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>TSC Máxima (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>TSC Média (gC.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>Desvio Padrão</b>
15	0,07	0,09	0,08	0,01
30	0,05	0,18	0,09	0,04
38	0,05	0,29	0,13	0,07
65	0,02	0,68	0,22	0,17
91	0,01	1,05	0,45	0,33

Os resultados da análise de variância bifatorial que testa a igualdade das TCA's entre os tratamentos não cortado e cortado em função do tempo são apresentados nas

tabelas 17 e 18. Foram encontradas diferenças significativas entre os tratamentos em função do tempo, entre os tratamentos e entre os tempos de coleta (Tabela 17). As médias das TCA's apresentaram diferenças significativas nas comparações par a par entre os tratamentos não cortado e cortado nos três primeiros períodos de amostragem (15, 30 e 38 dias) segundo o teste a posteriori Unequal N HSD. Com 65 e 91 dias de amostragem não foram mais encontradas diferenças significativas (Tabela 18 e figura 15). Há uma tendência de diminuição da TCA com o decorrer dos dias de amostragem em ambos os tratamentos (Figura 15).

Tabela 17: Resultados da análise de variância bifatorial que testa a igualdade das médias das taxas de crescimento absoluta dos rametes entre os tratamentos não cortados e cortados em função do tempo. (n=15).

Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
<b>Tempo das coletas</b>	125,512	4	31,378	56,653	0,000000*
<b>Tratamento</b>	16,555	1	16,555	29,890	0,000000*
<b>Tratamento x Tempo das coletas</b>	14,384	4	3,596	6,493	0,000096*
<b>Erro</b>	63,140	114	0,554		

\* p<0,05

Tabela 18: Valores de p do teste a posteriori Unequal N HSD da análise de variância bifatorial que testa a igualdade das médias das taxas de crescimento absoluta por comparações par a par entre os tratamentos não cortado e cortado e entre os dias de coleta. Os números representam os dias de amostragem e as letras NC e C os tratamentos não cortado e cortado respectivamente. (n=15).

	15NC	15C	30NC	30C	38NC	38C	65NC	65C	91NC	91C
15 NC										
15C	0,015207*									
30NC	0,126463	0,000165*								
30C	0,962608	0,184960	0,011729*							
38NC	0,000155*	0,000155*	0,000627*	0,000155*						
38C	0,330598	0,000167*	1,000000	0,013732*	0,004935*					
65NC	0,000155*	0,000155*	0,002834*	0,000155*	0,999989	0,017393*				
65C	0,000156*	0,000155*	0,014669*	0,000155*	1,000000	0,012631*	1,000000			
91NC	0,000155*	0,000155*	0,000540*	0,000155*	1,000000	0,004269*	0,999972	1,000000		
91C	0,000155*	0,000155*	0,001662*	0,000155*	0,999998	0,001401*	0,999143	0,999989	0,999999	

\*p<0,05

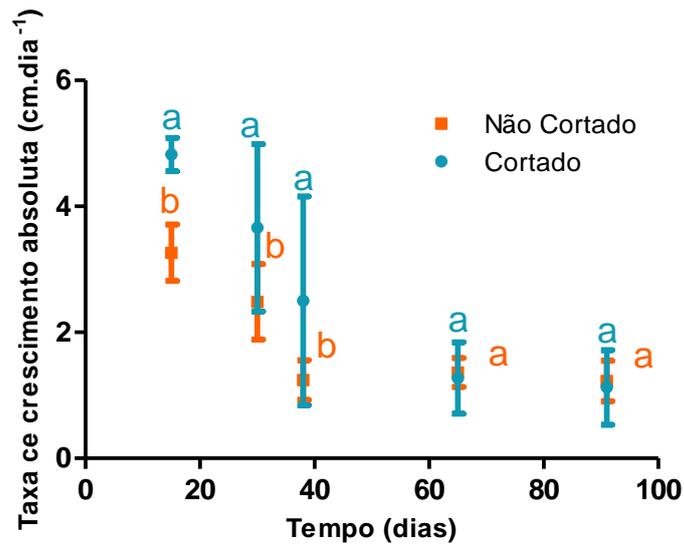


Figura 15: Variação da taxa de crescimento absoluto dos rametes entre os tratamentos não cortado e cortado durante o período amostral. O ponto representa o valor médio e a barra o desvio padrão. Letras diferentes (a,b) significam diferenças significativas por comparações entre os tratamentos em cada tempo de amostragem na análise de variância bifatorial seguida do teste a posteriori Unequal N HSD. (n=15).

Os resultados da análise de variância bifatorial que testa a igualdade das TSC's entre os tratamentos não cortado e cortado em função do tempo são apresentados nas tabelas 19 e 20. Foram encontradas diferenças significativas somente entre os tempos de coleta (Tabela 19). As médias das TSC's não apresentaram diferenças significativas nas comparações par a par entre os tratamentos não cortado e cortado em nenhum período de amostragem segundo o teste a posteriori Unequal N HSD (Tabela 20 e figura 16). Há uma tendência de aumento da TSC com o decorrer dos dias de amostragem para ambos os tratamentos (Figura 16).

Tabela 19: Resultados da análise de variância bifatorial que testa a igualdade das médias das taxas de sequestro de carbono dos rametes entre os tratamentos não cortados e cortados em função do tempo. (n=15).

Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
<b>Tempo das coletas</b>	3,121	4	0,780	27,6030	0,000000*
<b>Tratamento</b>	0,022	1	0,022	0,7874	0,376741
<b>Tratamento x Tempo das coletas</b>	0,089	4	0,022	0,7837	0,538034
<b>Erro</b>	3,251	115	0,028		

\* p<0,05

Tabela 20: Valores de p do teste a posteriori Unequal N HSD da análise de variância bifatorial que testa a igualdade das médias das taxas de sequestro de carbono por comparações par a par entre os tratamentos não cortado e cortado e entre os dias de coleta. Os números representam os dias de amostragem e as letras NC e C os tratamentos não cortado e cortado respectivamente. (n=15).

	15NC	15C	30NC	30C	38NC	38C	65NC	65C	91NC	91C
15 NC										
15C	1,000000									
30NC	0,966059	0,999973								
30C	0,999886	1,000000	0,999983							
38NC	0,991416	0,999999	1,000000	1,000000						
38C	0,985175	0,999959	1,000000	0,999970	1,000000					
65NC	0,082739	0,825637	0,727105	0,588643	0,576909	0,882688				
65C	0,392033	0,918061	0,961333	0,780799	0,909573	0,967500	1,000000			
91NC	0,000155*	0,000201*	0,000155*	0,000155*	0,000155*	0,000155*	0,000163*	0,000231*		
91C	0,000162*	0,008629*	0,000855*	0,000254*	0,000475*	0,000955*	0,111242	0,051216	0,746406	

\*p<0,05

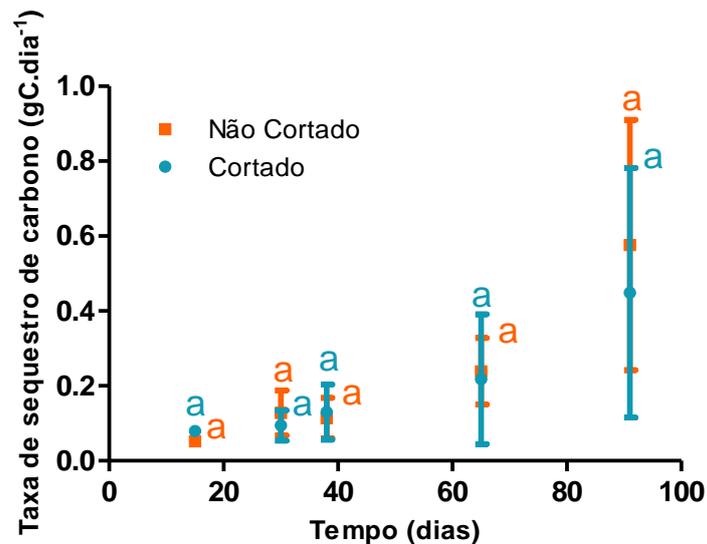


Figura 16: Variação da taxa de sequestro de carbono dos rametes entre os tratamentos não cortado e cortado durante o período amostral. O ponto representa o valor médio e a barra o desvio padrão. Letras iguais (a,a) significam ausência de diferenças significativas por comparações entre os tratamentos em cada tempo de amostragem na análise de variância bifatorial seguida do teste a posteriori Unequal N HSD. (n=15).

### 5.3. Influência do grau trofia do ecossistema sobre o sequestro de carbono de *Typha domingensis* Pers.

A Lagoa Jurubatiba apresentou na água as menores concentrações de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) e as maiores concentrações de oxigênio dissolvido. O Canal Campos-Macaé apresentou as maiores concentrações de nutrientes e carbono orgânico dissolvido, e as menores concentrações de oxigênio dissolvido. A Lagoa Imboassica apresentou as maiores concentrações de clorofila a e concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido com valores intermediários entre a Lagoa Jurubatiba e o Canal Campos-Macaé (Tabela 21).

Tabela 21: Variáveis abióticas da água da lagoa Jurubatiba, lagoa Imboassica e do Canal Campos-Macaé medidas durante as coletas: pH, alcalinidade, salinidade, condutividade, oxigênio dissolvido, carbono orgânico dissolvido (COD), coloração (absorvância a 430 nm), nitrogênio (N) total e fósforo (P) total, clorofila a, aporte de efluentes não tratados, avançado processo de assoreamento e ocupação populacional do entorno.

<b>Ecosistemas</b> <b>Variáveis abióticas</b>	<b>Lagoa</b> <b>Jurubatiba</b>	<b>Lagoa</b> <b>Imboassica</b>	<b>Canal</b> <b>Campos-Macaé</b>
<b>pH</b>	6,64	7,1	7,0
<b>Alcalinidade (<math>\mu\text{Eq.L}^{-1}</math>)</b>	285,2	837,3	3883,0
<b>Salinidade (ppt)</b>	0,1	3,1	0,3
<b>Condutividade (mS ou <math>\mu\text{S}</math>)</b>	294,3 $\mu\text{S}$	5,77mS	4,7 mS
<b>Oxigênio dissolvido (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	5,45	4,3	1,0
<b>COD (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	9,89	8,25	11,95
<b>N total (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	0,77	1,55	19,49
<b>P total (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	15,05	187,86	2991,19
<b>Clorofila a (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	0,98	4,34	0,90
<b>Aporte de efluentes visível</b>	Não	Sim	Sim
<b>Avançado assoreamento</b>	Não	Sim	Sim
<b>Ocupação do entorno</b>	Não	Sim	Sim

Segundo a classificação do estado trófico de ambientes de água doce a partir das concentrações de fósforo proposta Wetzel (2001), a Lagoa Jurubatiba é classificada

como ecossistema oligotrófico, a Lagoa Imboassica como ecossistema eutrófico e o Canal Campos-Macaé como ecossistema hipereutrófico (Tabela 22). Esteves e Meirelles-Pereira (2011) propõem, entretanto, que a classificação trófica de um ecossistema aquático deve basear-se no maior número possível de características. Assim, outros parâmetros foram medidos para sustentar a classificação proposta Wetzel (2001). Analisando os outros parâmetros como, as concentrações de nutrientes, de clorofila a, de oxigênio dissolvido, o frequente aporte de efluentes não tratados, o processo acelerado de assoreamento e a ocupação populacional da área de entorno, verificamos que a classificação obtida para os ecossistemas do presente estudo através da proposta de Wetzel (2001) é adequada.

Tabela 22: Classificação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos em relação às concentrações de fósforo total segundo Wetzel (2001).

<b>Ecossistema</b>	<b>Classificação</b>
<b>Lagoa Jurubatiba</b>	Ecossistema Oligotrófico
<b>Lagoa Imboassica</b>	Ecossistema Eutrófico
<b>Canal Campos-Macaé</b>	Ecossistema Hipereutrófico

Os valores dos teores médios de carbono dos rametes de *Typha domingensis* Pers. foram de 44,50% (desvio padrão de 1,60), 37,07% (desvio padrão de 1,53) e 37,05% (desvio padrão de 1,48) para Lagoa Jurubatiba, Lagoa Imboassica e Canal Campos-Macaé respectivamente.

As correlações de Spearman entre a altura dos rametes e o teor de carbono não foram significativas ( $p > 0,05$ ) para os três ecossistemas mostrando não haver relação entre o tamanho dos rametes e o teor do carbono (0,21; 0,23 e 0,11 para Lagoa Jurubatiba, Lagoa Imboassica e Canal Campos-Macaé respectivamente). O resultado do teste de teste de Kruskal-Wallis ANOVA que testa a igualdade das medianas alturas dos rametes e do teor de carbono entre os três ecossistema é apresentado na figura 17. Não foram encontradas diferenças significativas entre as medianas das alturas dos rametes entre os três ecossistemas (Figura 17), o que já era esperado, pois nos três ecossistemas foram coletados rametes com a mesma variação de altura. Este resultado então, comprova que a variação de altura nos três ecossistemas é semelhante e que os valores

dos teores de carbono dos rametes em cada ecossistema podem ser reunidos para que sejam efetuadas comparações.

Foram encontradas diferenças significativas nas comparações par a par entre as medianas dos teores de carbono dos rametes de *T. domingensis* do ecossistema oligotrófico (Lagoa Jurubatiba) com os ecossistemas eutrófico (Lagoa Imboassica) e hipereutrófico (Canal Macaé-Campos). Não foi encontrada diferença significativa entre as medianas dos teores de carbono dos rametes *T. domingensis* entre os ecossistemas eutrófico e hipereutrófico (Figura 17).

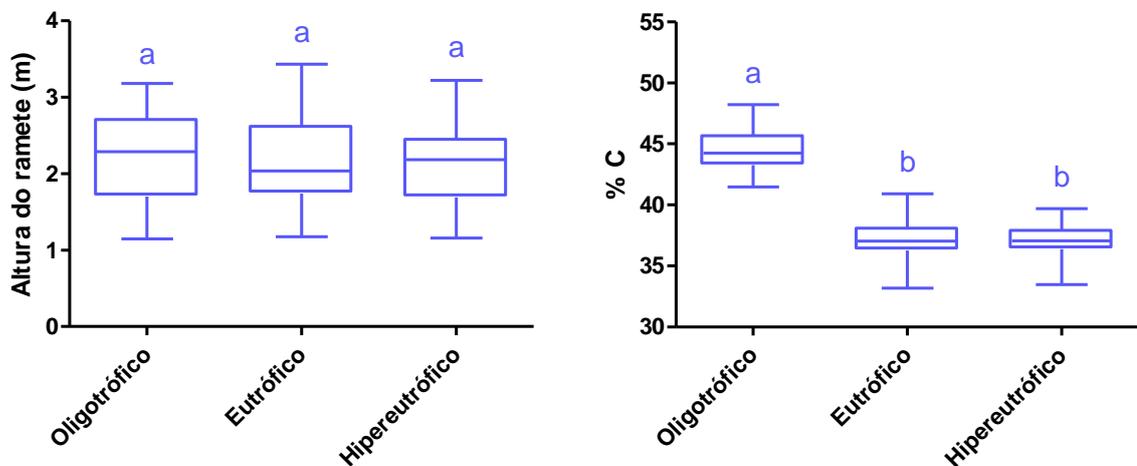


Figura 17: Altura do ramete acima do rizoma e teor de carbono de *T. domingensis* em ambientes com graus diferenciados de trofia (Lagoa Jurubatiba – oligotrófico, Lagoa Imboassica – eutrófico e Canal Campos-Macaé – eutrófico). Os boxes representam os percentis de 25 e 75%, as linhas representam a variação dos dados e a linha do meio representa a mediana. Letras distintas (a,b) mostram diferenças significativas entre os ambientes com diferentes graus de trofia (teste de Kruskal-Wallis ANOVA, nível de significância de 95% e teste a posteriori de múltiplas comparações dos ranks médios para todos os grupos).

Na tabela 23 são apresentados os resultados da análise de regressão linear entre a altura e peso de carbono dos rametes coletados nos ambientes com graus diferenciados de trofia. O ajuste pela regressão linear se mostrou significativo para os três ecossistemas com porcentagem de explicação de 89%, 87% e 96% para a Lagoa Jurubatiba, a Lagoa Imboassica e o Canal Campos-Macaé respectivamente.

Tabela 23: Resultados das regressões lineares entre a altura acima do rizoma e peso de carbono de rametes de *T. domingensis* crescendo em ambientes com graus diferenciados de trofia (oligotrófico – Lagoa Jurubatiba, eutrófico – Lagoa Imboassica e hipereutrófico – Canal Macaé-Campos).

<b>Lagoa Jurubatiba (oligotrófico) <math>R^2 = 0,89</math>; <math>y = 0,453x + 0,4353</math></b>					
Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
Comprimento	2,014474	1	2,014474	226,5425	0,000000*
Erro	0,248983	28	0,008892	-	-
<b>Lagoa Imboassica (eutrófico) <math>R^2 = 0,87</math>; <math>y = 0,5483x - 0,0799</math></b>					
Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
Comprimento	3,232230	1	3,232230	193,4412	0,000000*
Erro	0,467855	28	0,016709	-	-
<b>Canal Campos-Macaé (hipereutrófico) <math>R^2 = 0,96</math>; <math>y = 0,8197x - 0,5904</math></b>					
Efeito	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	P
Comprimento	6,127229	1	6,127229	658,7612	0,000000*
Erro	0,260432	28	0,009301		

\* $p < 0,05$

As retas e os resíduos das regressões lineares obtidas para cada ecossistema com diferentes graus de trofia são apresentados nas figuras 18 e 19, respectivamente. Observaram-se diferenças entre as relações de altura e peso de carbono dos rametes entre os três ecossistemas com diferentes graus de trofia (Figura 18). Os resíduos se mostraram aleatoriamente distribuídos ao redor da origem (0) evidenciando não haver outro efeito significativo que explicasse as relações entre altura e peso de carbono encontradas nos três ecossistemas (Figura 19).

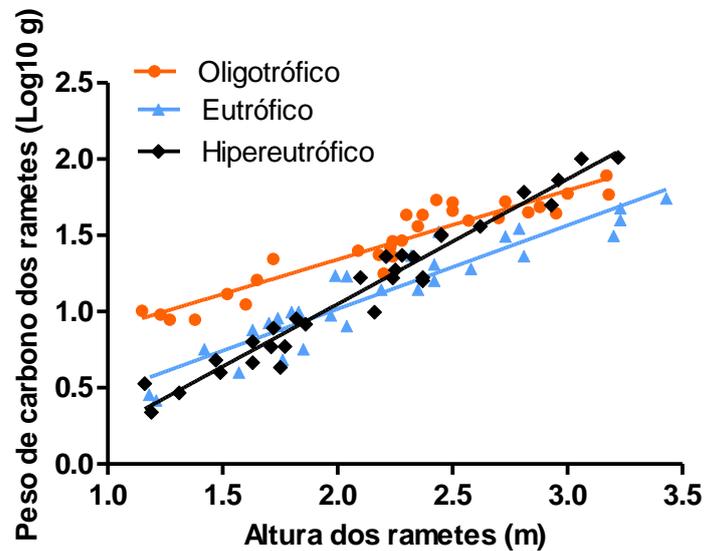


Figura 18: Regressões lineares entre a altura acima do rizoma e o peso de carbono de rametes de *T. domingensis* crescendo em ambientes com graus diferenciados de trofia (oligotrófico – Lagoa Jurubatiba, mesotrófico – Lagoa Imboassica e eutrófico – Canal Campos-Macaé).

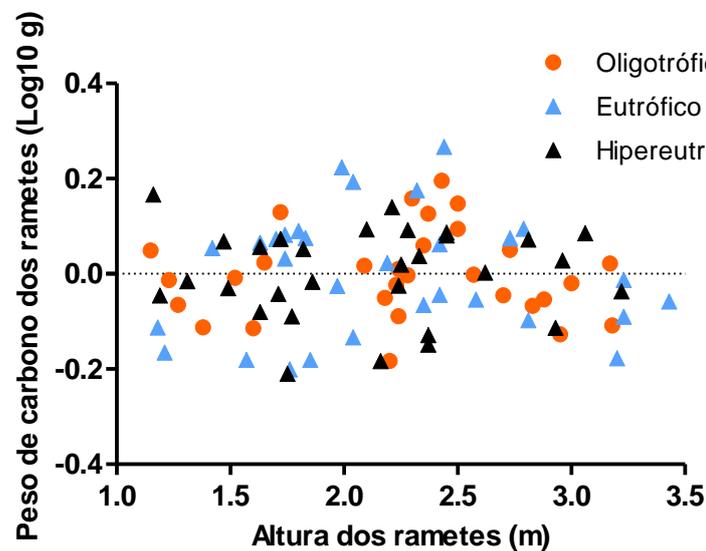


Figura 19: Resíduos das regressões lineares entre a altura acima do rizoma e o peso de carbono de rametes de *T. domingensis* crescendo em ambientes com graus diferenciados de trofia (oligotrófico – Lagoa Jurubatiba, eutrófico – Lagoa Imboassica e hipereutrófico – Canal Campos-Macaé).

O resultado da análise de covariância que testa a diferença entre as inclinações das retas entre os ecossistemas é apresentado na tabela 24. Foram observadas

diferenças significativas nas inclinações entre as retas de regressão linear dos três ecossistemas (oligotrófico, eutrófico e hipereutrófico). Observa-se que para o ambiente hipereutrófico a inclinação da reta é mais acentuada comparada aos ambientes oligotrófico e eutrófico. Comparando as retas de regressão linear do ambiente oligotrófico com o ambiente eutrófico observa-se que para um mesmo valor de altura do ramete, o valor do peso de carbono é maior no ambiente oligotrófico. Esta mesma observação é constatada ao se comparar o ambiente oligotrófico com o ambiente hipereutrófico. Contudo, acima de 3 m de altura do ramete a relação se inverte: o peso de carbono torna-se maior para o ambiente hipereutrófico (Figura 18).

Tabela 24: Resultado da análise de covariância (ANCOVA) que testa a igualdade entre as inclinações das regressões lineares entre a altura acima do rizoma e o peso de carbono de rametes de *T. domingenses* crescendo em ambientes com graus diferenciados de trofia (oligotrófico, eutrófico e hipereutrófico).

Graus de liberdade	Graus de liberdade do erro	F	P
2	84	29,258	<0,0001

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. A taxa de crescimento e a taxa de sequestro de carbono de *Typha domingensis* Pers. na lagoa Jurubatiba

Na lagoa Jurubatiba, a taxa de crescimento absoluto e a taxa de sequestro de carbono de rametes de *T. domingensis* apresentaram comportamentos contrários no decorrer do período amostral. Enquanto a taxa de crescimento diminuiu, a taxa de sequestro de carbono aumentou (Figura 20).

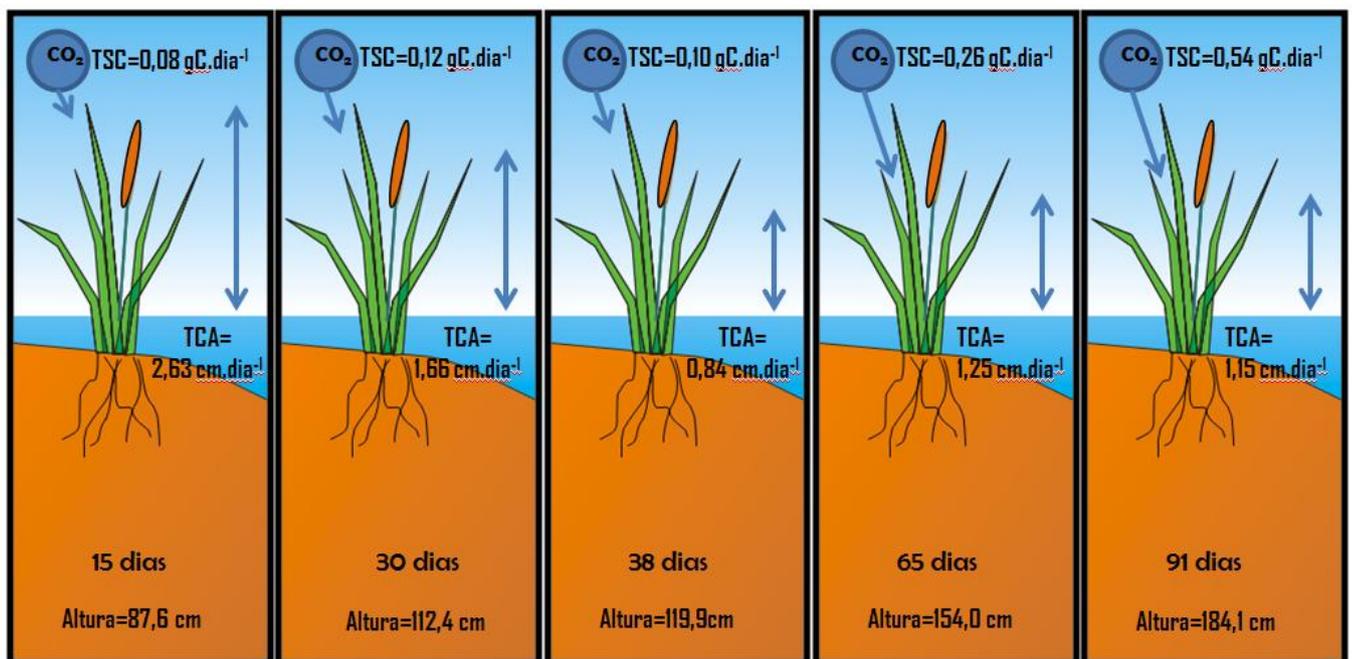


Figura 20: Resumo dos valores médios da taxa de sequestro de carbono (TSC), da taxa de crescimento absoluto (TCA) e das alturas durante o período amostral de rametes de *T. domingensis* na lagoa Jurubatiba.

A diminuição da taxa de crescimento e o aumento da taxa de sequestro de carbono com o tempo amostral evidenciam diferentes estratégias de alocação de recursos durante o desenvolvimento dos rametes de *T. domingensis*. Palma-Silva (1998) encontrou que as maiores taxas de crescimento ocorrerem em rametes jovens de *T. domingensis* na lagoa Imboassica. Boyd (1970a) relata que a acumulação líquida de carbono por metro quadrado por macrófitas aquáticas continua até a época de pico da biomassa (período da florescência), ou seja, até o final do desenvolvimento. Portanto, nas fases iniciais de desenvolvimento, o investimento é deslocado para o aumento da

altura (maior taxa de crescimento) e em períodos tardios do desenvolvimento, onde os rametes apresentaram as maiores alturas, o investimento é deslocado para o aumento da biomassa, evidenciado pelos maiores valores de peso de carbono e maiores valores da taxa de sequestro de carbono (Figura 20). Essas estratégias de crescimento são corroboradas pelas correlações encontradas entre o tempo de amostragem e a diminuição da TCA; entre o tempo de amostragem e o aumento da TSC; entre o aumento tamanho dos rametes e a diminuição da TCA; e entre o aumento do tamanho dos rametes e o aumento da TSC (Tabela 12).

O ajuste por regressão linear entre a altura e o peso de carbono dos rametes na lagoa Jurubatiba obteve um elevado poder explicativo (Figura 11). Portanto, a partir da equação da reta gerada pelo modelo foi possível a determinação indireta do peso de carbono dos rametes sem a necessidade de cortá-los, através da medida de suas alturas no campo. Este método simples, de determinação indireta do peso de carbono dos rametes pela medida da altura, pode ser aplicado em projetos de sequestro de carbono que utilize a *T. domingensis* como espécie modelo sem a necessidade de ações destrutivas para a sua determinação. Para isso, seria apenas necessária a coleta de alguns rametes, a medição de suas alturas, a determinação de seus pesos secos e a quantificação de seus teores de carbono. A relação da altura dos rametes com o peso de carbono seria ajustado por regressão linear e a partir do modelo de regressão gerado, o peso seco de rametes não coletados poderia ser determinado. Este método deve ser aplicado em cada ambiente de crescimento de *T. domingensis*, já que o grau de trofia do ambiente interfere no teor e na quantidade de carbono de rametes desta espécie (Figuras 17 e 18, e tabela 24).

Considerando os dados da presente pesquisa visando estratégias de manejo para projetos de sequestro de carbono pode-se sugerir que o corte de rametes não deve ser realizado antes que os rametes atinjam pelo menos 1,5m de altura. Neste trabalho foi encontrado que a partir desta altura os rametes começam a apresentar menores valores da taxa de crescimento absoluto e maiores valores da taxa de sequestro de carbono. Contudo, deve-se ressaltar que a incorporação de carbono continua até o período de inflorescência (BOYD, 1970a), o que não foi atingido na presente pesquisa. Desta forma, o valor de altura de 1,5m para o corte de rametes objetivando o sequestro de carbono provavelmente está subestimado. Indivíduos com inflorescência capturados ao longo da pesquisa (n=2) apresentavam valores médios de altura igual a 2,10m. Considerando a

equação da reta gerada pelo modelo de regressão linear entre a altura e o peso de carbono, estima-se que um ramete de 2,10m de altura tenha acumulado 45,07 gC, valor este superior ao valor médio de 26,08 gC encontrado com 91 dias de amostragem para os rametes que tiveram seus crescimentos acompanhados (Tabela 8).

## **6.2. *Typha domingensis* Pers. como espécie de planta aquática modelo para projetos de sequestro de carbono**

Vários estudos têm sido desenvolvidos com espécies clássicas utilizadas em reflorestamentos no Brasil, entre as quais *Pinus spp.*, *Eucalyptus spp.*, *Mimosa scabrella*, *Araucaria angustifolia* entre outras. Estudos conduzidos por Corte (2005) citam alguns teores encontrados nos fustes de espécies plantadas no Sul do Brasil: *Pinus spp.* variou em torno de 41,0%, Bracatinga (*Mimosa scabrella*) foi 43,4% e Araucária (*Araucaria angustifolia*) foi 44,0%. Duarte (1990) em um estudo comparativo com folhas de diferentes plantas aquáticas encontrou uma concentração de carbono média variando de 24% a 44% da biomassa seca. Nesta pesquisa foram encontrados valores de teores de carbono variando de 37,05% a 44,50% dependendo do grau de trofia do ecossistema estudado. Estes valores são próximos aos encontradas em espécies lenhosas utilizadas em projetos de sequestro de carbono (CORTE, 2005; WATZLAWICK et alii, 2003).

Vale ressaltar que os valores dos teores de carbono dos rametes de *T. domingensis* apresentados nesta pesquisa representam o carbono assimilado via processo fotossintético e o carbono assimilado pelos rametes via tecido de reserva (rizoma). O carbono assimilado pelos rametes a partir do tecido de rizoma é proveniente do carbono fixado em períodos de tempos anteriores. Portanto, na quantificação do sequestro de carbono pelos rametes de *T. domingensis* assume-se o valor total do carbono fixado no período presente e em períodos outroras.

Vários pesquisadores de distintas áreas vêm dedicando esforços para descobrir maneiras viáveis de quantificar a biomassa presente nas florestas, pois isso é essencial para se ter projetos de MDL fidedignos (SANQUETTA, BALBINOT, 2004). A literatura demonstra que existem muitas variações em termos de estoques de biomassa, em diferentes plantios sujeitos a diferentes condições de desenvolvimento, como afirmado por Watzlawick et alii (2005) e Saidelles et alii (2009). Os teores de carbono, apesar de apresentarem algumas variações, são bem mais estáveis, oscilando entre 39 e 51%, com

média em torno de 45% da biomassa seca (WATZLAWICK et alii, 2003). Portanto, em função da importância que a variável teor de carbono possui na estimativa dos estoques de carbono presentes na biomassa das plantas e, em função das diferenças entre os teores de carbono encontrados em estudos científicos, torna-se importante que mais estudos demonstrem, para as mais diversas situações, esses valores.

Devido a alta produtividade dos ecossistemas aquáticos costeiros (ESTEVES, 1998a; KNOPPERS, 1994; WETZEL, 2001), valores de incorporação de carbono pelas plantas aquáticas podem superar os valores das espécies arbóreas utilizadas nos projetos de sequestro de carbono. Paixão et alii (2006) encontrou um estoque de carbono de 47,7 t.ha<sup>-1</sup> para um plantio de *Eucalyptus grandis*, com seis anos de idade, no município de Viçosa no estado do Espírito Santo. Utilizando os valores de produtividade média encontrados para *T. domingensis* na lagoa Imboassica por Palma-Silva (1998); o teor de carbono de 37,07% encontrado nesta pesquisa; e dois períodos completos de desenvolvimento por ano para os rametes de *T. domingensis*; estima-se que um hectare de regiões colonizadas por esta espécie sequestre 8,00 t.ano<sup>-1</sup>. Reis (1994) encontrou valores similares em plantios de eucalipto para celulose (10,32 t.ano<sup>-1</sup>). Levando em consideração os seis anos do plantio de eucalipto mostrado por Paixão et alii (2006), a incorporação de carbono por *T. domingensis* pode chegar a 48,05 t.ha<sup>-1</sup>. Este valor é, então, semelhante ao valor encontrado para a espécie arbórea mais utilizada em projetos de sequestro de carbono, o eucalipto. Ressalta-se que para estes valores serem atingidos é necessário o manejo constante dos rametes para retirada da biomassa acumulada.

Portanto, podemos concluir que devido à sua sua ampla distribuição nos ecossistemas costeiros do Brasil e na região Norte Fluminense (ARAÚJO et alii, 1998; ESTEVES, 1998a; FURTADO, ESTEVES, 1997; PALMA-SILVA, 1998), sua expressiva taxa de sequestro de carbono e seu teor de carbono comparado as espécies lenhosas, *T. domingensis*, poderia ser uma espécie de planta aquática modelo para projetos de sequestro de carbono nos ambientes aquáticos costeiros brasileiros.

### **6.3. A influência do grau de trofia do ecossistema sobre os valores do teor e do peso de carbono dos rametes de *Typha domingensis* Pers.**

Os resultados desta pesquisa demonstram que o estado trófico do ecossistema aquático influencia o peso seco de carbono e o teor de carbono de rametes de *T. domingensis*. O acúmulo de carbono no ecossistema oligotrófico é maior do que nos ecossistemas eutrofizados. Isto foi evidenciado pelo maior valor do teor de carbono e maior valor do peso de carbono de rametes de *T. domingensis* na Lagoa Jurubatiba (oligotrófico), em comparação com a Lagoa Imboassica e o canal Campos-Macaé (ecossistemas eutróficos). Boyd (1971) encontrou o mesmo padrão para lagos oligotróficos americanos, onde as comunidades de macrófitas apresentaram maior biomassa do que em lagos eutróficos. Uma explicação possível para o padrão encontrado seria aumento da população de algas filamentosas, especialmente no ecossistema eutrófico. Estas algas reduzindo a penetração da luz acabam reduzindo o crescimento das macrófitas enraizadas no sedimento. (ESTEVES, MEIRELLES-PEREIRA, 2011). Entretanto, não foi observada a presença dessas algas nos dois ecossistemas eutróficos neste estudo.

Outro fator importante que poderia explicar o menor acúmulo de carbono dos rametes de *T. domingensis* na lagoa de Imboassica e canal Campos-Macaé em relação ao acúmulo de carbono dos rametes da lagoa Jurubatiba, é a grande produção de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) nesses ambientes. Isso foi verificado durante as coletas de campo pelo cheiro intenso quando os rametes foram removidos do sedimento na lagoa Imboassica e no canal Campos-Macaé. Esse gás é extremamente tóxico e pode causar a morte das raízes (ESTEVES, FIGUEIREDO-BARROS, PETRUCIO, 2011) o que reduziria a biomassa de *T. domingensis* nos ecossistemas eutróficos. Entretanto, o gás sulfídrico só se mantém na ausência de oxigênio, e na presença deste, se torna instável sendo oxidado. Como o sistema de aerênquima de *T. domingensis* promove a oxigenação de seu sistema radicular, mesmo havendo sulfeto de hidrogênio no ambiente, este não afetaria seu sistema de raízes, sendo oxidado antes que pudesse causar prejuízos.

Por fim, outra explicação possível para os menores valores encontrados do peso de carbono e do teor de carbono para os ecossistemas eutrofizados em comparação com o ecossistema oligotrófico seria o rápido crescimento da *T. domingensis* em águas enriquecidas. Vários autores têm avaliado as taxas de crescimento de macrófitas

aquáticas em experimentos de campo e laboratório, sendo que as taxas mais elevadas têm sido obtidas em águas com altas concentrações de nutrientes (BINI et alii, 1999; CAMARGO et alii, 2003; ESTEVES, 1998a; FINLAYSON, 1984; LOPES-FERREIRA, 2000; PALMA-SILVA, 1998; REDDY, DEBUSK, 1984, 1985). Palma-Silva (1998), ao avaliar o crescimento e produção de *T. domingensis* na lagoa Imboassica, constatou maiores taxas de crescimento de indivíduos localizados próximos às entradas de efluentes domésticos ricos em nutrientes. Assim, nas águas eutrofizadas, o crescimento rápido está sendo favorecido fazendo com os rametes rapidamente atinjam maiores alturas, com conseqüente menor tempo para retenção de carbono (menor teor de carbono). Na lagoa Jurubatiba, devido a menor concentração de nutrientes do ecossistema (Tabela 21), o crescimento é mais lento o que resulta em maior tempo para acúmulo da biomassa.

Corroborando com esta explicação, foram também observadas diferenças significativas entre as relações da altura e do peso de carbono dos rametes para os ecossistemas com graus diferenciados de trofia (Figura 18 e tabela 24). A relação no ambiente hipereutrófico é mais acentuada que nos ambientes oligotrófico e eutrófico evidenciada pela maior inclinação da reta de regressão linear (Figura 18). Comparando as retas de regressão do ambiente oligotrófico (lagoa Jurubatiba) com o ambiente hipereutrófico (lagoa Imboassica) se observa um maior valor de peso de carbono em relação à altura do ramete para o ecossistema oligotrófico (Figura 18). O menor valor de peso de carbono no ambiente hipereutrófico está relacionado à elevada taxa de crescimento neste ambiente devido as maiores concentrações de nutrientes (PALMA-SILVA, 1998). Contudo, quando os rametes superam 3 m de altura, o peso de carbono em relação à altura do ramete é maior no ambiente hipereutrófico. A partir desta altura, provavelmente os rametes já se encontram no estado de desenvolvimento que apresenta como estratégia adaptativa, o acúmulo da biomassa. Portanto, fica evidente que para projetos de sequestro de carbono em ecossistemas eutrofizados, o corte de rametes deve ser realizado quando estes atingem alturas superiores a 3 m de altura ou em períodos do desenvolvimento próximos ao período de floração. A partir desta altura cada ramete apresenta peso de carbono médio de 198,56 g. Como *T. domingensis* comumente é utilizada no tratamento de efluentes, além da importância na depuração dos efluentes, essa planta se mostra muito eficiente no sequestro de carbono justificando sua utilização em projetos de MDL.

O fato dos valores do teor de carbono de *T. domingensis* variarem em função do grau de trofia do ecossistema inviabiliza a utilização de estimativas de estoque de carbono a partir de índices genéricos por meio da multiplicação do valor da biomassa encontrado pelo seu teor de carbono. Muitos trabalhos vêm adotando ou recomendando esse teor como um valor genérico de 50% do peso da biomassa (GORGENS et alii, 2005; FUKUDA et alii, 2003; SOARES, OLIVEIRA, 2002; FANG et alii, 2001). Quando não se tem a informação da quantidade de carbono para a espécie arbórea de interesse, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas – IPCC (1996) recomenda o uso do fator 0,5 para converter biomassa seca em carbono (GORGENS et alii, 2005). Para as plantas aquáticas comumente é utilizado à multiplicação da matéria orgânica seca por 0,46 como proposto por Westlake (1965). Entretanto, a adoção de um valor geral pode acarretar superestimativas ou subestimativas de estoques de carbono, ou seja, uma fonte de erro que pode ser evitada se os teores corretos forem empregados. Proponho que a partir dos dados aqui apresentados, o teor de carbono deva ser determinado para cada espécie em cada ecossistema, pois este varia em função da espécie e do grau de trofia do ecossistema.

#### **6.4. O corte de rametes como estratégia de manejo para projetos de sequestro de carbono com *Typha domingensis* Pers.**

*T. domingensis* é frequentemente utilizada em sistemas manejados de tratamento de efluentes (CONTE et alii, 1992; DINIZ et alii, 2005; ESCOSTEGUY et alii, 2008; ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011; FERREIRA, 1998a, 1998b; FIA et alii, 2010; MAZZOLA et alii, 2005; SOUSA et alii, 2000;). Entre as estratégias de manejo da *T. domingensis* quando estas são utilizadas na depuração de águas eutrofizadas estão à remoção de rametes (ESTEVES, 1998b) e o corte dos rametes. Reddy e DeBusk (1987) sugerem que a remoção natural das partes emergentes de *Typha* é suficiente para assegurar uma eficiente retirada de nutrientes do sistema.

Para projetos de sequestro de carbono, o corte de rametes parece ser uma boa estratégia de manejo, pois permite o rebrotamento deste após o corte. Entretanto, quase não existem estudos que investiguem se o corte de rametes pode afetar ou não a incorporação de carbono. Nesta pesquisa, apesar dos rametes que foram cortados terem apresentado maiores taxas de crescimento logo após o evento de corte em relação aos

rametes não cortados (Tabelas 13 e 14; e figura 15), como o passar do tempo amostral passaram a não mais apresentar diferenças significativas das TCA's e das TSC's entre os tratamentos não cortado e cortado (Figuras 15 e 16). Silveira (2007), também não detectou diferenças significativas entre taxas de crescimento de rametes cortados e não cortados em um estande de *T. domingensis* na várzea do rio Maquiné, RS. Portanto, o corte na altura da lâmina d'água de rametes de *T. domingensis* não afeta nem a taxa de crescimento nem a taxa de sequestro de carbono, mostrando ser uma estratégia eficaz de manejo para projetos que utilizem a *T. domingensis* como sequestradora de carbono e como depuradora de ambientes eutrofizados.

O método de corte de rametes e folhas é comumente realizado por extrativistas que utilizam a biomassa da *T. domingensis* para a produção de artesanato. Este método pode ser considerado sustentável, do ponto de vista da espécie, pois mantém o rizoma intacto permitindo o rebrote. A preferência de coleta é dada a rametes verdes e viçosos que possuem uma fibra de melhor qualidade para a confecção de artefatos artesanais (SILVEIRA, 2007). Portanto, com objetivo de uma maior incorporação de carbono nas peças artesanais, propõe-se que a partir dos resultados desta pesquisa, o corte seja realizado quando os rametes tenham altura superior a 1,5 m.

### **6.5. Projetos de adaptação e mitigação das mudanças climáticas utilizando *Typha domingensis* Pers.**

Os projetos de sequestro de carbono utilizando *T. domingensis* poderiam se eleger nos mecanismos de desenvolvimento limpo com a sistematização de procedimentos para o acompanhamento do carbono incorporado na biomassa e com a criação de meios que utilizassem esta biomassa evitando o retorno do carbono à atmosfera. Um exemplo de projeto que poderia se enquadrar nesses parâmetros é o tratamento de efluentes por sistemas manejados utilizando *T. domingensis*. A quantificação do carbono se daria por estimativas do peso de carbono através da simples medida da altura dos rametes. Tal relação seria previamente estabelecida por ajustes por regressões lineares entre o teor de carbono e a altura dos rametes. Para assegurar que o carbono sequestrado não retorne a atmosfera, a biomassa da *T. domingensis* poderia ter diversos fins, entre eles estão, a produção de artesanato (ESTEVEZ, 1998a; THOMAZ, ESTEVES, 2011), a sua

utilização na construção civil (FERREIRA, BERALDO, 2003) e como matéria prima para a confecção de móveis e de celulose (KISSMANN, GROTH, 1997).

Como as fibras da *T. domingensis* são utilizadas em todo Brasil na confecção de cestos, esteiras, chapéus, sandálias e vários objetos de decoração de residências (ESTEVES, 1998a, THOMAZ, ESTEVES, 2011), as cooperativas de artesanato que utilizam *T. domingensis* como matéria prima poderiam se beneficiar através da incorporação de um valor agregado ao preço de seu produto pela quantificação do carbono estocada em cada peça de artesanato que fosse comercializada. Essa proposta se enquadraria na definição de adaptação às mudanças climáticas, onde a cooperativa de artesanato se aproveitaria da oportunidade gerada pela valorização de iniciativas que evitem ou minimizem a emissão de carbono para a atmosfera a partir da problemática das mudanças climáticas.

Analisando peças artesanais produzidas com *T. domingensis* e tomando como base o teor de carbono de 44,5% encontrado nesta dissertação para rametes de *T. domingensis* que cresceram na lagoa Jurubatiba, um ambiente natural e não eutrofizado pôde-se fazer uma estimativa do peso de carbono incorporado em cada peça artesanal. Foram escolhidas peças de bolsas artesanais retiradas do sítio eletrônico da empresa Aldeia das Artes (2013), (Figura 21).



Figura 21: Diferentes bolsas artesanais (A, B, C e D) produzidas com fibras de *T. domingensis* (fotos de Aldeia das Artes, 2013).

Na tabela 25 são mostradas as especificações de cada bolsa apresentada na figura 21 com seu peso total e seu peso de carbono. O valor do peso de carbono de cada peça chega a ser quase metade do valor do peso da própria peça. Com a utilização da fibra de *T. domingensis* nas peças artesanais, garante-se o não retorno do carbono sequestrado durante a fotossíntese. Assim, com a aquisição do produto artesanal o consumidor estaria também contribuindo para a diminuição da emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Tabela 25: Especificações, peso total e peso de carbono das bolsas artesanais, mostradas na figura 20, produzidas com palha de *T. domingensis* e vendidas no sítio eletrônico da empresa Aldeia das Artes (2013).

<b>Bolsa</b>	<b>Especificações</b>	<b>Peso total</b>	<b>Peso de carbono</b>
<b>A</b>	34x34 cm	300,00g	136,50g
<b>B</b>	28x18 cm	200,00g	89,00g
<b>C</b>	28x18 cm	250,00g	111,25g
<b>D</b>	30x22 cm	380,00g	169,10g

A quantidade de emissões evitadas com essa iniciativa é subestimada, pois não está sendo avaliado o carbono que se deixou de emitir pela decomposição da *T. domingensis* e pela emissão de metano (THOMAS, ESTEVES, 2011) caso ela continuasse no ecossistema. Além disso, não estão sendo avaliadas as emissões de carbono que se evitou caso fosse utilizado algum outro material sintético na produção da bolsa, como plásticos e materiais de alumínio. Somente pelo processo industrial de produção de plásticos estima-se a emissão de 1,30 a 9,10 Kg de CO<sub>2</sub> eq (CO<sub>2</sub> equivalente) para cada quilo de plástico produzido (VINK et alii, 2010). Na produção de alumínio o valor estimado varia de 2,7 a 7,1 Kg de CO<sub>2</sub> eq para cada quilo de alumínio produzido (CARDOSO et alii, 2011). CO<sub>2</sub> equivalente é uma medida utilizada para comparar emissões de vários gases de efeito estufa baseado no potencial de aquecimento global de cada um deles. O dióxido de carbono equivalente é o resultado da multiplicação da quantidade do gás emitido pelo seu potencial de aquecimento global. Assim, por exemplo, uma tonelada de metano (CH<sub>4</sub>), por possuir um efeito 23 vezes superior ao dióxido de carbono, equivale a 23 toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente.

Além de bolsas, vários outros objetos de uso comum podem ser comercializados como lixeiras, descansos de mesa, esteiras, porta jornais, poltronas e até móveis. Portanto, ao adquirir um produto artesanal confeccionado com a fibra da *T. domingensis*, o consumidor estaria deixando de emitir carbono por não utilizar materiais sintéticos como plástico, que possui um processo produtivo com elevadas emissões de gases de efeito estufa, e também estaria deixando de emitir carbono pela incorporação do carbono na biomassa vegetal e o seu não retorno ao ambiente. O aumento de mercado das peças artesanais a partir dessa iniciativa deve-se ao fato do consumidor agregar valor a produtos mitigadores das mudanças climáticas, tema muito explorado pelas mídias de comunicação. Portanto, a quantificação do carbono estocado em cada peça artesanal pode ser concebida como uma iniciativa de adaptação às mudanças climáticas.

Os resultados apresentados nesta pesquisa podem servir para tomadas de decisões estratégicas quanto à avaliação dos ambientes aquáticos no ciclo global do carbono e na emissão e mitigação de gases de efeito estufa. Espera-se que os resultados aqui apresentados incentivem a criação de projetos que utilizem os serviços ambientais e a biomassa da *T. domingensis* em projetos de adaptação e mitigação das mudanças climáticas. Espera-se também que *T. domingensis* seja utilizada como a espécie de planta aquática modelo para sequestro de carbono nos ambientes aquáticos, como acontece com o eucalipto nos ambientes florestais.

## 7. CONCLUSÕES

- Na lagoa Jurubatiba, os rametes de *Typha domingensis* Pers. apresentaram maiores valores de TCA e menores de TSC nos primeiros períodos amostrais e menores valores de TCA e maiores de TSC nos últimos períodos amostrais. Os distintos comportamentos da TCA e da TSC em função do tempo evidenciam diferentes estratégias de alocação de recursos durante o desenvolvimento dos rametes de *T. domingensis*.
- Objetivando o sequestro de carbono, o corte de rametes de *T. domingensis* não deve ser realizado quando estes tenham alturas inferiores a 1,5 m, pois foi somente a partir desta altura que se observou os maiores valores da TSC (incorporação de carbono). Para ambientes eutrofizados o corte deve ser realizado quando os rametes atinjam alturas superiores a 3 m.
- A partir de ajustes por modelos de regressão linear entre a altura e o peso de carbono, é possível a determinação indireta do peso de carbono de rametes de *T. domingensis* sem a necessidade de medidas destrutivas para sua obtenção. Este método simples pode ser utilizado em projetos de sequestro de carbono que utilizem *T. domingensis* como espécie modelo.
- Os valores do teor de carbono dos rametes de *T. domingensis* encontrados nesta pesquisa são equivalentes aos valores de teor de carbono encontrados em espécies lenhosas utilizadas em projetos de sequestro de carbono.
- O grau de trofia dos ecossistemas estudados influenciaram os valores do teor de carbono e do peso de carbono de rametes de *T. domingensis*. No ambiente oligotrófico, os rametes provavelmente cresceram mais lentamente que nos ambientes eutrofizados tendo assim, mais tempo para acumular carbono. Esta evidência faz que rametes de mesmo tamanho tenham mais carbono acumulado no ecossistema oligotrófico em comparação com os ecossistemas eutrofizados. Contudo, quando os rametes atingem alturas superiores a 3 m essa relação se inverte.
- O teor de carbono de cada projeto que utilize *T. domingensis* como espécie sequestradora de carbono deve ser quantificado, evitando o uso de índices genéricos que podem subestimar ou superestimar a quantidade de carbono sequestrado.

- Devido à sua ampla distribuição, sua expressiva taxa de sequestro de carbono e seus valores de teor de carbono, comparados às espécies lenhosas, *T. domingensis* poderia ser uma espécie de planta aquática modelo para projetos de sequestro de carbono nos ambientes aquáticos brasileiros.
- O corte na altura da lâmina d'água não afeta a TCA e a TSC, portanto, esta pode ser uma estratégia de manejo eficaz para projetos de sequestro de carbono que utilizem *T. domingensis*.
- Como é proposto nesta pesquisa, estações manejadas de tratamento de efluentes utilizando *T. domingensis* podem se candidatar a projetos inseridos nos mecanismos de desenvolvimento limpo a partir da sistematização dos métodos de quantificação do carbono estocado pelo crescimento dos rametes, e partir de propostas de usos para o carbono estocado, evitando o seu retorno à atmosfera.
- Como estratégia de adaptação às mudanças climáticas, as cooperativas de artesanato que utilizem *T. domingensis* como matéria prima podem ser beneficiar pela agregação de valor ao produto artesanal produzido através da quantificação do carbono estocado em cada peça artesanal. O consumidor ao adquirir o produto estaria contribuindo com a mitigação das emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, F.S.; MACKENZIE, D.R.; COLE, H.JR.; PRICE, M.W. The influence of nutrient pollution levels upon element constitution and morphology of *Elodea canadensis* Rich. in Michx. **Enviromental Pollution**, v. 1, p. 285-298, 1971.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; JULIO Jr., H.F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 261-279.
- ALDEIA DAS ARTES. 2013. Disponível em: <<http://www.aldeiadartes.com.br>>. Acesso em: 15 mar. 2013.
- ARAÚJO, D.S.D. de; SCARANO, F.R.; SÁ, C.F.C. de; KURTZ, B.C.; ZALUAR, H.L.T.; MONTEZUMA, R.C.M.; OLIVEIRA, R.C. de. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Macaé: NUPEM, 1988. p. 39-62.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination**. Boston: Academic Press, MA, USA, 1998.
- BIANCHINI Jr., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 85-126.
- BINI, L.M.; THOMAZ, S.M.; MURPHY, K.J. e CAMARGO, A.F.M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hidrobiologia**, v. 415, p. 147-154, 1999.
- BLEASDALE, J.K.A. A planta em estado vegetativo. In: BLEASDALE, J. K. A. **Fisiologia Vegetal**. São Paulo: EPU, Editora da Universidade de São Paulo, 1977. p. 65 -107.
- BRIX, H. e SCHIERUP, H.H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, v. 18, p. 100-107, 1989.
- BOSCOLO, M.; BUONGIORNO, J. Managing a tropical rainforest for timber, carbon storage and tree diversity. **Commonwealth Forestry Review**, v. 76, n. 4, p. 246-254, 1997.
- BOYD, C.E. Chemical analyses of some vascular aquatic plants. **Arch. Hydrobiol.**, v. 67, p. 78-85, 1970a.
- BOYD, C.E. Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. **Econ. Bot.**, v. 24, p. 95-103, 1970b.
- BOYD, C.E. The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. **Washington American Fisheries Society**, special publ. 8, p. 153-166, 1971.
- BUGENYI, F.W.B. Some considerations on the functioning of tropical riparian ecotones. **Hydrobiologia**, v. 251, p. 33-38, 1993.

BURGOON, P.S.; REDDY, K.R.; DeBUSK, T.A.; KOOPMAN, B. Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P removal. *J. Environ. Eng.*, v. 117, n. 4, p. 408-424.

CALDEIRA, M.V.W.; SCHUMACHER, M.V.; BARICHELLO, L.R.; VOGEL, H.L.M. Determinação de Carbono Orgânico em Povoamentos de *Acaciamearnsii* de Wild. plantados no Rio Grande do Sul. *Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais*, v. 1, n. 2, p. 47-54, 2003.

CALLISTO, M.F.P.; SANTOS, A.R.; SERPA-FILHO, A.; OLIVEIRA, S.J.; ESTEVES, F.A. Chironomids on leaves of *Typha domingensis* in a Lagoon of Rio de Janeiro State (Brazil). *Stud. Neotrop. Fauna Environm.*, v. 31, n. 1, p. 51-53, 1996.

CAMARGO, A.F.; ESTEVES, F.A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 137-149.

CAMARGO, A.F.M.; ESTEVES, F.A. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brasil). *Archiv für Hydrobiologie*, v. 135, n. 3, p. 423-721, 1996.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M. e HENRY-SILVA, G.G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). *Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: EDUEM, 2003, p. 59-83.

CARDOSO, J.G. da R.; CARVALHO, P.S.L. de; FONSECA, P.M.S. da; SILVA, M.M. da; ROCIO, M.A.R. Insumos Básicos – A indústria do alumínio: estrutura e tendências. *BNDES Setorial*, n. 33, p. 43-88, 2011.

CASABIANCA, M.L. Large-scale production of *Eichhornia crassipes* on paper industry effluent. *Bioresource Technology*, v. 54, p. 35-38, 1995.

CHAMBERS, P.A.; LACOUL, P.; MURPHY, K.J.; THOMAZ, S.M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 579, p. 1-13, 2008.

CHANG, M. Y. *Sequestro florestal do carbono no Brasil: dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas*. 2004. 276 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiental e Desenvolvimento). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2004.

CONTE, M.L.; LEOPOLDO, P.R.; ZUCCARI, M.L.; DAMASCENO, S. Tratamento de águas servidas no meio rural através de processos fito-pedológico: resultados preliminares. In: SBEA. *Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*, jul. 1992, Santa Maria, RS. Santa Maria, RS: SBEA, 1992, p. 1018-1029.

CORTE, A.P.D. Metodologia para detecção da elegibilidade, linha de base e monitoramento de projetos de MDL florestal. 2005. 106 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

DALLAGNOL, F.S.; MOGNON, F.; SANQUETTA, C.R.; CORTE, A.P.D. Teores de Carbono de Cinco Espécies Florestais e seus Compartimentos. *Floresta e Ambiente*, v. 18, n. 4, p. 410-416, 2011.

DINIZ, C.R.; CEBALLOS, B.S.O.; BARBOSA, J.E.L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria e qualidade da água. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9 (supl.), p. 226-230, 2005.

DUARTE, C.M. Seagrass nutrient content. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 67, p. 201-207, 1990.

EcoD - EcoDesenvolvimento.org. 2010 Disponível em: <<http://www.ecodesenvolvimento.org/noticias/ecod-basico-mecanismos-de-desenvolvimento-limpo>>. Acesso em: 24 nov. 2012.

ENNABILI, A.; ATER, M. e RADOUX, M. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, v. 62, n. 1, p. 45-56, 1988.

ESCOSTEGUY, P.A.V.; CERINI, J.B.; GOBBI, D.; GOBI, D.; CECCONELLO, C.M. Extração de nutrientes por macrófitas aquáticas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos - Seção IX – Poluição do solo e qualidade ambiental. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 32, p. 853-860, 2008.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998a. 602 p.

ESTEVES, F.A. Lagoa Imboassica: Impactos antrópicos, propostas mitigadoras e sua importância para a pesquisa ecológica. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM, 1988b. p. 341-429.

ESTEVES, F.A.; BARBOSA, F.A.R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. *Ciência Hoje*, v. 5, n. 27, p. 56-61, 1986.

ESTEVES, F.A.; FIGUEIREDO-BARROS, M.P.; PETRUCIO, M.M. (2011). Enxofre. In: Esteves, F.A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 283-291.

ESTEVES, F.A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. (2011). Eutrofização artificial. In: Esteves, F.A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 625-655.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Global Forest Resources Assessment Update 2005, Terms and Definitions. Roma: FAO; 2004. Working Paper 83/E. [cited 2011 maio 01]. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/77970f7ba44a281b061b9c964d3633d8bf325.pdf>>. Acesso em: 16 ago. 2012.

FANG, J.; CHEN, A.; PENG, C.; ZHAO, S.C. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, v. 292, n. 5.525, p. 2.320-2.322, 2001.

FARAHBAKSHAZAD, N.; MORISON, G.M.; SALATI, E.F. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio*, v. 29, p. 74-77, 2000.

FARJALLA, V.F.; MARINHO, C.C.; ESTEVES, F. de A. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11, n. 2, p. 185-193, 1999.

FARJALLA, V.F.; AZEVEDO, D.A.; ESTEVES, F.A.; BOZELLI, R.L.; ROLAND, F.; ENRICH-PRAST, A. Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake. *Microbial Ecology*, v. 52, n. 2, p. 334-344, 2006.

FARJALLA, V.F.; ANESIO, A.M.; BERTISSON, S.; GRANIELI, W. Photochemical reactivity of aquatic macrophyte leachates: abiotic transformations and bacterial response. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 24, p. 187-195, 2001.

FEARNSIDE, P.M. et alii. Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Pará. *Forest Ecology and Management*, v. 123, n. 1-3, p. 65-79, 1999.

FERREIRA, C.L. A importância da região colonizada por macrófitas aquáticas na mitigação da degradação sanitária da lagoa Imboassica. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM, 1988a. p. 391-399.

FERREIRA, C.L. Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo do efluentes domésticos lançados na lagoa Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM, 1988b. p. 375-387.

FERREIRA, G.C.S.; BERALDO, A.L. Compósito Taboa-cimento. *XXXII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA)*, jul. 2003, Goiânia. Goiânia: CONBEA, 2003.

FIA, R.; MATOS, A.T.; QUEIROZ, M.E.L.R.; CECON, P.R.; FIA, F.R.L. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento de frutos cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010.

FIDERJ, (1977). Estudos para o planejamento ambiental. *Fundação Instituto de Desenvolvimento Econômico e Social do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, 67 p.

FINLAYSON, C.M. Plant ecology of Australia's tropical floodplain wetlands: a review. *Ann. Bot.*, v. 96, p. 541-555, 2005.

FOURQUREAN, J.W.; ZIEMAN, J.C. Phosphorus limitation of primary production in Florida Bay: Evidence from C:N:P ratios of the dominant seagrass *Thalassia testudinum*. *Limnol. Oceanogr.*, v. 37, n. 1, p. 162-171, 1992.

FUKUDA M.; IEHARA, T.; MATSUMOTO, M. Carbon stock estimates for sugi and hinoki forests in Japan. *Forest Ecology and Management*, v. 184, n. 1-3, p. 1-16, 2003.

FURTADO, A.L. dos S.; ESTEVES, F.A. Nutritional value of biomass and detritus of *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae). *Rev. Brasil. Biol.*, v. 57, n. 2, p. 317-321, 1997.

IFAS. (1990). *Centre for Aquatic and Invasive Plants*. University of Flórida, Gainesville.

GRACE, J.B. The effects of nutrient additions on mixtures of *Typha latifolia* L. and *Typha domingensis* Pers. along a water depth gradient. *Aquat. Bot.* v. 31, p. 83-92, 1988.

GRAN, G. Determination of equivalence point in potentiometric titration - Part II, *Analyst*, v. 77, p. 661, 1952.

GRILLO, M.T. *Aspectos ecológicos e do desenvolvimento e viabilidade de aproveitamento de Typha domingensis Pers. no perímetro irrigado de Moscotó Ibimirim - PE - BR*. 1993. 124 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - UFRPE, Pernambuco. 1993.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTADO, M.A.M. *IBP Handbook n° 8: Methods of physical and chemical analysis of freshwater*. 2. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publishers, 1978. 214 p.

GOPAL, B. Aquatic weed problems and management in Asia. In: PIETERSE, A.H.; MURPHY, K.J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. p. 318-340.

GOPAL, B. The role of ecotones (transition zones) in the conservation and management of tropical inland waters. *Mitt. Internat. Verein Limnol.*, v. 24, p. 17-25, 1994.

GORGENS, E.B.; OLIVEIRA, M.L.R.; LEITE, H.G.; BRUM, Neto MS. Metodologia para Monitoramento do Estoque de Carbono: Revisão e Estudo de Caso. *Biomassa & Energia*, v. 2, n. 2, p. 169-175, 2005.

HENRIQUES, R.P.B.; ARAÚJO, D.S.D.; ESTEVES, F.A.; FRANCO, A.C. Análise preliminar das comunidades de macrófitas aquáticas da lagoa Cabiúnas, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limnol. Brasil.*, v. 2, p. 783-802, 1988.

HENRY-SILVA, G.G. *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de utilização da biomassa vegetal*. 2001. 77 f. Dissertação (Mestrado em Biologia e Organismos Aquáticos) - Centro de Aquicultura de Jaboticabal, UNESP, Jaboticabal, 2001.

HERSKOWITZ, J.; BLACK, S.; LEWANDOWSKI, W. Listowel artificial marsh treatment project. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Eds.). *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Florida: Magnolia Publishing Inc., 1987. p. 247-254.

HIGUCHI, N.; CARVALHO Jr., J.A. Fitomassa e Conteúdo de Carbono de Espécies Arbóreas da Amazônia. In: *Anais do Seminário "Emissão x Sequestro de CO<sub>2</sub> - Uma Nova*

Oportunidade de Negócios para o Brasil”, 1994. Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: 1994. p. 127-153.

HOCKING, P.J. Response of *Typha domingensis* to salinity and high levels of manganese in the rooting medium. **Aust. J. Mar. Freshwater Res.**, v. 32, p. 907-919, 1981.

HOENE, F.C. **Plantas Aquáticas**. São Paulo: Secretaria da Agricultura, 1948. 168 p.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Good practice guidance for land-use change and forestry, 2003. Disponível em: <<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gp/english/>>. Acesso em: 12 nov. 2012.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 1996 guidelines for national GHG inventories: Reference Manual. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>>. Acesso em: 01 ago. 2012.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Fourth Assessment: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Working Group II Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change, Summary for Policymakers, 2007. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/>>. Acesso em: 15 ago. 2012.

KADLEC, J.A. Nutrient dynamics in wetlands. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Eds.). **Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Florida: Magnolia Publishing Inc., 1987. p. 393-419.

KARPISCAK, M.M.; GERBA, C.P.; WATT, P.M.; FOSTER, K.E. e FALABI, J.A. Multispecies plant system for wastewater quality improvements and habitat enhancement. **Water Science and Technology**, n. 33, n. 10-11, p. 231-236, 1996.

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 519-531, 1994.

KISSMANN, K.G.; GROTH, D. Plantas infestantes e nocivas. TOMO III. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. 726 p.

KNOPPERS, B. Aquatic primary production in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (Ed.) **Coastal lagoon processes**. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series n. 60, 1994, p. 243-286.

KOEHLER, H. S.; WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F. Fontes e níveis de erros nas estimativas do potencial de fixação de carbono. In: SANQUETTA, C. R. et alii (Ed.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: [s.n.], 2002. p. 251-264.

LAANBROEK, H. Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes: A mini-review. **Annals of Botany**, v. 105, p. 141-153, 2010.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima Artes e textos, 2000.

LIN, Y.F. et alii. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environmental Pollution*, v. 134, p. 411-421, 2005.

LOPES-FERREIRA, C. ***Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para a melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)***. 2000. 145 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

MARINHO, C.C.; MEIRELLES-PEREIRA, F.; GRIPP, A.R.; GUIMARÃES, C.C.; ESTEVES, F.A.; BOZELLI, R.L. Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. ***Acta Limnologica Brasiliensia***, v. 22, n. 2, p. 208-217, 2010.

MARGALEF, R. ***Limnologia***. Barcelona: Ed. Omega, 1983. 1010 p.

MAROTTA, H.; ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F.A. A razão nitrogênio:fósforo como um instrumento para avaliar a degradação de ecossistemas aquáticos: Um estudo de caso da lagoa Imboassica (Macaé, RJ). ***Geo UERJ***, p. 653-663, 2004.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; VALENTIM, M.A.A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico compartimentado. ***Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental***, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MAY, P.H.; VINHA, V. Adaptação às mudanças climáticas no Brasil: o papel do investimento privado. ***Estudos Avançados***, v. 26, n. 74, p. 229-245, 2012.

MENEZES, C.F.S. ***Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP***. 1984. 253 f. Dissertação de Mestrado - PPG-ERN, Universidade de São Carlos, São Carlos, 1984.

MENEZES, C.F.S.; ESTEVES, F.A.; ANÉSIO, A.M. Influência da variação artificial do nível d'água da represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L.) O Kuntze e *Pontederia cordata* L. ***Acta Limnol. Bras.***, v. 6, p. 163-172, 1993.

METZ, B.; DAVIDSON, O.R.; BOSCH, P.R.; DAVE, R.; MEYER, L.A. ***Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change***. United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2007.

MMA/SBF. Inter-relações entre biodiversidade e mudanças climáticas. ***Série Biodiversidade***, n. 28. Brasília, 2007.

MURPHY, K.J. Aquatic weed problems and their management: a review I. The worldwide scale of the aquatic weed problem. ***Crop Protection***, v. 7, n. 4, p. 232-244, 1988.

NEIFF, A.S.P. de; CASCO, S.L. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. In northeastern Argentina. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). ***Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas***. Maringá: EDUEM, 2003, p. 127-144.

NUSH, E. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol.*, v. 14, p. 14-36, 1980.

PAIXÃO, F.A.; SOARES, C.P.B.; JACOVINE, L.A.G.; SILVA, M.L. da, LEITE, H.G.; SILVA, G.F. da. Quantificação do estoque de carbono e avaliação econômica de diferentes alternativas de manejo em um plantio de Eucalipto. *Árvore*, v. 30, n. 3, p. 411-420, 2006.

PALMA-SILVA, C. Crescimento e produção de *Typha domingensis* Pers na Lagoa Imboassica. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM, 1988. p. 205-220.

PANOSSO, R. de F.; ATTAYDE, J. L.; MUETHE, D. Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: Implicações para seu funcionamento e manejo. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM, 1988. p. 91-108.

PECKOLT, W. A taboa (*Typha*) e suas utilidades. *Chácaras e Quintais*, v. 66, p. 338-340, 1942.

PETRUCIO, M.M. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O<sup>2</sup> dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM, 1988. p. 109-122.

REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce and pennywort. *Economic Botany*, v. 38, n. 2, p. 229-239, 1984.

REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, n. 14, p. 459-462, 1985.

REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. Nutrient storage capabilities of aquatic and wetland plants. In: REDDY, K.R.; SMITH, W.H. (Eds.). *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Florida: Magnolia Publishing Inc., 1987. p. 337-357.

REIS, G.G.; MULLER, M.W. *Análise de crescimento de plantas* - mensuração do crescimento. Belém, CPATU, 1978. 35 p.

REIS, M.G.F. et alii. Sequestro e armazenamento de carbono em florestas nativas e plantadas dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. In: Seminário Emissão x Sequestro de CO<sub>2</sub>, 1., 1994, Rio de Janeiro. *Anais*. Rio de Janeiro: Companhia Vale do Rio Doce, 1994. p. 157-195.

RENNER, R. M. Sequestro de carbono e viabilização de novos reflorestamentos no Brasil. 2004. Disponível em: <[http://www.ufrgs.br/necon/2evavea\(3\).pdf](http://www.ufrgs.br/necon/2evavea(3).pdf)>. Acesso em 15 jan. 2013.

SAIDELLES, F.L.F.; CALDEIRA, M.V.W.; SCHUMACHER, M.V.; BALBINOT, R. Uso de equações para estimar carbono orgânico em plantações de *Acacia mearnsii* De Wild. no Rio Grande do Sul - Brasil. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 907-915, 2009.

SALATI, E.F.; SALATI, E.J.; SALATI, E.; TAUKE-TORNISIELO, S.M.; BREGA, D.F.; BOMBONATO, C.J. Use of the HSD system (Hydric Depuration with Soils) associated to other constructed wetlands techniques for public water supply. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 11, p. 203-210, 1999.

SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R. Metodologias para determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R. et al. (Ed.). **Fixação de carbono: projetos, perspectivas e atualidades**. Curitiba: UFPR/ECOPLAN, 2004. p. 77-93.

SCHWORBEL, J. Untersuchung über Die Rolle Submersion Wasserpflazen in der Eliminierung von Phosphaten. **Munchener Beitrag**, v. 5, p. 361-373, 1968.

SETTE Jr. C.; NAKAJIMA, N.; GEROMINI, M. Captura de carbono orgânico em povoamentos de *Pinus taeda* L. na Região de Rio Negrinho, SC. **Revista Floresta**, v. 36, 2006.

SILVEIRA, T.C.L.; SOUZA, G.C. de; RODRIGUES, G.G. Crescimento, produção primária e regeneração de *Typha domingensis* Pers.: Elementos para avaliação do uso sustentável da espécie. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 678-680, 2007.

SOARES, C.P.B.; OLIVEIRA, M.L.R. Equações para estimar a quantidade de carbono na parte aérea de árvores de eucalipto em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 533-539, 2002.

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.C.; COSENTINO, P.R.S.; GUIMARÃES, A.V.A. Pós-tratamento de efluente de reator uasb utilizando sistemas "wetlands" construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

SPANGLER, F.; SLOEY, W.; FETTER, C.W. Experimental use of emergent vegetation for the biological treatment of municipal wastewater in Wisconsin. In: TOUBIER, J.; PIERSON R.W. (Eds.). **Biological Control of Watter Pollution**. Philadelphia: University Press of Pennsylvania, 1976. p. 161-171.

STAKE, E. Higher vegetation and nitrogen in a rivulet in Central Sweden. **Schweiz. Z. Hydrol.**, v. 29, p. 107-124, 1967.

STAKE, E. Higher vegetation and phosphorus in a small stream in Central Sweden. **Schweiz. Z. Hydrol.**, v. 30, p. 353-373, 1968.

TAIZ, L., ZEIGER, E. **Plant Physiology**. Sinauer Associates, Inc Publishers, 2009.

TAKEDA, A.M.; SOUZA-FRANCO, G.M. de; MELO, S.M. de e MONKOLSKI. Invertebrados associados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003, p. 243-260.

THOMAZ, S.M.; ESTEVES, F.A. 2011. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F.A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 461-521.

VINK, E.T.H.; DAVIES, S.; KOLSTAD, J.J. The eco-profile for current Ingeo® polylactide production. **Industrial Biotechnology**, v. 6, n. 4, p. 212-224, 2010.

WANG, Z.P.; ZENG, D.; PATRICK, W.H. Methane emissions from natural wetlands. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 42, n. 1-2, p. 143-161, 1996.

WATZLAWICK, L.F.; SANQUETTA, C.R.; ARCE, J.E. Carbono orgânico em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze no sul do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais**, v. 1, n. 2, p. 63-68, 2003.

WATZLAWICK, L.F.; SANQUETTA, C.R.; CALDEIRA, C.R. Estoque de carbono orgânico e biomassa em *Pinus taeda* L. **Biomassa e Energia**, v. 2, n. 1, p. 7-17, 2005.

WEBER, K.S.; BALBINOT, R.; WATZLAWICK, L.F.; SANQUETTA, C.R. Teores de carbono orgânico de seis espécies naturais do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. **Ambiência**, v. 2, n. 2, p. 167-177, 2006.

WESTLAKE, D.F. Comparisons of plant productivity. **Biol. Rev.**, v. 38, p. 385-425, 1963.

WESTLAKE, D.F. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. **Memorie dell'Instuto Italiano di Idrobiologia**, v. 18, p. 229-248, 1965.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001. 743 p.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p.

WOOMER, P. L.; PALM, C. A. An approach to estimating carbon stocks in tropical forests and associated land uses. **Commonwealth Forestry Review**, v. 77, n. 3, p. 181-190, 1998.

ZEDLER, J. B.; PALING, E.; McCOMB, A. Differential responses to salinity help explain the replacement of native *Juncus kraussii* by *Typha orientalis* in Western Australian salt marshes. **Aust. J. Ecol.**, v. 15, p. 57-72, 1990.