

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS -  
PPGERN

Beatriz Ferraz Bühler

*O papel das macrófitas aquáticas nos processos erosivos, qualidade da água e  
dinâmica de gases do efeito estufa no Pantanal Norte*

SÃO CARLOS - SP  
2020

Beatriz Ferraz Bühler

O papel das macrófitas aquáticas nos processos erosivos, qualidade da água e dinâmica de gases do efeito estufa no Pantanal Norte

Tese, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de Doutora em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino

Coorientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Célia Alves de Souza

São Carlos – SP  
2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

Folha de Aprovação

---

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Beatriz Ferraz Buhler, realizado em 06/03/2023.

---

Prof. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
UFSCar

---

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior  
UFSCar

---

Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves  
UFSCar

---

Prof. Dra. Angela Terumi Fushita  
UFABC

---

Prof. Dr. Vago Henrique Lanzi Saulino  
EESC/USP

## **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho somente foi possível devido à contribuição de pessoas que acreditam e valorizam as pesquisas científicas e instituições que as subsidiam como forma de buscar respostas para um mundo mais seguro e confortável.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa para dedicação à pesquisa por meio do Processo nº 33001014003P2.

À coordenação e secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) e ao Departamento de Hidrobiologia (DHB) por todo atendimento prestado;

Aos colegas do Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática (LBMM) - UFSCar/São Carlos - SP, Brayan Souza, Luana Gimenes, Emmanuelle Wanderley, Mariana Grando, Andresa Bizzo, Rafael Machado, Fábio Leandro da Silva, Érica Zanardo, Ricardo Silva e Yeda Paccagnella, pela atenção, convivência e discussões, mas em especial àquelas que acompanharam o desenvolvimento dos meus experimentos e estudos com mais proximidade e suporte, e com as quais desenvolvi maiores laços de parceria e amizade, Roberta Freitas, Daniele Schiavoni e Maíra Proença.

Aos colegas do Laboratório de Pesquisas e Estudos em Geomorfologia Fluvial (LAPEGEOF) - UNEMAT/Cáceres - MT, Willian Cosme, Vinicius Neves, Thales Lima, Rafael, Sebastião dos Santos, Evanil Rocha, que participaram ativamente desta pesquisa, por meio de coletas em campo e/ou análises laboratoriais, mas também àqueles com os quais compartilhei momentos de discussão, Maxsuel Santana, Cristiane Silva, Josiel Dorriguete e Gustavo Leandro dos Santos.

Ao Laboratório de Ictiologia do Pantanal Norte (LIPAN) – UNEMAT/Cáceres-MT, por meio dos professores Wilkinson Lopes Lázaro pela disponibilidade em auxiliar no reconhecimento dos locais de coleta, Claumir Cesar Muniz pelo compartilhamento de equipamentos de campo sempre que necessário e Ernandes Sobreira Oliveira Júnior pelo apoio nas coletas de campo e discussão de dados.

À Dona Silvia, senhora muito gentil que sempre se mostrou disposta a me auxiliar com a estadia e mobilidade em São Carlos.

À minha colega de estudos Leila Nalis de Andrade pelo compartilhamento de ideias, leituras, estudos e dificuldades.

Ao professor Irineu Bianchini Júnior por toda atenção, mesmo que muitas vezes não expressada diretamente.

À minha orientadora, professora Marcela Bianchessi da Cunha Santino que pacientemente compartilhou seu conhecimento e indicou meus erros sempre que necessário, com bastante sensibilidade.

À minha coorientadora Célia Alves de Souza por toda atenção e orientação dos trabalhos de campo e escrita.

À banca de qualificação, professora Ângela Terumi Fushita, professor Marcelo Adorna Fernandes e professora Lívia Maria Fusari, pela valiosa contribuição com a análise de dados e a escrita do trabalho.

Aos coordenadores e colegas da Escola Estadual Onze de Março em Cáceres-MT, Aline da Silva Assis, Taiana Vendruscolo, Leocir Sfogia, Loianne Curvo, Edvagner Oliveira e Alexandra Bueno, pela compreensão com uma doutoranda que precisou conciliar os estudos com o ensino na educação básica.

À Sarian Kosten, Ralf Aben e Ernandes Sobreira Oliveira Júnior pela recepção no Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, Radboud Universiteit Nijmegen – The Netherlands e oportunidade de estudos e aprendizagem de métodos aplicados nesta pesquisa.

Aos amigos Bruno Brum (Bueno), Valéria Oliveira, Helena Ferraz Bühler, Bárbara Ferraz Bühler, Ernandes Sobreira Oliveira Júnior, Roberta Freitas, Simone Cardoso e Stefan Weideveld com os quais compartilhei momentos de conversas e angústias sobre os desafios da realização de pesquisa científica e um doutorado.

À minha família pelo suporte emocional e até mesmo financeiro, incondicionais, durante os quatro anos de pesquisa, em especial, aos meus pais que me fizeram acreditar que por meio dos estudos e da ciência, é possível buscar transformações no mundo.

A todos aqueles que torceram por mim e enviaram-me vibrações positivas, muito obrigada!

## RESUMO

Em áreas alagáveis como o Pantanal as macrófitas aquáticas tendem a se estabilizar e desempenhar funções ecológicas relevantes por meio das flutuações do nível da água determinando a estrutura e dinâmica do ambiente. Este estudo buscou avaliar o papel das macrófitas aquáticas nos processos erosivos, qualidade da água e dinâmica dos gases do efeito estufa em seis baías do rio Paraguai, Pantanal Norte. Para tanto, campanhas de campo foram realizadas entre Janeiro/2017 a Julho/2018, considerando os períodos de cheia e seca do Pantanal, para monitoramento da erosão marginal, coleta de material (água, sedimento e planta) e levantamento de variáveis (hidrodinâmica e gases do efeito estufa). O material coletado em campo foi analisado em laboratório onde também foi realizado um experimento de decomposição anaeróbia com as espécies *Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes*. Os tratamentos que delinearão este estudo foram assim considerados: 1 - centro das baías; 2 - barranco com macrófitas; 3 – barranco sem macrófitas. Desta forma, foram calculados a magnitude da erosão, o índice de qualidade da água (IQA), o grau de hemerobia, a concentração e os fluxos de difusão dos gases carbônico (CO<sub>2</sub>) e metano (CH<sub>4</sub>) na água e os dados foram discutidos na perspectiva da presença e ausência dos bancos de macrófitas. Um experimento de decomposição anaeróbia foi realizado durante 60 dias em duas temperaturas (29°C e 31°C). Os resultados demonstraram que os bancos de vegetação aquática em baías marginais funcionam como estruturas de contenção contra ondas provocadas por embarcações em ambientes pesqueiros ( $p < 0,05$ ). Acerca da qualidade da água, a presença das macrófitas aquáticas demonstrou melhorar o IQA em baías próximas à zona urbana apresentando diferenças significativas entre os períodos de cheia e seca ( $p < 0,001$ ). Os graus de hemerobia demonstraram que as baías estão classificadas em sua maioria, entre os graus ahemerobiótico, oligohemerobiótico e mesohemerobiótico. Quando relacionados, os resultados do IQA e do grau de hemerobia mostraram que em áreas cuja capacidade de auto regulação é mais elevada, os bancos de aguapé tendem a aumentar o IQA ( $R^2 = 0,19$ ;  $p < 0,05$ ) enquanto que em áreas com baixa capacidade de auto regulação, o IQA tende a ser diminuído pela presença das macrófitas ( $R^2 = 0,27$ ;  $p < 0,05$ ). Com relação aos processos de decomposição anaeróbia a espécie *E. crassipes* apresenta um decaimento por perda de massa 1,6 vezes maior em

31°C do que em 29°C, mas a espécie *E. azurea* não apresenta diferenças. O fluxo difusivo de metano mostrou que a difusão do metano na água é maior a 50 cm de profundidade sem o banco de macrófitas ( $p < 0,05$ ) e a concentração de metano na água foi significativamente maior nos bancos de macrófitas aquáticas ( $p = 0,01$ ). Sendo assim é possível inferir que as macrófitas aquáticas têm um papel relevante na contenção da erosão marginal, nas condições limnológicas e na dinâmica de formação, assimilação e liberação de gases do efeito estufa em baías pantaneiras.

**Palavras-chave:** Baías pantaneiras. Limnologia. *Eichhornia* sp. Decomposição anaeróbia.

## ABSTRACT

In wetlands such as the Pantanal, aquatic macrophytes tend to stabilize and perform relevant ecological functions through water level fluctuations that determine the structure and dynamics of the environment. This study sought to evaluate the role of aquatic macrophytes in erosive processes, water quality and greenhouse gas dynamics in six bays on the Paraguay River, North Pantanal. For this purpose, field campaigns were carried out between January/2017 to July/2018, considering the flood and dry periods of the Pantanal, to monitor marginal erosion, collect material (water, sediment and plant) and survey variables (hydrodynamics and greenhouse gases). The material collected in the field was analyzed in a laboratory where an anaerobic decomposition experiment was also carried out with the species *Eichhornia azurea* and *Eichhornia crassipes*. The treatments that outlined this study were considered as follows: 1 - center of the bays; 2 - shore with macrophytes; 3 - shore without macrophytes. In this way, the magnitude of erosion, the water quality index (WQI), the degree of hemeroby, the concentration and diffusion flows of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) and methane (CH<sub>4</sub>) in the water and the data were discussed from the perspective of the presence and absence of macrophyte beds. An anaerobic decomposition experiment was performed out during 60 days at two temperatures (29 °C and 31 °C). The results showed that the aquatic vegetation beds in marginal bays function as containment structures against waves caused by boats in fishing environments ( $p < 0.05$ ). Regarding water quality, aquatic macrophytes have been shown to improve the WQI in bays close to the urban area and the WQI showed significant differences between periods of flood and drought ( $p < 0.001$ ). The degrees of hemeroby demonstrated that the bays are mostly classified between the grades ahemerobic, oligohemerobic and mesohemerobic. When related to the WQI and the degree of hemeroby, the results showed that in areas whose capacity for self-regulation is higher, water hyacinth beds tend to increase the WQI ( $R^2 = 0.19$ ;  $p < 0.05$ ) while in areas with low capacity for self-regulation, WQI tends to be reduced by the presence of macrophytes ( $R^2 = 0.27$ ;  $p < 0.05$ ). Regarding the anaerobic decomposition processes, the *E. crassipes* presents a decay due to loss of mass 1.6 times greater at 31 °C than at 29 °C, but the species *E. azurea* does not present differences. The diffusive flow of methane showed that the diffusion of methane in the water is greater than 50 cm in depth without the macrophyte bed ( $p < 0.05$ ) and

the concentration of methane in the water was significantly higher in the aquatic macrophyte beds ( $p = 0.01$ ). Therefore, it was possible to conclude that aquatic macrophytes play an important role in containing marginal erosion, in limnological conditions and in the dynamics of formation, assimilation and release of greenhouse gases in Pantanal bays.

**Keyword:** Pantanal bays. Limnology. *Eichhornia* sp. Anaerobic decomposition.

## Índice de Figuras

<b>Figura 1</b> - Principais tipos biológicos das macrófitas aquáticas e distribuição do perfil de habitats nos ecossistemas de água doce.....	20
<b>Figura 2</b> - Esquema demonstrativo das áreas relacionadas ao estudo das macrófitas aquáticas com as respectivas hipóteses do trabalho. ....	22
<b>Figura 3</b> - Média da precipitação anual acumulada (mm) por mês no período de 1981-2010, destacando o período chuvoso no Pantanal. ....	24
<b>Figura 4</b> - Área de estudo definida em um trecho do rio Paraguai, Cáceres-MT, Pantanal Norte. ....	25
<b>Figura 5</b> - Amostragem das macrófitas com quadrado de 0,25 m <sup>2</sup> .....	28
<b>Figura 6</b> - Representação esquemática do método de monitoramento da erosão em barrancos de baías pantaneiras. ....	32
<b>Figura 7</b> - <b>(a)</b> . Coletor (draga) tipo Petersen para coleta de material de fundo; <b>(b)</b> . Garrafa de Van Dorn para coleta de água na coluna hídrica; <b>(c)</b> . Agitador de Wagner para método de Pipetagem; <b>(d)</b> . Agitador de peneiras eletromagnético para o método de Peneiramento. ....	34
<b>Figura 8</b> - Classes de uso e cobertura da terra das baías Salobra, Comprida e Caiçara, em Cáceres-MT, Pantanal Norte, Brasil.....	37
<b>Figura 9</b> – Análise comparativa da magnitude da erosão (cm/ano) entre barrancos com ausência e presença das macrófitas aquáticas. Barras de erro denotam erro padrão ( $\chi^2 = 15,27$ ; $p > 0,05$ ).....	39
<b>Figura 10</b> – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e altura dos barrancos (cm) nos tratamentos com macrófitas ( $\chi^2 = 45$ ; $n = 10$ ; $p > 0,05$ ).....	40
<b>Figura 11</b> – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e altura dos barrancos (cm) nos tratamentos sem macrófitas ( $\chi^2 = 72$ ; $p > 0,05$ ).....	40
<b>Figura 12</b> - Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e a altura dos barrancos (cm) em ambientes cujo uso é a pesca embarcada ( $t = 1,14$ , $n = 7$ , $p = 0,16$ ).....	41
<b>Figura 13</b> – Análise comparativa da média da magnitude da erosão entre os tratamentos com presença e ausência de macrófitas em ambientes cujo uso é apenas a pesca embarcada ( $t = 2,56$ ; $n = 5$ ; $p = 0,03$ ).....	42
<b>Figura 14</b> – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) nas baías Caiçara, Comprida e Salobra ( $p > 0,05$ ).....	42

<b>Figura 15</b> – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) em tratamentos com a presença da macrófita ( $p > 0,05$ ). .....	43
<b>Figura 16</b> – Análise de regressão entre sedimentos suspensos (mg/L) e a magnitude da erosão (cm/ano) em baías com o uso para a pesca ( $p > 0,05$ ). .....	43
<b>Figura 17</b> – Evolução hipotética da magnitude da erosão em barrancos com presença e ausência das macrófitas para o Pantanal em ambientes com intensa atividade pesqueira projetada até o ano de 2100.....	44
<b>Figura 18.a-b.</b> Análise do teor de fósforo na água com reagente de vanadato-molibdato; <b>c.</b> Contagem de coliformes fecais em membrana filtrante; <b>d.</b> Determinação de resíduos totais por evaporação total; <b>e-f.</b> Medida de oxigênio dissolvido em amostras para análise da DBO em frascos específicos. ....	54
<b>Figura 19</b> - Enquadramento nas categorias de IQA para todas as amostras (n=44) comparadas pelas estações de cheia e seca.....	58
<b>Figura 20</b> – Análise comparativa da média dos valores de IQA para os períodos de cheia e seca na área de estudo, rio Paraguai, Cáceres-MT, Pantanal Norte (Teste Mann-Whitney para dados não pareados; $z = 3,97$ ; $p < 0,001$ ; $n = 17$ para cheia e $n = 27$ para seca). .....	58
<b>Figura 21</b> - Análise comparativa da média de pH, temperatura, condutividade elétrica e turbidez entre períodos amostrais.....	60
<b>Figura 22</b> - Análise comparativa da média dos valores de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais e turbidez nos períodos amostrais.....	61
<b>Figura 23</b> - Análise comparativa da média de carbono orgânico, carbono inorgânico, nitrogênio total e fósforo total nos períodos amostrais. ....	62
<b>Figura 24</b> - Diagrama da ACP para as variáveis limnológicas, considerando os anos de 2017 e 2018, os períodos de cheia e seca e os seis locais amostrais, mas para diferentes tratamentos.....	63
<b>Figura 25</b> - Diagrama da ACP para as variáveis limnológicas, considerando os anos de 2017 e 2018, os períodos de cheia e seca e os seis locais amostrais, mas para diferentes categorias de IQA. ....	64
<b>Figura 26</b> - Relação entre IQA e distância dos locais amostrais com o centro urbano, considerando T2 e T3, com macrófitas e sem macrófitas ( $p > 0,05$ ). .....	65
<b>Figura 27</b> - Classificação dos graus de hemerobia da área estudo.....	67

<b>Figura 28</b> - Relação entre média dos valores de IQA e área oligohemerobiótica (em ha) para os tratamentos “Com macrófita” e “Sem macrófita” ( $p < 0,05$ ). .....	68
<b>Figura 29</b> - Relação entre média dos valores de IQA e área euhemerobiótica (em ha) para os tratamentos “Com macrófita” e “Sem macrófita” ( $R^2 = 0,27$ ; $p < 0,05$ ; $R^2 = 0,0284$ , $p > 0,05$ ). .....	69
<b>Figura 30</b> - Tipologias de uso e cobertura vegetal das baías da área de estudo. ....	70
<b>Figura 31</b> - Mecanismos de decomposição das macrófitas aquáticas demonstrando: <b>(A)</b> Decomposição de um recurso no curto prazo. Os três componentes do processo, catabolismo <b>(C)</b> , fragmentação <b>(F)</b> e lixiviação <b>(L)</b> alteram a composição química (e.g. a mineralização gerando as formas inorgânicas (IN)). <b>(B)</b> Decomposição de um recurso sob um longo período, resultando na sua completa mineralização. As taxas de mudança de estado (representadas pelas setas) estão sujeitas a regras (representadas pelos símbolos de válvulas) devido aos efeitos dos fatores bióticos e abióticos. ....	79
<b>Figura 32</b> - <b>(a)</b> Filtração a vácuo do material retirado das incubações. Em <b>(b)</b> as câmaras de mineralização. Em <b>(c)</b> o material particulado separado para quantificação da matéria orgânica e em <b>(d)</b> o material dissolvido para análise de carbono orgânico e nitrogênio totais. ....	82
<b>Figura 33</b> - Modelo cinético proposto para os processos de mineralização dos detritos de <i>E. azurea</i> , <i>E. crassipes</i> e mistura. Em que: $COP_{LS}$ = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel; $COP_R$ = carbono orgânico particulado refratário; COD = carbono orgânico dissolvido; $k_T$ = coeficiente global de decaimento de $COP_{LS}$ ( $= k_L + k_M$ ; $k_L$ = coeficiente de lixiviação e $k_M$ = coeficiente mineralização das frações lábeis); $k_3$ = coeficiente de mineralização do COD; $k_4$ = coeficiente de mineralização do $COP_R$ ; $IN_{1-3}$ = carbono orgânico mineralizado, segundo os coeficientes de mineralização ( $k_T$ , $k_3$ e $k_4$ ). ....	83
<b>Figura 34</b> - Analisador portátil de gases do efeito estufa (Los Gatos Research, Inc. USA).....	86
<b>Figura 35</b> - Variação temporal de carbono mineralizado (CM %), carbono orgânico particulado (COP %) e carbono orgânico dissolvido (COD %) das incubações das espécies <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e misto nas temperaturas de 29°C e 31°C. ....	92
<b>Figura 36</b> - Variação temporal de carbono orgânico dissolvido (COD %) dos detritos de <i>E. azurea</i> , <i>E. crassipes</i> e misto por decomposição anaeróbia a 29°C e 31°C. ....	93

<b>Figura 37</b> – Variação temporal do carbono orgânico particulado (COP %) dos detritos de <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e Mistos por decomposição anaeróbia nas temperaturas de 29°C e 31°C.....	94
<b>Figura 38</b> – Análise de regressão linear entre o CM (%) dos detritos de <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e mistos nas temperaturas de 29°C e 31°C (p < 0,001). .....	96
<b>Figura 39</b> – Análise de regressão linear entre o CM (%) e o teor de carbono orgânico mineralizado ao final das rotas de mineralização para os detritos de <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e mistos a 29°C (p < 0,001).....	97
<b>Figura 40</b> – Análise de regressão linear entre o CM (%) e o teor de carbono orgânico mineralizado ao final das rotas de mineralização para os detritos de <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e mistos a 31°C (p < 0,001).....	97
<b>Figura 41</b> – Análise comparativa da média de carbono mineralizado (%) a 29°C nos tratamentos com <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e misto (Kruskal-Wallis; p < 0,05). .....	98
<b>Figura 42</b> – Análise comparativa da média da concentração de metano na água nos diferentes tratamentos. Barras de erro denotam erro padrão (Kruskal-Wallis; p = 0,01). .....	99
<b>Figura 43</b> – Análise comparativa da média do fluxo difusivo de metano para os tratamentos com macrófitas e sem macrófitas nas baías Caiçara e Salobra (Teste t de Student, p < 0,05).....	100

## Índice de Tabelas

<b>Tabela 1</b> - Locais de amostragem e seus respectivos usos múltiplos. ....	25
<b>Tabela 2</b> - Uso predominante, localização, característica do solo, largura e profundidade das baías Caiçara, Comprida e Salobra, Pantanal Norte, Brasil. ....	36
<b>Tabela 3</b> - Concentração de sedimentos em suspensão e granulometria de sedimento de fundo nas baías do Caiçara, Comprida e Salobra. ....	38
<b>Tabela 4</b> - Variáveis que compõem o IQA e seus respectivos pesos relativos. ....	55
<b>Tabela 5</b> - Categorias do Índice de Qualidade da Água de acordo com suas ponderações.....	55
<b>Tabela 6</b> - Classificação do Grau de Hemerobia de acordo com a descrição da paisagem.....	56
<b>Tabela 7</b> - Percentual dos graus de hemerobia classificados por baía.....	65
<b>Tabela 8</b> - Média das variáveis limnológicas dos locais de coleta de água e plantas no rio Paraguai nos três tratamentos em que CE = Condutividade elétrica; OD = Oxigênio dissolvido; DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; NT = Nitrogênio total; PT = Fósforo total; CO = Carbono orgânico; CI = Carbono inorgânico. ....	88
<b>Tabela 9</b> - Parametrização da decomposição anaeróbia das espécies <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Eichhornia crassipes</i> a 29°C e 31°C e de seus detritos mistos, em que: COD = carbono orgânico dissolvido; $k_T$ = coeficiente global de decaimento de $COP_{LS}$ ; $k_3$ = coeficiente de mineralização de COD; $COP_{LS}$ = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; $COP_R$ = carbono orgânico particulado refratário; $k_4$ = coeficiente de mineralização das frações refratárias.....	90
<b>Tabela 10</b> - Tempo de meia-vida relativos aos coeficientes $k_T$ = coeficiente global de decaimento de $COP_{LS}$ ; $k_3$ = coeficiente de mineralização de COD e $k_4$ = coeficiente de mineralização das frações refratárias.....	95
<b>Tabela 11</b> - Concentrações de metano por áreas amostrais e tratamentos. ....	99
<b>Tabela 12</b> - Média dos fluxos difusivos de metano e gás carbônico (em mg/m <sup>2</sup> /dia) para as baías Caiçara e Salobra. ....	100

## Lista de Abreviaturas e Siglas

ATTZ = Aquatic Terrestrial Transition  
Zone

AU = Área úmida

CE = Condutividade elétrica

CI = Carbono inorgânico

CO = Carbono orgânico

COD = carbono orgânico dissolvido

COP = carbono orgânico particulado  
remanescente

COP<sub>LS</sub> = carbono orgânico particulado  
lábil/solúvel

COP<sub>R</sub> = carbono orgânico particulado  
refratário

COT = Carbono orgânico total

DBO = Demanda bioquímica de  
oxigênio

GEE = Gases do Efeito Estufa

IN = Rotas de mineralização

IQA = Índice de Qualidade da Água

k<sub>3</sub> = Coeficiente de mineralização de  
COD

k<sub>4</sub> = Coeficiente de mineralização das  
frações refratárias

k<sub>L</sub> = Coeficiente de lixiviação de COP

k<sub>M</sub> = Coeficiente mineralização das  
frações lábeis de COP

k<sub>T</sub> = Coeficiente global de decaimento  
de COP<sub>LS</sub>

MOD = Matéria orgânica dissolvida

MOD<sub>R</sub> = Matéria orgânica dissolvida  
refratária

MOP = Matéria orgânica particulada

MOP<sub>R</sub> = Matéria orgânica particulada  
refratária

NT = Nitrogênio total

OD = Oxigênio dissolvido

pH = Potencial hidrogeniônico

PS = Peso seco

PT = Fósforo total

Q<sub>10</sub> = Relação entre variáveis sob  
incremento de 10°C

r<sup>2</sup> = Coeficiente de determinação

t = Tempo

t<sub>1/2</sub> = Tempo de meia-vida

## Sumário

<b>1. Contextualização Geral</b> .....	18
<b>2. Objetivos</b> .....	22
2.1 Geral.....	22
2.2 Específicos.....	23
<b>3. Caracterização da área de estudo</b> .....	23
<b>4. Procedimentos metodológicos gerais</b> .....	26
4.1 Determinação dos períodos e pontos amostrais.....	26
4.2 Levantamento dos tipos de uso e cobertura da terra.....	27
4.3 Identificação dos bancos de macrófitas aquáticas.....	27
4.4 Caracterização das espécies.....	28
<b>CAPÍTULO I - Efeito dos bancos de macrófitas aquáticas na erosão marginal provocada por atividades embarcadas em baías do Pantanal</b> .....	29
<b>RESUMO</b> .....	29
<b>1. Introdução</b> .....	30
<b>2. Material e método</b> .....	31
2.1 Determinação das áreas e tratamentos amostrais.....	31
2.2 Métodos de monitoramento de erosão.....	31
2.3 Quantificação da erosão marginal.....	32
2.4. Levantamento das variáveis hidrodinâmicas.....	33
2.5 Quantificação e qualificação de sedimento de fundo e suspensão.....	33
2.6 Tratamento dos dados.....	34
2.7 Elaboração de modelo de evolução da magnitude da erosão.....	35
<b>3. Resultados</b> .....	35
<b>4. Discussão</b> .....	44
<b>5. Conclusão</b> .....	48
<b>CAPÍTULO II - A influência das macrófitas aquáticas no índice de qualidade da água (IQA) sob a perspectiva hemerobiótica</b> .....	49
<b>RESUMO</b> .....	49
<b>1. Introdução</b> .....	50
<b>2. Material e Método</b> .....	52
2.1 Determinação dos períodos e áreas amostrais.....	52
2.2 Coleta e análise das amostras de água.....	52
2.3 Índice de Qualidade da Água.....	54

2.4 Grau de Hemerobia .....	56
2.5 Tratamento estatístico dos dados .....	57
<b>3. Resultados</b> .....	<b>57</b>
<b>4. Discussão</b> .....	<b>71</b>
<b>5. Conclusão</b> .....	<b>75</b>
<b>CAPÍTULO III - Dinâmica dos gases do efeito estufa e decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas em baías do rio Paraguai, Pantanal Norte.</b> .....	<b>76</b>
<b>1. Introdução</b> .....	<b>77</b>
<b>2. Material e Métodos</b> .....	<b>80</b>
2.1 Caracterização limnológica da área de estudo.....	80
2.2 Identificação, coleta e análise laboratorial das macrófitas aquáticas .....	80
2.3 Determinação de matéria orgânica nos sedimentos .....	80
2.4 Perda de massa por decomposição anaeróbia .....	81
2.5 Modelagem matemática .....	82
2.6 Quantificação dos gases do efeito estufa (CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> ) .....	85
2.6.1 Concentração de metano na água .....	85
2.6.2 Fluxos da difusão de metano (CH <sub>4</sub> ) e gás carbônico (CO <sub>2</sub> ) .....	86
2.7 Tratamento dos dados.....	87
<b>3. Resultados</b> .....	<b>87</b>
3.1 Biomassa das macrófitas aquáticas .....	87
3.2 Condições limnológicas da área de amostragem da água e plantas .....	88
3.3 Matéria orgânica no sedimento e nas plantas .....	88
3.4 Perda de massa da decomposição anaeróbia .....	89
3.5 Coeficiente Q <sub>10</sub> .....	95
3.6 Teor de carbono mineralizado nos diferentes tratamentos.....	96
3.7 Concentrações de metano em água .....	98
3.8 Fluxo difusivo de metano e gás carbônico nas baías Salobra e Caiçara .....	100
<b>4. Discussão</b> .....	<b>101</b>
<b>5. Conclusão</b> .....	<b>106</b>
<b>6. Considerações finais</b> .....	<b>107</b>
<b>Referências bibliográficas</b> .....	<b>109</b>
<b>APÊNDICE A. Índice de qualidade da água (IQA) dos locais e pontos de coleta considerando os anos de 2017 e 2018 e as estações de cheia e seca.</b> .....	<b>126</b>

<b>APÊNDICE B.</b> Média das variáveis limnológicas por tratamentos nos períodos de cheia e seca. ....	128
<b>APÊNDICE C.</b> Média dos valores de IQA considerando os três tratamentos e períodos de cheia e seca em que T <sub>1</sub> = Centro; T <sub>2</sub> = Banco de macrófitas; T <sub>3</sub> = Fora do banco de macrófitas. ....	130
<b>APÊNDICE D.</b> Variação temporal de COP (%), COD (%), e CM (%) das incubações anaeróbias de <i>Eichhornia azurea</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> e detritos mistos nas temperaturas de 29°C e 31°C. ....	131
<b>APÊNDICE E.</b> Fluxo difusivo de metano e gás carbônico das baías Caiçara e Salobra em pontos sem macrófita (Z = 50 cm) e com macrófitas. ....	132

## 1. Contextualização Geral

A água é essencial para todos os organismos vivos, desta forma, o ciclo hidrológico influencia tanto a dinâmica quanto a manutenção da vida na Terra. Entretanto, as pressões antrópicas exercidas por meio dos usos múltiplos deste recurso têm gerado, ao longo do tempo, a degradação dos ecossistemas aquáticos (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2011).

Neste sentido a Política Nacional dos Recursos Hídricos instituída pela Lei nº 9433/1997 fundamenta-se no princípio de que a água é um bem de domínio público e limitado e, seus usos múltiplos devem ser proporcionados por meio da gestão dos recursos hídricos que assegurem a disponibilidade da água com padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (BRASIL, 1997).

Os ecossistemas podem ser classificados em ecossistemas terrestres e aquáticos, apresentando diferenças conceituais e descritivas quanto às suas estruturas e funcionamento. Entretanto, existem áreas que transitam entre esses dois grupos, sendo definidas como áreas úmidas (AU), com variações entre AU's com nível de água relativamente estável e AU's com nível de água flutuante, que são os sistemas com pulsos de inundação (JUNK et al., 2015).

Os pulsos de inundações representam uma sequência de seca e de inundação e, determinam os processos de alagamento periódico nas áreas úmidas. As áreas que se mantêm periodicamente alagadas e secas são chamadas de áreas de transição aquática/terrestre (Aquatic Terrestrial Transition Zone – ATTZ; JUNK et al., 1989). Essas áreas apresentam grande importância ecológica para a conservação da biodiversidade, oferta de serviços ecossistêmicos e manutenção do fluxo hidrológico e qualidade hídrica (BASSI et al., 2014; GIBBS, 2000), pois permitem conexões entre massas d'água e transporte de materiais (QUINTELA et al., 2019).

O Pantanal é uma das maiores extensões inundáveis do planeta, sendo abastecida por rios provenientes do planalto, e apresentando diversas feições morfológicas, como canais, ilhas, baías, lagos e lagoas (JUNK; Da SILVA, 1999). Sua área total se espalha por ca. 140.000 km<sup>2</sup> a 160.000 km<sup>2</sup> distribuídos entre o Brasil (80%), Bolívia (19%), e Paraguai (1%) (JUNK et al., 2006; MARENGO et al., 2016) e, no Brasil, está concentrado entre os estados de Mato Grosso (Pantanal Norte) e Mato Grosso do Sul (Pantanal Sul).

Esta planície de inundação é influenciada pelo fluxo hidrológico e alaga

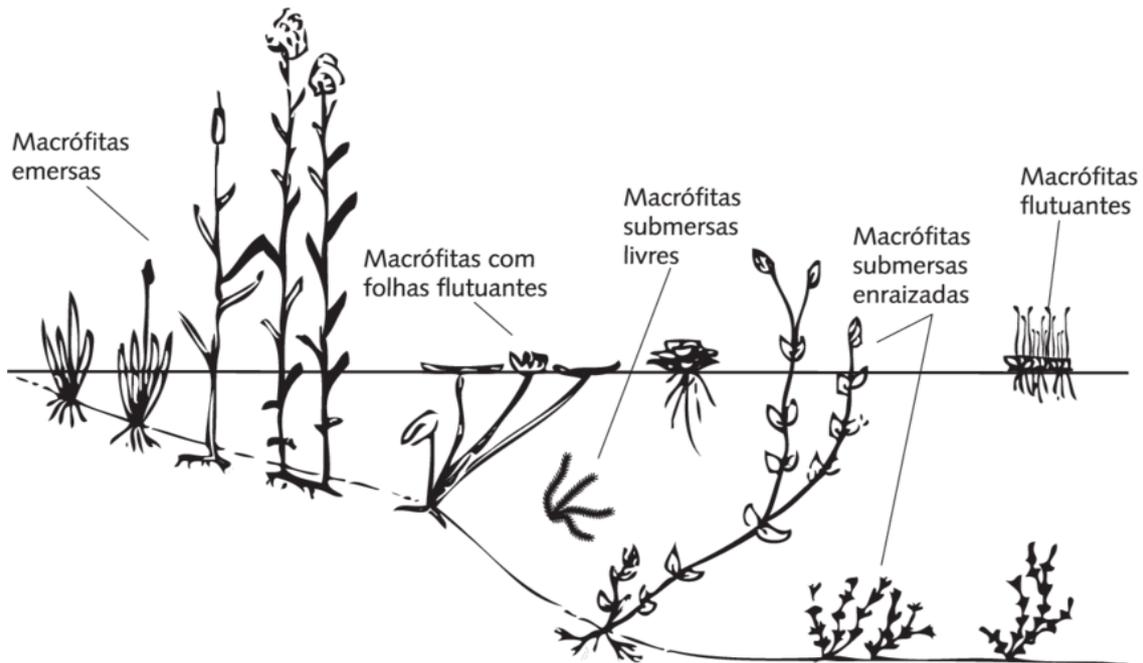
sazonalmente caracterizando assim duas estações bem definidas: seca, entre os meses de maio e setembro e chuvosa, entre os meses de outubro e abril (JUNK et al., 2006). O pulso de inundação no Pantanal é responsável pelas diferenças nas paisagens do bioma e, conseqüentemente, por alterações na biota local (Da SILVA et al., 2001).

Durante a estação chuvosa os rios transbordam suas margens e inundam as planícies adjacentes, formando lagos rasos e inumeráveis pântanos e grandes setores da planície que permanecem inundados de 4 a 8 meses. Durante a seca, os rios voltam para suas calhas em que as terras baixas são drenadas (MARENGO et al., 2016) e desenha-se assim o mosaico de feições morfológicas apresentado pelo Pantanal diferenciando-se entre lagoas marginais ou outras classificações (ASSINE; SILVA, 2009; SILVA et al., 2008). Considerando a escala temporal, muitos estudos mostram que as lagoas marginais são regionalmente conhecidas como baías marginais estendendo o termo até mesmo para baías pantaneiras (CALHEIROS; FERREIRA, 1996; CARVALHO, 1986; OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2013; SOARES et al., 2015; SOUZA et al., 2018).

No Pantanal, os barrancos marginais dessas baías são frequentemente ocupados por macrófitas aquáticas (CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2013; PACHECO; Da SILVA, 2009; SUAREZ et al., 2013) que caracterizam-se por representarem parte dos vegetais visíveis a olho nu, possuindo as suas partes fotossinteticamente ativas parcial ou totalmente submersas e de plasticidade fenotípica (POMPÊO, 2017).

Considerando aos aspectos filogenéticos e taxonômicos, as macrófitas aquáticas são classificadas de acordo com o seu biótipo que reflete o grau de adaptação desses organismos nos ambientes aquáticos. Seus tipos/grupos biológicos diferenciam-se basicamente em emersas (espécies que se prendem ao sedimento), folhas flutuantes (aquelas com folhas acima da superfície da água, mas com alguma conexão com rizomas ou raízes), submersas enraizadas (crescem na coluna d'água abaixo da superfície), submersas livres (crescem na subsuperfície) e flutuantes livres (THOMAZ; ESTEVES, 2011), conforme Figura 1.

**Figura 1** - Principais tipos biológicos das macrófitas aquáticas e distribuição do perfil de habitats nos ecossistemas de água doce.



Fonte: FRAGOSO Jr. et al. (2009).

Muitos estudos destacam a importância ecológica das macrófitas aquáticas em áreas marginais de corpos d'água tais como (i) ciclagem de nutrientes (REJMÁNKOVÁ, 2011); (ii) dinâmica dos gases do efeito estufa (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2018); (iii) fonte de alimento para mamíferos como capivaras e habitat para inúmeras espécies de peixes e insetos (ÁVILA, 2019); (iv) biorremediação pela acumulação de micronutrientes, como metais (VITÓRIA et al., 2015); (v) formação de detritos como fonte de matéria orgânica pelo processo de decomposição (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2011); (vi) tratamento de efluentes para melhoria da qualidade da água (POMPÊO, 2008).

Os fatores abióticos determinantes na distribuição e abundância das macrófitas aquáticas podem ser tanto naturais quanto antrópicos. Destacam-se entre os fatores naturais, a composição química e estrutural dos sedimentos, a turbidez (no caso das macrófitas submersas), a disponibilidade de nutrientes e a ação dos herbívoros. Entre os fatores antrópicos citam-se, o despejo irregular de efluentes que podem causar a eutrofização das águas (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2011).

O crescimento excessivo desses vegetais, portanto, está intimamente

associado ao aumento da disponibilidade de nutrientes na água, o qual pode ser provocado por pressões antrópicas ou não e, propiciam condições favoráveis de desenvolvimento e contribuem para a dinâmica da produção primária nos ambientes aquáticos (CAMARGO et al., 2003). A produção primária representa de maneira geral, a entrada e saída de energia e de material orgânico para as cadeias de detritos dos ambientes aquáticos (MORAN; HODSON, 1989) sendo que as macrófitas aquáticas são conhecidas pela sua alta produtividade em águas rasas e com baixa velocidade de fluxo das águas (ESTEVEES, 2011).

A produção primária atribuída às macrófitas aquáticas pode estar relacionada à diversos fatores, tais como: concentração de nitrogênio e fósforo, disponibilidade de carbono inorgânico, luminosidade, temperatura, velocidade da corrente e variações no nível da água (BIUDES; CAMARGO, 2008).

Nesta perspectiva, este estudo baseou-se no fato de que a erosão marginal, sedimentação e os aspectos relacionados à qualidade da água bem como a ciclagem de carbono e liberação de gases em baías do rio Paraguai, no município de Cáceres, estão associados à presença de bancos de macrófitas aquáticas, uma vez que a presença ou ausência dessas plantas pode afetar a dinâmica do recurso hídrico. Assim, as seguintes hipóteses foram levantadas:

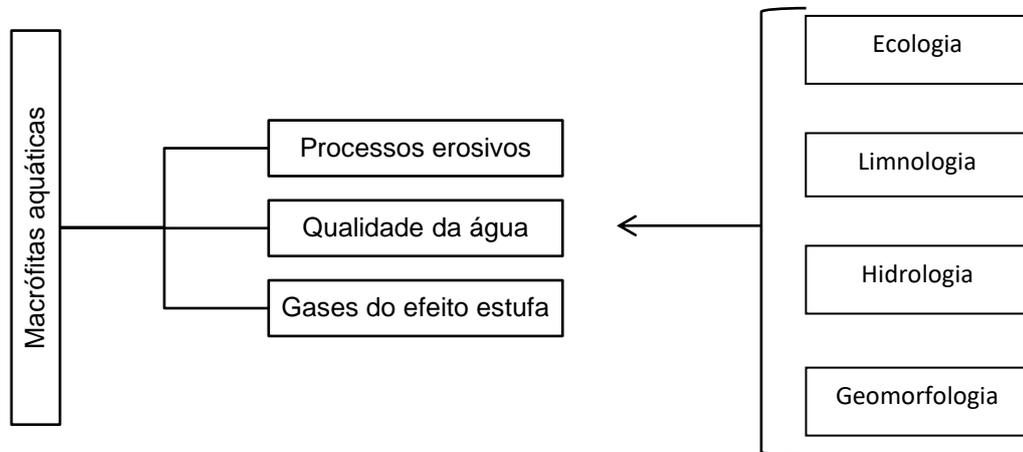
*Hipótese 1* - A presença de bancos de macrófitas em baías do rio Paraguai atenuam os processos erosivos marginais que nelas ocorrem.

*Hipótese 2* – A presença de macrófitas aquáticas melhora a qualidade da água em baías do rio Paraguai.

*Hipótese 3* - Os bancos de vegetação aquática exercem influência na formação e liberação de gases do efeito estufa, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, decorrentes do processo de decomposição.

Desta forma, este foi organizado em três capítulos que compreendem cada uma das hipóteses acima citadas (Figura 2).

**Figura 2** - Esquema demonstrativo das áreas relacionadas ao estudo das macrófitas aquáticas com as respectivas hipóteses do trabalho.



No Capítulo 1 discutiu-se uma abordagem acerca do tipo do uso e cobertura da terra do entorno das baías em estudo em que diferentes classes de uso foram obtidas para relacionar com a presença das macrófitas aquáticas e os resultados do monitoramento da erosão.

Considerando que os processos erosivos contribuem para a entrada e carreamento de partículas dos corpos hídricos; que as macrófitas aquáticas podem assimilar os nutrientes presentes na água e; que a origem deste material pode estar associada às atividades antrópicas que se desenvolvem no entorno das baías, o Capítulo 2 apresentou uma análise sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água desses ambientes que pudessem gerar diferenças na paisagem que definem diferentes graus de hemerobia.

Da mesma forma que a entrada de nutrientes nos corpos d'água pode influenciar o crescimento das macrófitas aquáticas, podem também influenciar no processo de decomposição das mesmas, uma vez que durante sua degradação, os detritos dessas plantas podem contribuir para a liberação de gases do efeito estufa; assim, o Capítulo 3 discutiu a influência da presença dos bancos de macrófitas na dinâmica dos gases do efeito estufa em baías do Pantanal.

## 2. Objetivos

### 2.1 Geral

Avaliar a influência da presença dos bancos de macrófitas aquáticas na contenção da erosão, qualidade da água e dinâmica de gases do efeito estufa em

baías do Pantanal Norte.

## **2.2 Específicos**

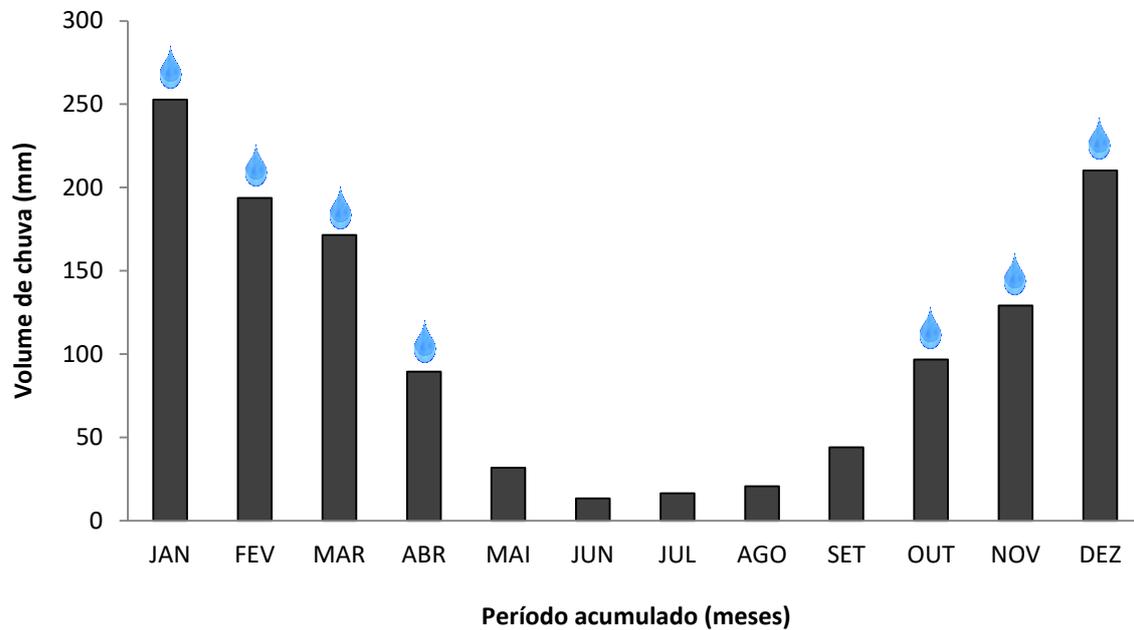
- Identificar e quantificar os bancos de macrófitas presentes no trecho de estudo monitoramento;
- Analisar as variáveis limnológicas e hidrodinâmicas das baías da área de estudo;
- Monitorar os processos erosivos em barrancos marginais das baías com a presença e ausência de macrófitas;
- Caracterizar o perfil sedimentológico das baías;
- Categorizar os diversos usos e cobertura da terra da área de influência das baías;
- Quantificar as concentrações de gases do efeito estufa (CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>), relacionando-as com o processo de decomposição, fora e dentro do banco de macrófitas.

## **3. Caracterização da área de estudo**

O município de Cáceres no estado de Mato Grosso apresenta uma população estimada em 94.376 pessoas e área territorial de 24.593,12 km<sup>2</sup> (IBGE, 2020). Em percentuais, o município corresponde a 9,01% da área do Pantanal mato-grossense sendo que aproximadamente 50% de toda área territorial do município é ocupada por áreas pantanosas (NEVES, 2006).

O clima é classificado como Tropical Megatérmico Subúmido em virtude das depressões e cotas altimétricas variando entre 92 e 200 m. As médias anuais de temperatura variam entre 25°C e 35°C (MAITELLI, 2005). A precipitação anual acumulada é ca. 1200 mm considerando uma escala temporal de 1981 a 2010 (INMET, 2020) e corresponde aos meses definidos no Pantanal como cheia e seca conforme Figura 3.

**Figura 3** - Média da precipitação anual acumulada (mm) por mês no período de 1981-2010, destacando o período chuvoso no Pantanal.



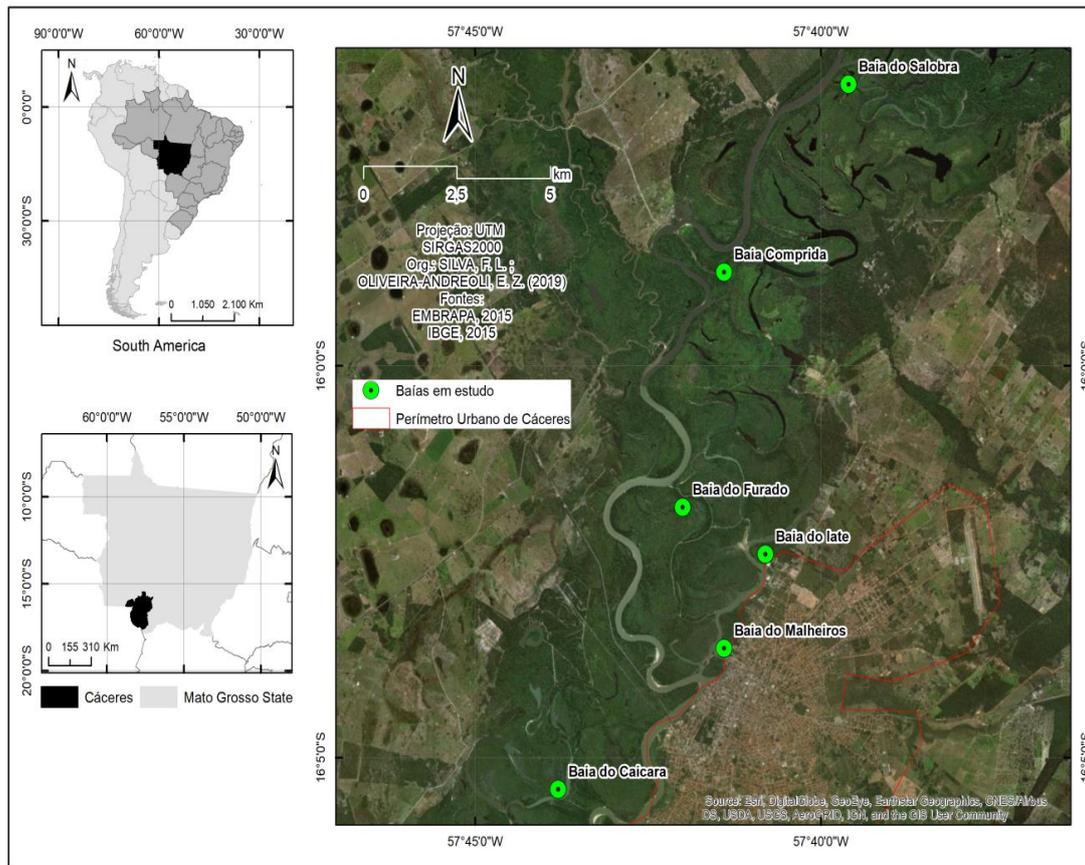
**Legenda:**  Período chuvoso no Pantanal conforme JUNK et al. (2006).

**Fonte:** INMET (2020).

A área selecionada para o monitoramento do período de estudo foi um trecho do rio Paraguai que compreende seis baías situadas entre as coordenadas geográficas 15°56'15,8"S e 57°39'22,2"O e 16°05'13,7" S e 57°43'49,7"O e que banham parte do município de Cáceres: baía Comprida; baía Caiçara; baía do late; baía do Malheiros; baía do Furado; baía Salobra (Figura 4). A determinação das baías baseou-se na acessibilidade dos locais (via navegação ou terrestre), no tipo de uso da terra no entorno e, ainda, na presença de macrófitas aquáticas em barrancos conforme Tabela 1.

O rio Paraguai no município de Cáceres é o principal tributário da bacia do Alto Paraguai. Suas águas fluem em direção ao sul do país desaguando no rio Paraná através do estado de Mato Grosso onde se encontram suas nascentes e por onde atravessa o município de Cáceres mostrando-se em diversas feições morfológicas tais como lagoas, canais, ilhas e baías que são comumente utilizadas para atividades econômicas praticadas na região como o turismo, pesca e criação de animais.

**Figura 4** - Área de estudo definida em um trecho do rio Paraguai, Cáceres-MT, Pantanal Norte.



(Org: SILVA, F.L., OLIVEIRA, E.Z., 2019).

**Tabela 1** - Locais de amostragem e seus respectivos usos múltiplos.

Baías selecionadas	Coordenadas geográficas	Uso múltiplo (observações pessoais)
Baía Comprida	15°58'48,9"S 57°41'33,9"O	· Pecuária
Baía Caiçara	16°05'13,7"S 57°43'49,7"O	· Pesca embarcada · Pecuária
Baía do Furado	16°01'31,9"S 57°42'03,3"O	· Pesca de barranco com acampamento
Baía do late	16°02'14,4"S 57°40'53,4"O	· Recreação · Pesca de barranco · Perímetro urbano
Baía do Malheiros	16°03'32,0"S 57°41'27,1"O	· Recreação · Pesca de barranco · Perímetro urbano
Baía Salobra	15°56'15,8"S 57°39'22,2"O	· Pesca embarcada · Pecuária

As baías Caiçara, do late e Salobra são situadas em corpos d'água adjacentes ao rio Paraguai e são inundadas na estação chuvosa e, assim, permanecem por todo este período quando se inicia o período de vazante. O volume começa a diminuir até a estação seca quando, em virtude da estiagem, o acesso à baía fica restrito a canais secundários dos corpos d'água, muitas vezes separados por grandes bancos de areia que se formaram pelo fluxo baixo das águas.

As baías do Malheiros, Furado e Comprida são baías localizadas no curso do rio, apresentam estrutura e paisagem influenciadas pelo fluxo hidrológico, no entanto, o acesso às suas águas fica comprometido pelos bancos de vegetação aquática flutuante e não pela formação de bancos de areia.

As baías Salobra e Comprida estão à montante do perímetro urbano do município de Cáceres (Figura 4) e, portanto, sofrem menor influência das atividades urbanas e maior influência de atividades rurais como a criação de animais e agricultura. Em contrapartida, as baías Furado, late, Malheiros e Caiçara estão mais sujeitas ao uso das águas para recreação, navegação e lançamento do esgoto (BUHLER; SOUZA, 2012; OLIVEIRA; Da SILVA, 2013; SILVA; SOUZA, 2012).

#### **4. Procedimentos metodológicos gerais**

##### **4.1 Determinação dos períodos e pontos amostrais**

O período amostral compreendeu os meses de janeiro/2017 a julho/2018, considerando o fluxo hidrológico do Pantanal que define as estações chuvosa e estiagem (Figura 3). Quatro campanhas de campo foram realizadas assim divididas: 1ª amostragem: Janeiro/2017; 2ª amostragem: Setembro/2017; 3ª amostragem: Janeiro/2018; 4ª amostragem: Julho/2018.

Em cada uma das seis baías que compreendem a área de estudo (Figura 3), foram selecionados cinco pontos amostrais para levantamento de dados limnológicos, geomorfológicos, hidrodinâmicos e coleta de material (água, planta e sedimento). Os pontos amostrais foram assim determinados: (1) Centro da baía; (2) Banco de macrófitas; (3) Sem o banco de macrófitas; (4) Entrada da baía e (5) Saída da baía.

Considerou-se como centro (Ponto 1) a região de área aberta localizada entre a entrada (Ponto 4) e a saída (Ponto 5) da baía. Estas por sua vez, foram determinadas de acordo com o fluxo das águas do leito do rio principal que se movimentam em direção ao enchimento e/ou esvaziamento das baías. Os Pontos 2

e 3 referiram-se à presença dos bancos de macrófitas em barrancos (Ponto 2) ou à ausência dos mesmos (Ponto 3).

#### **4.2 Levantamento dos tipos de uso e cobertura da terra.**

Para a identificação dos principais usos e cobertura da terra nas adjacências das baías, uma área de influência de 2,5 km a partir dos pontos de amostragem foi delimitada. Os padrões de uso e cobertura da terra foram identificados para os anos de 2008 e 2018. Para o ano de 2008, realizou-se uma composição multiespectral em falsa cor (5R4G3B - infravermelho, vermelho e verde) de uma imagem Landsat 5 (TM) disponibilizada pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), com data de passagem em 26 de agosto de 2008 (órbita: 227/ponto: 71) e resolução de 30 metros. Para 2018, também foi realizada uma composição multiespectral em falsa cor (6R5G4B) de uma imagem do satélite Landsat 8 (OLI) também disponibilizada pelo USGS, com resolução de 30 metros e data de passagem em 07 de setembro de 2018. A elaboração dos planos de informação foi realizada no software ArcGIS 10.2., no sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) Fuso 21. O *datum* selecionado foi o SIRGAS 2000.

As tipologias de uso e cobertura da terra foram identificadas pela tonalidade e textura, conforme Fushita e Santos (2017). As seguintes categorias foram adotadas para a caracterização das baías analisadas no município de Cáceres: (i) área urbana, (ii) área pantanosa, (iii) vegetação terrestre, (iv) rio Paraguai, (v) infraestrutura rural, (vi) corpos hídricos, (vii) banco de areia e (viii) área agrícola.

#### **4.3 Identificação dos bancos de macrófitas aquáticas**

Os bancos de vegetação aquática foram identificados em campo, via navegação ou a partir de acesso pela margem e as plantas foram coletadas para identificação em nível de família, gênero e espécie (quando possível) de acordo com literatura específica (AMARAL et al., 2008; POTT; POTT, 2000; SCREMIN-DIAS et al., 1999), bem como de acordo com seu grupo ecológico/biótipo em emersas, submersas, flutuantes, enraizadas ou livres (THOMAZ; ESTEVES, 2011). Para a amostragem, foi utilizado um quadrado de material de PVC de medida 0,25 m<sup>2</sup> conforme a Figura 5, respeitando assim a aleatoriedade do material em relação às espécies. As amostras do quadrado foram retiradas com auxílio de tesoura/canivete e imediatamente lavadas com água ambiente e depois armazenadas em sacos

plásticos para quantificação das espécies e determinação da biomassa.

**Figura 5** - Amostragem das macrófitas com quadrado de 0,25 m<sup>2</sup>.



(Foto: Arquivo pessoal).

#### 4.4 Caracterização das espécies

*Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms são espécies aquáticas que pertencem à família Pontederiaceae, popularmente conhecidas como aguapé ou camalote e frequentemente observadas em lagos rasos tropicais. Apresentam diferenças morfológicas, enquanto a *E. azurea* apresenta caules prostrados e com longos entrenós; folhas caulinares emersas; pecíolos não inflados e flores branca/lilás; a *E. crassipes* apresenta caule rizomatosos eretos com entrenós curtos; folha basal emersa; pecíolos inflados e de cor lilás (AMARAL et al., 2008; POTT; POTT, 2000). Quanto ao tipo biológico, a *E. azurea* é enraizada ao sedimento e apresenta as folhas submersas ou emersas, já a *E. crassipes* é uma planta flutuante livre (ESTEVES, 2011).

## **CAPÍTULO I - Efeito dos bancos de macrófitas aquáticas na erosão marginal provocada por atividades embarcadas em baías do Pantanal**

### **RESUMO**

A erosão das margens dos rios de maior ordem é um processo comum que pode ocorrer tanto pelo uso das regiões adjacentes aos corpos d'água para fim agrícola, quanto pelas atividades embarcadas desenvolvidas no leito dos rios, causando assim a perda de solo que por sua vez contribuem para o assoreamento do ambiente aquático. Entretanto, em regiões pantaneiras há alta abundância de bancos de macrófitas aquáticas, os quais podem exercer um papel importante na redução deste impacto, atenuando o efeito da erosão marginal. Assim, este estudo teve como objetivo investigar o efeito das macrófitas aquáticas na erosão marginal de baías pantaneiras com distintas intensidades e tipos de uso da terra. Para tanto, foi utilizado o método de monitoramento da erosão através do uso de pinos e estacas alocados em barrancos com a presença e ausência de macrófitas aquáticas. Complementarmente, imagens de satélite foram utilizadas a fim de analisar a erosão em uma série temporal que possibilitou discutir os processos erosivos em um intervalo de 10 anos. Os resultados demonstram que a magnitude da erosão foi maior nos tratamentos sem macrófita ( $5,04 \pm 3,27$  cm/ano) do que nos tratamentos que consideraram a sua presença ( $3,91 \pm 4,58$  cm/ano) sem apresentar, no entanto, diferença significativa ( $p > 0,05$ ). Quando se considera somente ambientes com impacto de uso da terra provenientes da agropecuária, diferenças significativas não foram observadas ( $p > 0,05$ ). Entretanto, em ambientes com uso somente para a pesca, a presença das macrófitas aquáticas reduz a erosão marginal em 60% ( $p < 0,05$ ). Portanto, os resultados sugerem que os processos erosivos nas baías selecionadas estão associados tanto à pecuária quanto à pesca, no entanto, para esta última, o banco de aguapé funciona como uma zona de amortecimento, diminuindo a magnitude de erosão em barrancos com a presença da vegetação aquática. Assim, as projeções para a magnitude de erosão precisam considerar não somente o tipo de uso que se faz das áreas adjacentes aos corpos d'água, mas também as circunstâncias ecológicas, tais como a presença de macrófitas aquáticas nas margens, as quais estão intimamente relacionadas à dinâmica dos ecossistemas aquáticos.

**Palavras-chave:** Hidrodinâmica; assoreamento, *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, áreas inundáveis, usos múltiplos da terra.

## 1. Introdução

O rio Paraguai é identificado como o principal tributário do Pantanal (CALHEIROS; OLIVEIRA, 2011; SOUZA; SOUSA, 2010;), abastecendo a planície com um fluxo hídrico de inundações periódicas (ASSINE, 2005) formando muitos padrões de canais (ASSINE; SILVA, 2009; SILVA et al., 2008) tais como as baías marginais (Da SILVA et al., 2001; JUNK et al., 2006; SOUZA et al., 2009).

As baías pantaneiras (i.e. lagoas marginais) apresentam diversas atividades em seu entorno como a agricultura que causa intensa lixiviação de solo (LEANDRO; SOUZA, 2012; ROS et al., 2017), e a pecuária que favorece o pisoteio do gado devido a sua descida no barranco para dessedentação (BÜHLER; SOUZA, 2018; PESSOA et al., 2014) e para a travessia (DIAS; THOMAZ, 2011). Essas atividades transportam material marginal para os cursos d'água e aceleram os processos erosivos (KROLOVÁ; HEJZLAR, 2013).

Embora a erosão esteja quase sempre relacionada à utilização da terra marginal das baías, a erosão em virtude da navegação tanto para a hidrovia comercial, quanto para a recreação, o turismo e a pesca embarcada são também relatados pelo movimento da água no barranco marginal (CASADO et al., 2002; HOLANDA et al., 2009).

Os barrancos marginais dos cursos d'água são frequentemente ocupados pela vegetação ripária que apresentam grande relevância para os ambientes aquáticos uma vez que sua remoção é responsável por impactos negativos causados na manutenção da biodiversidade, fluxo de gases na atmosfera, controle da infiltração da água no solo e pela dinâmica dos fluxos de enchente e vazante que distribuem diversos materiais nos corpos d'água (FEARNSIDE, 2006).

Em baías pantaneiras, os barrancos marginais também são frequentemente ocupados por bancos de vegetação aquática. Vários estudos destacam os distintos papéis desses organismos nos ecossistemas aquáticos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2008; WETZEL, 2001;); seja no seu processo de decomposição (BOTTINO et al., 2016; PASSERINI et al., 2016), na ciclagem de nutrientes (ZHOU et al., 2017) ou pelas alterações hidrodinâmicas de corpos d'água como a redução da velocidade e a formação de bancos de sedimentação (HORPILLA et al., 2013;

MADSEN et al., 2001; VERMAAT et al., 2000). Além disso, a presença de macrófitas aquáticas marginais reduz a concentração de sólidos em suspensão, funcionando como uma barreira para esta qualidade de sedimento (LO et al., 2017). Entretanto, poucos estudos demonstram as relações entre a presença dos bancos de vegetação aquática e os processos erosivos em bacias hidrográficas.

Considerando que o Pantanal seja um ecossistema com riqueza de macrófitas aquáticas e essas estão abundantemente presentes às margens dos cursos d'água (CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2013; PACHECO; Da SILVA, 2009; SUAREZ et al., 2013), acredita-se que: **(1)** os bancos de macrófitas aquáticas bloqueiam os sedimentos em suspensão afastando-os para as áreas abertas e **(2)** a magnitude de erosão proveniente das atividades embarcadas possa ser reduzida devido a presença das macrófitas aquáticas funcionando como uma zona de amortecimento atenuando a erosão marginal. Desta forma, o objetivo deste estudo foi analisar o efeito das macrófitas aquáticas na magnitude de erosão marginal em baías pantaneiras com distintos usos.

## **2. Material e método**

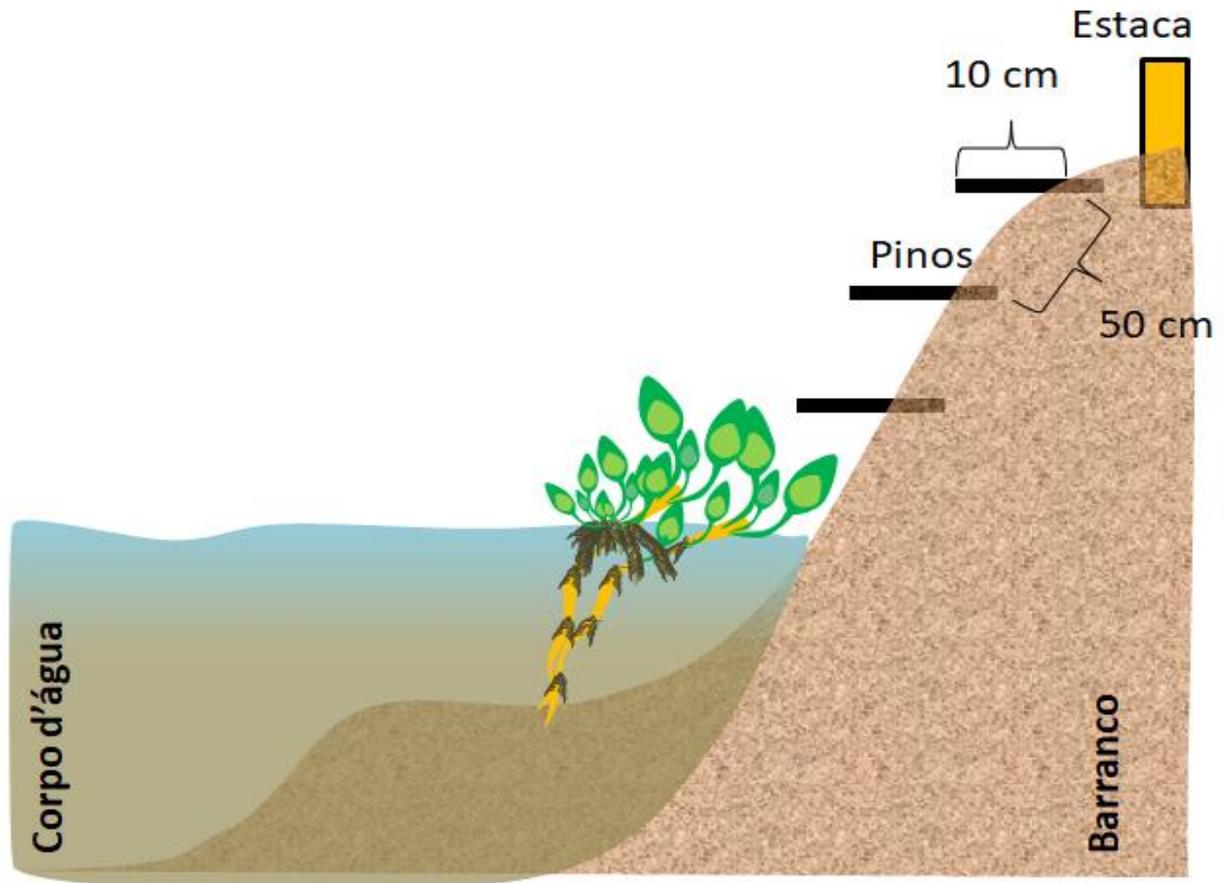
### **2.1 Determinação das áreas e tratamentos amostrais**

Foram consideradas áreas amostrais (*buffer* de 2,5 km) as baías Comprida, Caiçara e Salobra (Figura 4 e Tabela 1) para o monitoramento da erosão marginal. Em cada uma das baías foram selecionados dois pontos que definiram os dois tratamentos deste estudo: barrancos com presença ( $T_1$ ) e ausência ( $T_2$ ) de bancos de macrófitas aquáticas.

### **2.2 Métodos de monitoramento de erosão**

O monitoramento da erosão marginal foi realizado pelo método de colocação de pinos e estacas de acordo com Cunha (2008) e adaptado por Jungerius e Van Der Meulen (1989) e Sirvent et al. (1997) em que 2 ou 3 pinos de vergalhão 3/8 de 9,52 mm foram distribuídos ao longo da coluna vertical do barranco desde o topo até a o nível da água distando aproximadamente 40 a 50 cm um do outro e deixando 10 cm expostos para quantificar a magnitude da erosão conforme Figura 6. Ressalta-se que foram evitados barrancos com presença frequente de pessoas para que as estacas e pinos não fossem retirados.

**Figura 6** - Representação esquemática do método de monitoramento da erosão em barrancos de baías pantaneiras.



(Org: Oliveira-Júnior, 2019).

Complementar à técnica de colocação dos pinos, foram colocadas estacas de madeira ao final do topo do barranco (parte superior das margens), a fim de garantir o contínuo monitoramento da erosão no caso de deslizamentos de terra ou enchentes que carreguem os pinos. As estacas de 30 cm de comprimento foram inseridas na posição vertical formando um ângulo de 90° sobre o solo, deixando apenas 10 cm expostos, geralmente distando 2 metros da margem do canal.

### 2.3 Quantificação da erosão marginal

A magnitude da erosão foi quantificada pela Equação 1 proposta por Hooke (1980) e adaptada por Fernandez (1995):

$$Em = \frac{Li - Lo}{t} \quad (\text{Eq. 1}),$$

em que:

**Em** = Magnitude da erosão calculada em cm/dia ou cm/mês; **Li**= Comprimento do pino exposto pelo processo erosivo; **Lo** = Comprimento exposto inicialmente (10 cm); **t** = Tempo transcorrido entre cada monitoramento (dias ou meses).

#### 2.4. Levantamento das variáveis hidrodinâmicas

Profundidade e largura do canal, área da seção, altura do barranco e velocidade do fluxo da água compõem o quadro de variáveis hidrodinâmicas deste estudo. Essas variáveis foram levantadas nos cinco pontos previamente definidos no item 4.1 (Procedimentos Gerais) em cada uma das baías selecionadas.

Para o levantamento da profundidade e largura do canal foi utilizado um ecobatímetro (marca Garmin, modelo 420s). A altura do barranco foi mensurada com o auxílio de uma trena em que se considerou a porção exposta (da lâmina d'água até o ponto mais alto do barranco). Para levantar a velocidade do fluxo foi utilizado um molinete fluviométrico (marca Global Water, modelo FP111 Flow probe) considerando três medidas que representam 20, 50 e 80% da profundidade.

A área da seção e a vazão da água foram calculadas através das medidas de velocidade do fluxo, largura e profundidade do canal a partir das Equações 2 e 3 apresentadas por Cunha (2008):

$$A = P.L \quad (\text{Eq. 2}),$$

em que:

**A**= Área da seção; **P**= Profundidade Média; **L**= Largura do canal.

$$Q = A.V \quad (\text{Eq. 3}),$$

em que:

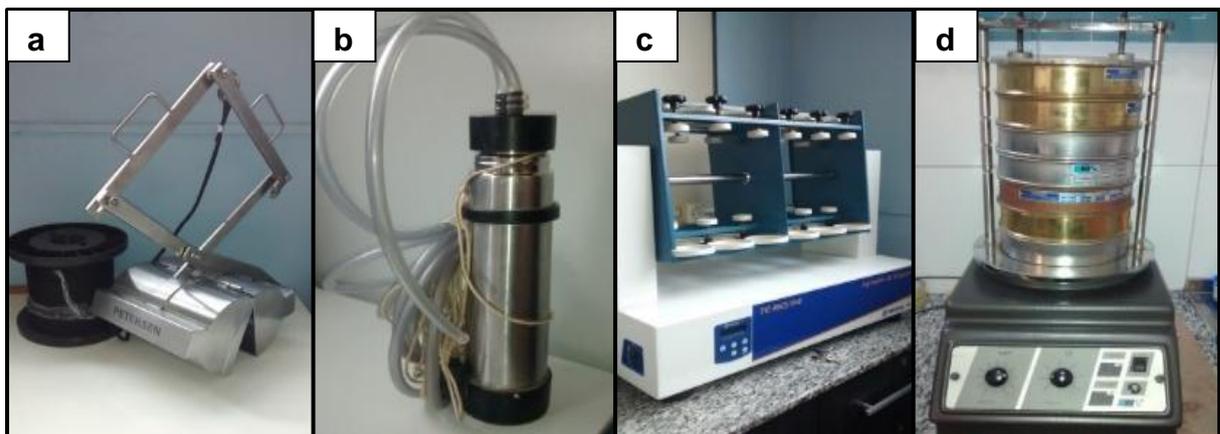
**Q**= Vazão; **V**= Velocidade do fluxo da água; **A**= Área.

#### 2.5 Quantificação e qualificação de sedimento de fundo e suspensão

Amostras de sedimentos de fundo foram coletadas por meio de um coletor

tipo Petersen (Figura 7a). Este coletor é lançado até o fundo do canal e quando atinge o fundo, se fecha coletando o material que é recolhido e acondicionado em sacolas plásticas para análise laboratorial. Para a coleta do material em suspensão foi utilizada a garrafa de van Dorn (Figura 7b). A garrafa é lançada ao fundo do canal, presa a uma mangueira. Este procedimento permite coletar material por toda a coluna d'água até chegar ao fundo. Em seguida o material coletado foi transferido para garrafas plásticas de 1 litro que foram armazenadas em isopor com gelo até o momento das análises em laboratório. Destaca-se que as amostras foram coletadas nos cinco pontos amostrais determinados em cada uma das baías, conforme item 4.1 (Procedimentos Metodológicos Gerais), totalizando, portanto, 15 pontos amostrais. Para a determinação do percentual granulométrico do sedimento de fundo foi utilizado o método da pipetagem (Figura 7c) conforme EMBRAPA (1997). A determinação das frações de areia em grossa, média e fina contou com o método de peneiramento (Figura 7d) proposto por Suguio (1973). A determinação da concentração de sedimentos suspensos foi realizada pelo método de evaporação total conforme Carvalho et al. (2000).

**Figura 7 - (a).** Coletor (draga) tipo Petersen para coleta de material de fundo; **(b).** Garrafa de Van Dorn para coleta de água na coluna hídrica; **(c).** Agitador de Wagner para método de Pipetagem; **(d).** Agitador de peneiras eletromagnético para o método de Peneiramento.



(Foto: Arquivo pessoal).

## 2.6 Tratamento dos dados

Os dados de magnitude de erosão foram agrupados, utilizou-se o teste de Shapiro-Wilk para o teste de normalidade. O teste t, quando da normalidade dos dados, ou o qui-quadrado, quando os dados não apresentaram a distribuição

normal, foram utilizados para a análise da magnitude da erosão em virtude da presença e ausência das macrófitas aquáticas. Regressões lineares simples foram realizadas para a relação entre as variáveis ambientais e a magnitude da erosão. O efeito dos tratamentos e a diferença estatística foram considerados mediante a indicação de  $p < 0,05$ . Todos os testes estatísticos foram realizados no software estatístico RStudio versão 1.1.463 (RStudio, Inc., 2009-2018).

### **2.7 Elaboração de modelo de evolução da magnitude da erosão**

Um modelo que demonstra a evolução da magnitude da erosão em barrancos com a presença e ausência das macrófitas aquáticas foi elaborado, por regressão linear baseada na média da magnitude da erosão acumulada, até o ano de 2100.

## **3. Resultados**

As baías selecionadas apresentaram características distintas em relação ao uso e ocupação (Figura 8). Embora a área de influência direta (2,5 km) das baías tenha demonstrado atividades voltadas para a agropecuária, nas baías Caiçara e Comprida essa atividade foi predominante enquanto na baía Salobra a atividade predominante foi a pesca embarcada (não demonstrada pela figura, mas por observações pessoais). Com relação à área urbana, as baías Comprida e Salobra não apresentaram na área de cobertura, extensões urbanas nos anos de 2008 e 2018, já a baía Caiçara apresentou um acréscimo de 11,95 ha (40%) desta categoria para o mesmo período.

Apenas a baía Caiçara apresentou uma área (17,49 ha) com pequenas construções no entorno em 2018, aqui tratadas como infraestrutura rural. As baías Comprida e Salobra, não apresentaram infraestrutura rural, embora as áreas destinadas ao uso agrícola tenham sido maiores que a baía do Caiçara tanto em 2008 quanto em 2018.

A avaliação temporal demonstrou que a baía Comprida apresentou um pequeno aumento das áreas destinadas ao uso agrícola, de 98,08 ha (em 2008) a 106,25 ha (em 2018). Na baía Salobra esta atividade sempre esteve presente e apresentou uma pequena redução (3,91 ha) de área destinada a este fim. Ressalta-se, porém, que a baía Salobra está localizada na margem direita do rio Paraguai e a área utilizada para uso agrícola foi identificada na margem esquerda, indicando assim, que o uso múltiplo predominante da baía é a pesca embarcada e não a

atividade agrícola. A baía Caiçara por sua vez, apresentou uma redução de 65% da área agrícola do ano de 2008 a 2018.

Em todas as áreas de influência das baías são observadas extensões em área pantanosa que variam desde 568,02 ha (29%) na baía Salobra a 1082,36 ha (56%) na baía Caiçara no ano de 2018.

De acordo com a Figura 8, no intervalo de 10 anos (2008-2018) as baías Caiçara e Salobra apresentaram aumento de mata ciliar, representada como vegetação nativa (Formação Florestal Arbórea). Na baía Caiçara, o aumento foi de aproximadamente o dobro da área, oscilando entre 262,32 ha (2008) para 588,49 ha (2018). Já na baía Salobra este aumento foi de cerca de 10%, variando entre 724,32 ha (2008) a 809,47 (2018). Na baía Comprida, a perda da faixa ripária foi bastante acentuada, representando cerca de 1/3 da área em 2008 que era de 925,08 ha e 669,84 ha em 2018.

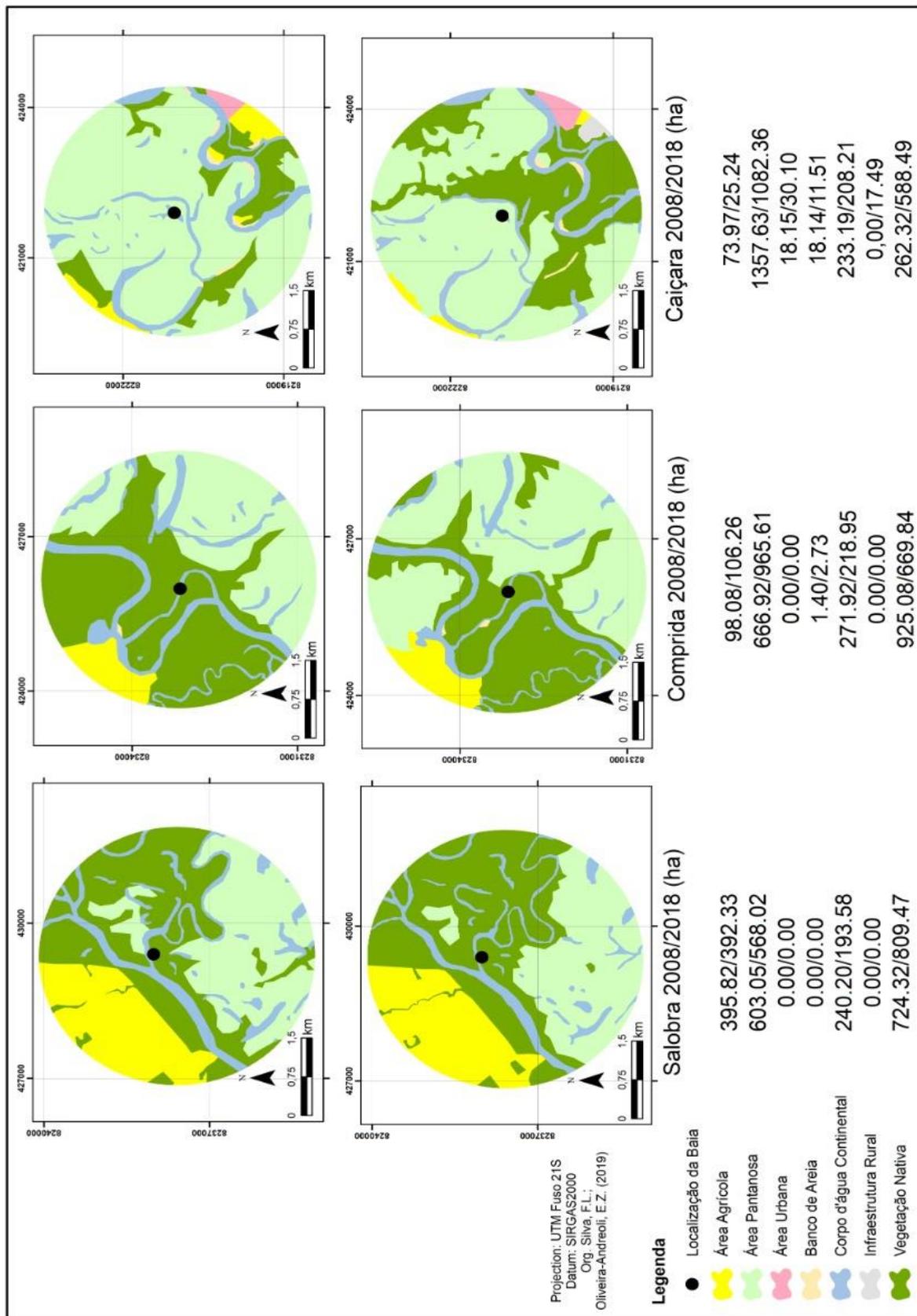
Na baía Comprida foi observado um incremento de aproximadamente 50% de bancos de areia, já que em 2008 existiam 1,40 ha da área de influência registrados nessa categoria e, em 2018 foram registrados 2,73 ha.

A baía Salobra foi a mais profunda ( $2,87 \pm 1,67$  metros) enquanto a baía Caiçara apresentou a menor profundidade ( $2,37 \pm 1,64$  metros). A largura das baías Caiçara e Salobra foi 60 metros, representando seis vezes mais do que a largura da baía Comprida (10 metros). A baía Comprida apresentou o solo adjacente com grande volume de serapilheira, enquanto a Caiçara e Salobra apresentaram o solo exposto (Tabela 2).

**Tabela 2** - Uso predominante, localização, característica do solo, largura e profundidade das baías Caiçara, Comprida e Salobra, Pantanal Norte, Brasil.

Baía	Localização	Solo	Largura do canal (metros)	Profundidade média (n = 5) do canal (metros)
Caiçara	Urbana	Exposto	60	$2,37 \pm 1,64$
Comprida	Rural	Serapilheira	10	$2,49 \pm 1,49$
Salobra	Rural	Exposto	60	$2,87 \pm 1,67$

**Figura 8** - Classes de uso e cobertura da terra das baías Salobra, Comprida e Caiçara, em Cáceres-MT, Pantanal Norte, Brasil.



(Org: SILVA, F.L., OLIVEIRA, E.Z., 2019).

Não somente as características ambientais das baías, mas também os aspectos dos barrancos de cada uma das baías são distintos, variando desde barrancos com processo de escavação intenso apresentando solapamentos como também barrancos íngremes sem sinais de escavação intensa.

Os resultados da análise de sedimentos em suspensão demonstraram que a baía do Caiçara mantém em média mais sedimentos em suspensão ( $110,67 \pm 111,81$  mg/L) do que as baías do Salobra ( $90,69 \pm 34,42$  mg/L) e a Comprida ( $81,72 \pm 15,71$  mg/L) conforme dados da Tabela 3.

**Tabela 3** - Concentração de sedimentos em suspensão e granulometria de sedimento de fundo nas baías do Caiçara, Comprida e Salobra.

Baía	Sedimento em suspensão (mg/L)	Granulometria de sedimento de fundo (g/20g de amostra)				
		Areia grossa	Areia média	Areia fina	Argila	Silte
1	$110,67 \pm$	$0,88 \pm$	$1,55 \pm$	$10,85 \pm$	$0,32 \pm$	$6,41 \pm$
	111,81	0,84	2,04	3,52	0,11	3,86
2	$81,73 \pm$	$0,07 \pm$	$0,66 \pm$	$14,85 \pm$	$0,15 \pm$	$4,27 \pm$
	15,71	0,08	0,65	1,8	0,08	6,38
3	$90,69 \pm$	$0,11 \pm$	$2,58 \pm$	$13,60 \pm$	$0,29 \pm$	$3,42 \pm$
	34,42	0,08	2,65	3,68	0,18	3,33

**Legenda:** 1. Baía Caiçara; 2. Baía Comprida; 3. Baía Salobra.

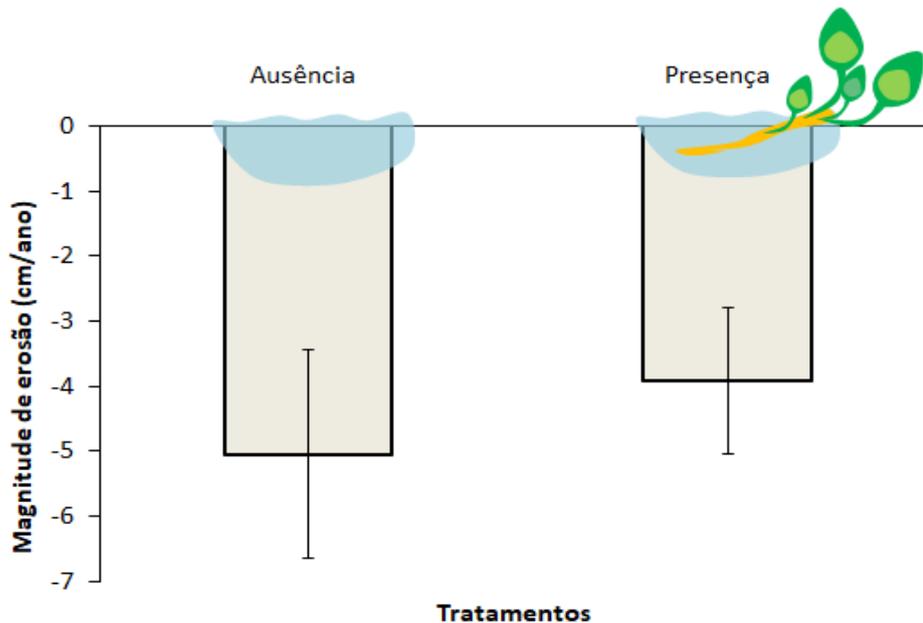
A granulometria de sedimento de fundo mostrou que em todas as baías a areia fina foi predominante na calha e entre os sedimentos mais finos, aqueles que geralmente não são depositados, mas se mantém em suspensão, o silte foi predominante (Tabela 3).

Com relação aos dados hidrodinâmicos, neste estudo, os valores de vazão em barrancos com macrófitas aquáticas foram  $2,2 \pm 2,99$  m<sup>3</sup>/s (n = 12), enquanto em barrancos sem a presença das macrófitas aquáticas foi de  $1,67 \pm 2,24$  m<sup>3</sup>/s (n = 10).

Os resultados deste estudo demonstraram que a erosão marginal nas baías é aumentada em 23% sem a presença das macrófitas ( $x^2 = 15,27$ ;  $p > 0,05$ ; Figura 9),

uma vez que a magnitude da erosão foi  $3,91 \pm 4,58$  cm/ano em barrancos com a presença das macrófitas aquáticas ( $n = 12$ ) e  $5,04 \pm 3,27$  cm/ano em barrancos sem a presença da vegetação ( $n = 10$ ).

**Figura 9** – Análise comparativa da magnitude da erosão (cm/ano) entre barrancos com ausência e presença das macrófitas aquáticas. Barras de erro denotam erro padrão ( $\chi^2 = 15,27$ ;  $p > 0,05$ ).

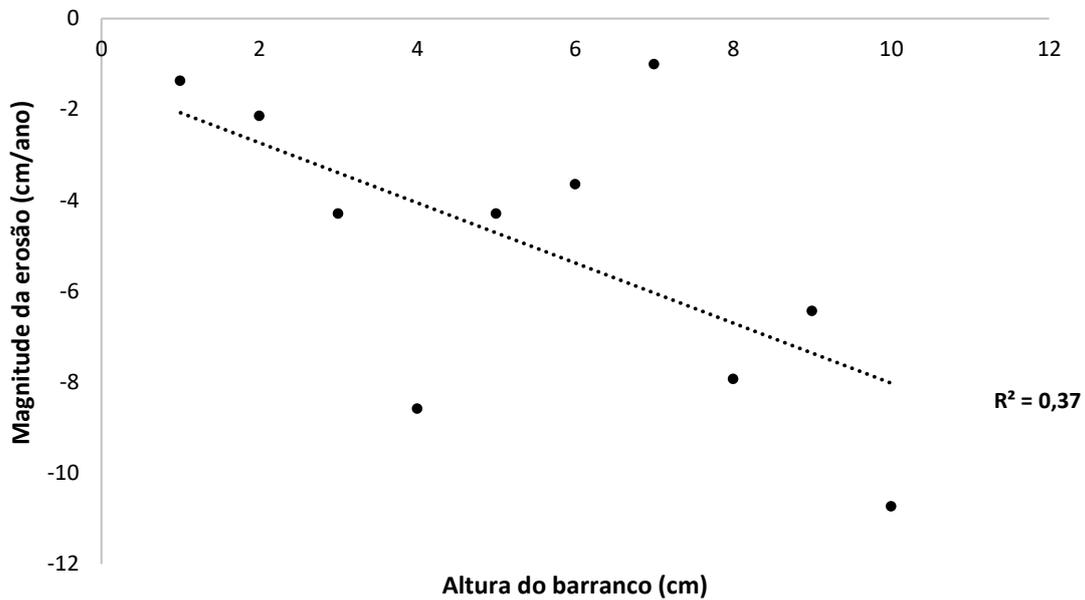


A análise dos dados mostrou ainda que apenas em barrancos com a presença dos bancos de macrófitas houve deposição de sedimentos em alguns pinos enquanto nos barrancos sem a vegetação houve somente erosão.

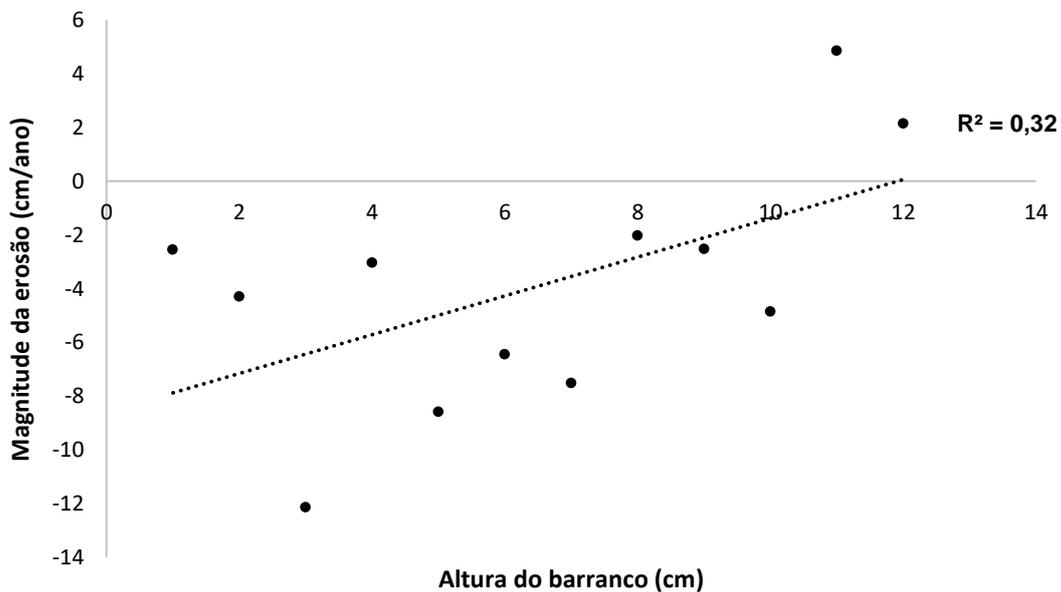
Nesta perspectiva os resultados demonstram que quando se considera a presença do aguapé, uma relação linear é encontrada entre a magnitude da erosão e a altura do barranco em que quanto maior a altura do barranco, menor a magnitude da erosão ( $\chi^2 = 45$ ;  $n = 10$ ;  $p > 0,05$ ; Figura 10).

Uma relação linear também foi encontrada entre barrancos sem as macrófitas em que quanto maior a altura do barranco maior a magnitude de erosão ( $\chi^2 = 72$ ;  $p > 0,05$ ; Figura 11).

**Figura 10** – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e altura dos barrancos (cm) nos tratamentos com macrófitas ( $\chi^2 = 45$ ;  $n = 10$ ;  $p > 0,05$ ).



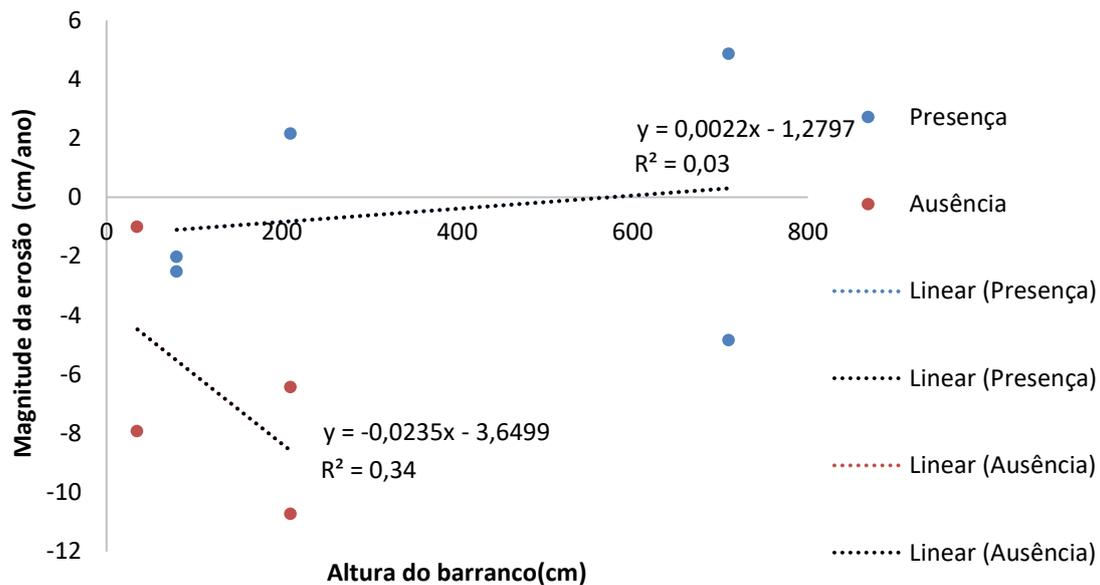
**Figura 11** – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e altura dos barrancos (cm) nos tratamentos sem macrófitas ( $\chi^2 = 72$ ;  $p > 0,05$ ).



Os resultados mostram que em ambientes cujo uso predominante da baía referiu-se à agricultura e pecuária, a magnitude da erosão ocorre de maneira semelhante em barrancos com presença e ausência de macrófitas ( $t = 1,14$ ,  $n = 7$ ,  $p = 0,16$ ), ou seja, esta atividade influencia igualmente a erosão nos dois tratamentos,

no entanto, em ambientes em que o uso predominante da baía é a pesca embarcada a presença da macrófita funcionou como uma zona de amortecimento/escudo já que a magnitude da erosão foi menor em barrancos com presença das macrófitas aquáticas e sem relação entre altura do barranco e magnitude da erosão (Figura 12).

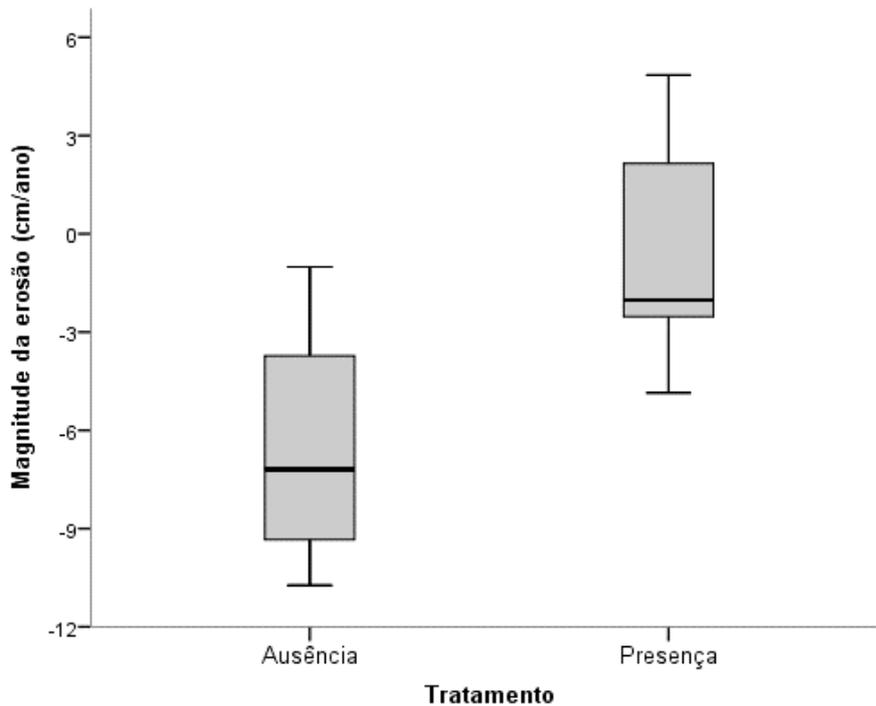
**Figura 12** - Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e a altura dos barrancos (cm) em ambientes cujo uso é a pesca embarcada ( $t = 1,14$ ,  $n = 7$ ,  $p = 0,16$ ).



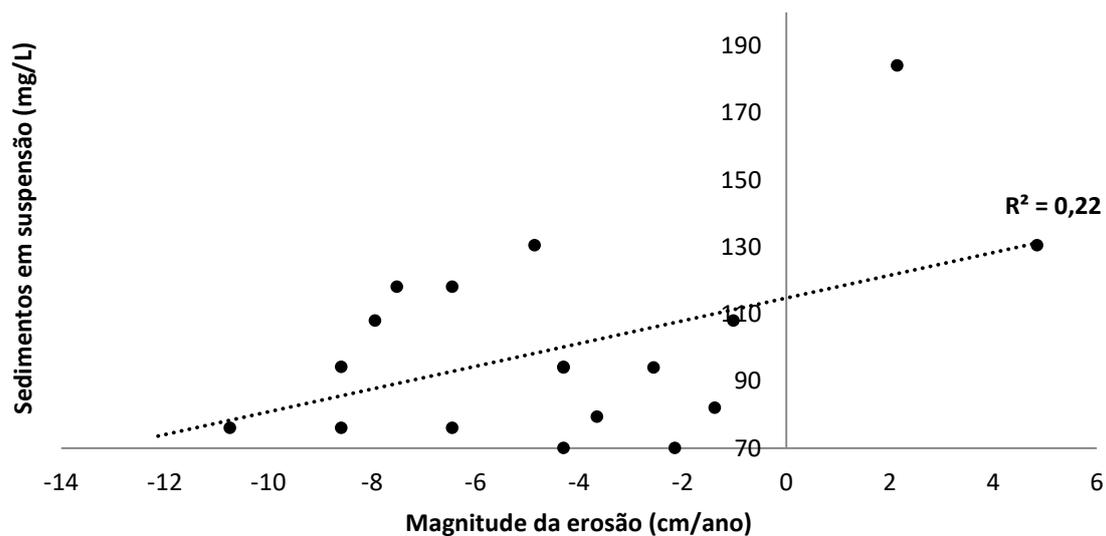
Em ambientes cujo uso da baía foi a pesca a magnitude da erosão é atenuada pela presença dos bancos macrófita havendo até mesmo deposição de material, enquanto em barrancos sem a macrófitas houve apenas erosão (Figura 13,  $t = 2,56$ ;  $n = 5$ ;  $p = 0,03$ ).

Uma relação negativa entre a magnitude da erosão e a concentração de sedimentos em suspensão foi encontrada ( $R^2 = 0,22$ ;  $p > 0,05$ ) mostrando que à medida que a magnitude da erosão diminui, a concentração de sedimentos suspensos aumenta considerando todos os tratamentos (Figura 14).

**Figura 13** – Análise comparativa da média da magnitude da erosão entre os tratamentos com presença e ausência de macrófitas em ambientes cujo uso é apenas a pesca embarcada ( $t = 2,56$ ;  $n = 5$ ;  $p = 0,03$ ).



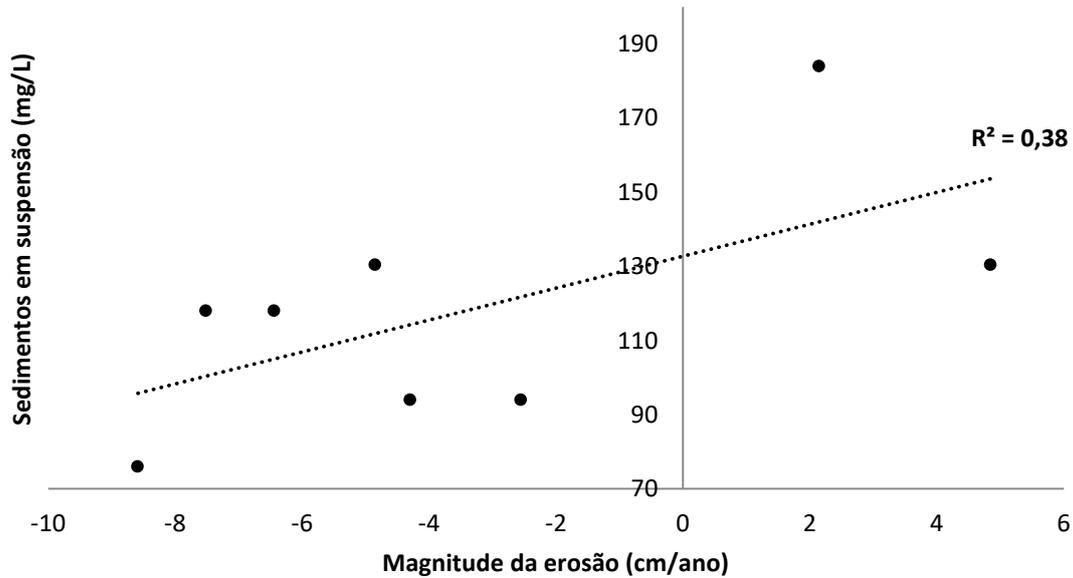
**Figura 14** – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) nas baías Caiçara, Comprida e Salobra ( $p > 0,05$ ).



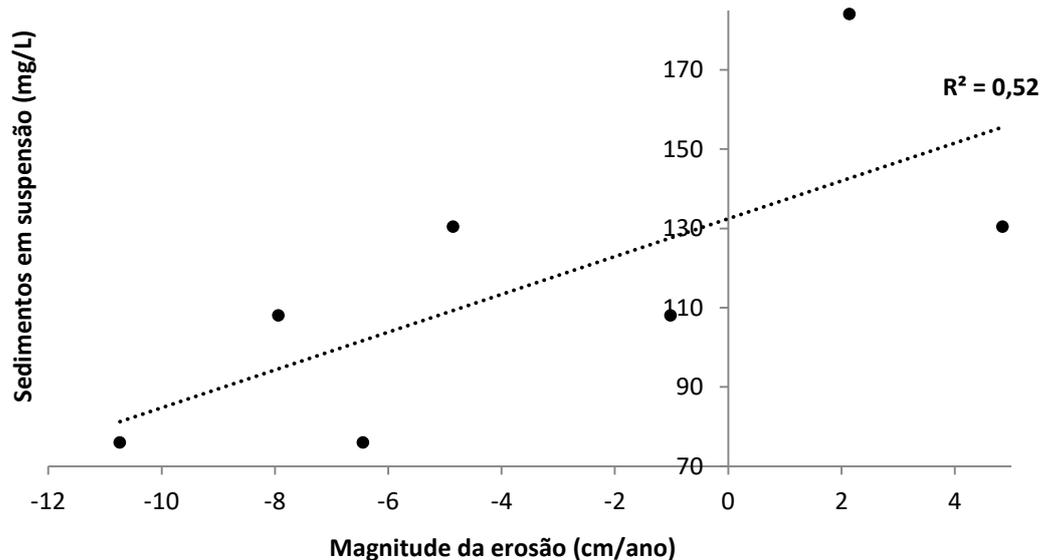
Esta relação tornou-se maior quando a magnitude da erosão foi relacionada com a concentração de sedimentos em suspensão ( $R^2 = 0,38$ ;  $p > 0,05$ ) apenas considerando os barrancos com a presença dos bancos de macrófitas (Figura 15) e

demonstrou aumentar ( $R^2 = 0,52$ ;  $p > 0,05$ ) em locais onde o uso predominante foi a pesca (Figura 16).

**Figura 15** – Análise de regressão entre a magnitude da erosão (cm/ano) e concentração de sedimentos em suspensão (mg/L) em tratamentos com a presença da macrófita ( $p > 0,05$ ).



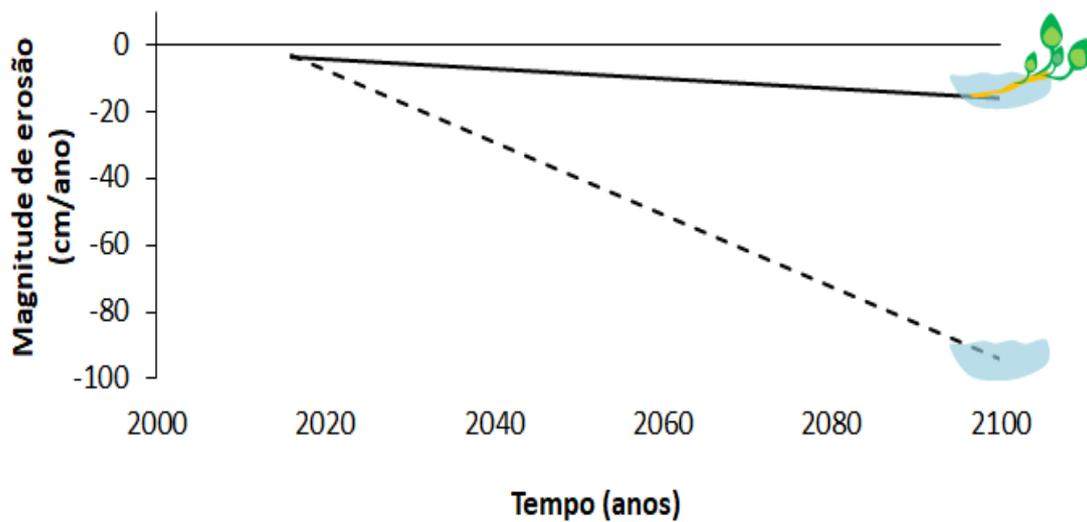
**Figura 16** – Análise de regressão entre sedimentos suspensos (mg/L) e a magnitude da erosão (cm/ano) em baías com o uso para a pesca ( $p > 0,05$ ).



A partir de todas as relações encontradas entre a presença do aguapé nas baías em estudo com suas características hidrodinâmicas bem como o uso predominante do ambiente foi possível estruturar um modelo do que aconteceria

com o Pantanal em uma escala temporal em virtude dos processos erosivos ocorridos (Figura 17).

**Figura 17** – Evolução hipotética da magnitude da erosão em barrancos com presença e ausência das macrófitas para o Pantanal em ambientes com intensa atividade pesqueira projetada até o ano de 2100.



O modelo utiliza a variação da magnitude da erosão em uma projeção acumulada a cada ano, calculados a partir dos dados deste estudo para barrancos com a presença e a ausência das macrófitas aquáticas e projeta um crescimento até o ano de 2100.

#### 4. Discussão

A presença de bancos de macrófitas formados pelas espécies *E. azurea* e *E. crassipes* em baías pantaneiras, reduziram em 23% os processos erosivos, enfatizando a hipótese de que as macrófitas aquáticas exercem um papel de contenção da erosão marginal.

Embora, de maneira geral, o Pantanal seja bastante diverso em espécies de plantas aquáticas, as espécies do gênero *Eichhornia* destacam-se pela abundância, tanto em regiões ribeirinhas quanto em baías (POTT; POTT, 2000), corroborando com o registrado, em campanhas de campo, a quantidade de cerca de 95% deste gênero nos bancos de vegetação.

Enquanto a espécie *E. crassipes* é uma macrófita flutuante livre, a espécie *E. azurea* é flutuante fixa, i.e. encontra-se enraizada no sedimento, mas o crescimento

das folhas dá-se na superfície da água (POTT; POTT, 2000; THOMAZ; BINI, 2003). Apesar de extremamente ramificadas, as raízes da *E. azurea* são pouco espaçadas (SAULINO; TRIVINHO-STRIXINO, 2014), dificultando a passagem de partículas grosseiras que se prendem ao emaranhado das raízes e formam uma estrutura bastante robusta atuando assim como uma barreira biológica.

A erosão marginal pode ocorrer em detrimento da combinação de uma série de fatores que ocasionam a perda de solo (GUO et al., 2017). A perda de solos hidromórficos pode ocorrer continuamente pelo fluxo da água causando efeitos como alterações na distribuição da carga de fundo (OLIVEIRA et al., 2019), nas feições morfológicas (SILVA et al., 2012) ou ainda, no aumento da profundidade e largura dos leitos dos rios (CARVALHO, 1994; HOLANDA et al., 2009).

Nesse sentido, estudos destacam que as macrófitas, podem apresentar efeitos significativamente positivos na diminuição da velocidade do fluxo das águas (MADSEN et al., 2001; VEERMAT et al., 2000) e ainda na turbulência, mesmo em condições experimentais o aumento da densidade das hastes das macrófitas diminui a turbulência e a velocidade de cisalhamento em duas condições de descargas líquidas (1,0 L/s e 1,5 L/s) (HORPILLA et al., 2013), sugerindo que mesmo que a vazão líquida seja maior, ainda assim, a densidade das raízes das macrófitas exercem efeito na redução dessas variáveis hidrodinâmicas.

Neste estudo a relação entre a magnitude da erosão e a vazão demonstra que em locais onde as macrófitas aquáticas se estabilizam e formam bancos marginais, os efeitos na hidrodinâmica contribuem para a diminuição da magnitude da erosão, mesmo em locais em que a vazão seja maior, tendo em vista que em barrancos com as macrófitas aquáticas a vazão foi menor do que em barrancos com ausência dos vegetais.

Dentro do contexto da hidrodinâmica, a turbulência está intimamente relacionada à ressuspensão de sedimentos e desta forma, com o aumento da densidade das raízes, a concentração de sedimentos suspensos tenderia a diminuir. Isso reforça os estudos sobre outros papéis desempenhados pela vegetação aquática marginal, em que há redução dos sedimentos suspensos dentro dos bancos de macrófitas aquáticas desviando-se essas partículas para a região limnética (LO et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019). Este efeito foi também observado no presente estudo, indicando que as macrófitas atuam na dispersão do sedimento suspenso em direção ao leito principal dos corpos d'água, como resultado das

atividades desenvolvidas nas baías, que carregam material para dentro dos cursos d'água aumentando assim a quantidade sedimentos que tendem a permanecer suspensos ou ainda, depositar-se na calha do rio.

Eventos como a dispersão de sedimentos decorrem do pulso de inundação natural do Pantanal, que pela flutuação do nível da água pode provocar mudanças na paisagem (JUNK; Da SILVA, 1999; JUNK; NUNES DA CUNHA, 2005), controlar as interações ecológicas e processos biogeoquímicos deste ecossistema (HAMILTON, 2002) e que ao longo do tempo desenhou um mosaico de diferentes formações geomorfológicas (JIMEZEZ-RUEDA et al., 1998).

As mudanças na paisagem e geomorfologia dos cursos d'água também são influenciadas pelo fluxo hídrico (CASTRILLON et al., 2011; REBELLATO et al., 2012), em que o acesso às suas águas é influenciado pelo pulso de inundação (JUNK et al., 1989) sendo afetado pela colonização de macrófitas aquáticas, tanto no período de chuvoso quanto na estiagem (ASSINE et al., 2016).

Considerando a flutuação do nível da água, foi possível ainda correlacionar a altura dos barrancos com a magnitude da erosão, identificando que os processos erosivos nas baías, em concordância com Krolová e Hejzlar (2013), resultam da combinação da flutuação do nível da água e do movimento das ondas que condicionam o processo erosivo e a perda de partículas do substrato, neste caso, partículas que são carregadas do barranco ou trazidas pelas ondas e favorece o crescimento e estabilização das macrófitas aquáticas nas margens.

Uma vez estabilizadas, a manutenção dessas plantas em ambientes aquáticos possibilita o auxílio no amortecimento de eventuais choques (POMPÊO, 2008) e podem corroborar com a hipótese desse estudo quando do choque do movimento das águas com o barranco marginal.

Estudos têm demonstrado que a intensidade e a magnitude da altura das ondas são fatores que atuam como agentes erosivos nos cursos d'água por meio da influência que estes exercem na hidrodinâmica dos ambientes aquáticos e, portanto, o seu monitoramento é um importante instrumento para o entendimento da dinâmica da erosão em barrancos marginais (KIMIAGHALAM et al., 2015; KURDISTANI et al., 2019).

Ainda que a erosão ocorrida nas baías sejam processos relacionados tanto às atividades que ocorrem acima do barranco, quanto por atividades desenvolvidas no leito do rio como navegação para recreação ou pesca embarcada, em ambientes em

que o uso ambiental predominante é a pesca, a presença das macrófitas aquáticas contribuiu para a relação entre altura do barranco e magnitude da erosão (Figura 12) em que quanto menor a magnitude da erosão, maior a altura do barranco.

Os resultados obtidos pelas relações entre a hidrodinâmica das baías e a magnitude da erosão permitiram corroborar a hipótese de que, as ondas produzidas pela atividade de pesca embarcada são atenuadas pelo choque com os bancos de macrófitas aquáticas, que por sua vez amortecem o choque com o barranco marginal, atenuando o processo erosivo, portanto, os bancos de macrófitas assumiram o papel de retentores físicos na contenção da erosão das baías.

O material que se origina do movimento das ondas está relacionado com as atividades humanas desenvolvidas no entorno dos cursos d'água (DIAS; THOMAZ, 2011; RIBEIRO et al., 2013). Estudos recentes têm demonstrado que as áreas alagáveis do Pantanal vêm sendo amplamente utilizadas para atividades como agropecuária (PESSOA et al., 2014; SILVA et al., 2008) e a pesca (BÜHLER; SOUZA, 2018), assim como demonstrado pelas áreas de influência deste estudo (Figura 8) e desta forma, esse ecossistema vem sofrendo com a erosão marginal frequentemente relacionada à perda de vegetação ripária (ARRUDA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2014) que são de grande importância para a manutenção das diversas funções exercidas nos ecossistemas aquáticos (ATTANASIO et al., 2013; HOLANDA et al., 2005; PERT et al., 2010).

Os resultados deste estudo permitiram traçar uma estimativa da magnitude da erosão para o trecho das baías selecionadas, considerando barrancos com presença e ausência das macrófitas aquáticas. O modelo sugere que em uma escala temporal, barrancos sem a presença de vegetação aquática aumentem a magnitude da erosão em uma projeção descendente de aproximadamente 16 vezes maior do que em barrancos com a presença do aguapé que apresentam o processo erosivo atenuado.

Ressalta-se que as projeções para a magnitude de erosão em uma escala temporal precisam considerar muitos fatores intrínsecos e extrínsecos das baías, entretanto, a presença de macrófitas aquáticas nas margens, demonstrou estar intimamente relacionada à dinâmica da área alagada estudada, sugerindo que a estabilização das macrófitas aquáticas nas margens tem importância na contenção da erosão.

Ao longo do tempo as áreas alagadas do Pantanal vêm sendo objeto de estudo em pesquisas relacionadas ao seu potencial de serviços ecossistêmicos. Estudos recentes têm apontado a importância dos serviços ecossistêmicos ofertados por este bioma (ALHO, 2011; WATANABE et al., 2012), por meio das características específicas desenhadas pelo pulso de inundação, bem como em estudos desenvolvidos em outras áreas inundáveis (HOPKINS et al., 2018). Dentro do contexto dos serviços ecossistêmicos, os bancos de macrófitas por estruturar fisicamente o habitat das margens das baías, atuam como estruturas de contenção.

Os serviços ecossistêmicos ofertados pelas áreas alagáveis do Pantanal contribuem com esses ambientes, uma vez que, atuam na sustentação das redes tróficas, transporte de materiais, turismo, economia regional (GUERREIRO et al., 2019), regulação do pulso de inundação, ciclagem de nutrientes e retenção de sedimentos (HOPKINS et al., 2018), e por meio desses, o Pantanal torna-se uma importante fonte de energia para os ambientes aquáticos que a ele pertencem. Neste sentido, a contenção dos processos erosivos pelas macrófitas aquáticas, possa de forma integrada, contribuir para a manutenção da estrutura e dinâmica deste ecossistema.

## **5. Conclusão**

No Pantanal os bancos de macrófitas aquáticas desempenham o importante papel de escudo contra a erosão dos barrancos marginais, provocada pelo movimento das ondas em ambientes onde essa movimentação é mais intensa pela atividade frequente da pesca embarcada.

A magnitude da erosão tende a aumentar em ambientes sem a presença dos bancos de macrófitas, enquanto em ambientes onde as macrófitas estão estabilizadas nas margens, a magnitude tende da mesma maneira a manter-se constante, demonstrando pouca evolução.

A presença das macrófitas aquáticas nas margens dos barrancos representa uma condição que interferiu positivamente nos usos múltiplos das baías pantaneiras, uma vez que, por meio da contenção de materiais, incrementam estabilidade e estrutura deste ecossistema, já que a conservação da vegetação marginal atenua processos de degradação nos barrancos marginais pela manutenção das diversas funções ecológicas desenvolvidas nos ambientes aquáticos.

## **CAPÍTULO II - A influência das macrófitas aquáticas no índice de qualidade da água (IQA) sob a perspectiva hemerobiótica**

### **RESUMO**

A água é um recurso de domínio público e apresenta-se como possibilidade de diversos usos, entretanto, o uso intensivo e/ou inadequado deste recurso pode ocasionar alterações no ecossistema aquático. As macrófitas aquáticas, comumente observadas em lagoas marginais no Pantanal, atuam como organismos filtradores nesses ambientes e quando as comunidades se estabilizam promovem interações ecossistêmicas que influenciam na qualidade do recurso hídrico. Assim, este capítulo avaliou a qualidade da água de seis baías do rio Paraguai sob influência da presença dos bancos de vegetação marginais em períodos de seca e cheia. Em cada baía, três pontos de coleta de água foram determinados e definiram os três tratamentos estatísticos ( $T_1$  - Centro;  $T_2$  - Com macrófitas;  $T_3$  - Sem macrófitas). As variáveis limnológicas selecionadas incluíram: carbono total (CT; orgânico e inorgânico), coliformes fecais, condutividade elétrica (CE),  $DBO_5$ , fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), oxigênio dissolvido (OD), pH, resíduos totais, temperatura e turbidez. As variáveis CE, OD, pH, temperatura e turbidez foram levantadas em campo por meio de uma sonda multiparamétrica (marca Hach, modelo HQ40). As demais variáveis foram analisadas em laboratório de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. O índice de qualidade da água (IQA) foi calculado para todos os pontos considerando os períodos e locais amostrais, totalizando assim 44 amostras. O grau de hemerobia foi aplicado a fim de classificar as áreas de influência das baías quanto ao grau de naturalidade do ambiente, por meio da interpretação dos usos e cobertura da terra. Os resultados demonstraram que aproximadamente 57% das amostras foram classificados na categoria “BOA”. As médias de valores de IQA diferem significativamente entre os períodos sazonais ( $68,40 \pm 12,48$  na seca e  $47,77 \pm 11,04$  na cheia;  $p < 0,05$ ), entretanto não apresentam diferenças significativas entre os tratamentos. A presença dos bancos macrófitas tende a reduzir o valor do IQA à medida que aumenta a distância com a área urbana, enquanto a ausência dos bancos tende a aumentar o IQA com o aumento da distância dessas áreas. A hemerobia mostrou que a maioria das áreas amostrais foi classificada quanto aos graus que refletem ambientes com nenhuma ou pouca antropização e com alta capacidade de

autorregulação. Em ambientes oligohemerobióticos as macrófitas aquáticas tendem a aumentar os valores do IQA ( $p < 0,05$ ), enquanto, sem a presença destes organismos há uma forte tendência da redução desta variável ( $p < 0,05$ ). Para este estudo, a utilização de índices demonstrou ser um bom instrumento de gestão ambiental, uma vez que foi possível correlacionar às interferências antrópicas nos ambientes aquáticos por meio do levantamento dos parâmetros de qualidade da água.

**Palavras-chave:** Limnologia; *Eichhornia*; alterações da paisagem.

## 1. Introdução

A água possibilita usos múltiplos como irrigação, recreação, turismo, abastecimento humano, dessedentação de animais e habitat para fauna e flora aquática (TUNDISI, 2003), além de ser considerada o recurso natural de maior importância para a manutenção da biodiversidade (ESTEVES, 2011). Entretanto, a diversidade de usos a que os recursos hídricos estão submetidos vem gerando, ao longo do tempo, estresses sobre as suas reservas (tanto superficiais quanto subterrâneas) afetando assim, o ciclo hidrológico, além de ser o local inadequado de descarte de resíduos produzidos pelas populações humanas que contém grande quantidade de patógenos causadores de doenças (TUNDISI; MATSUMURA TUNDISI, 2011).

Estudos têm demonstrado que a qualidade dos recursos hídricos tem sido refletida pelo uso que se faz no entorno desses ecossistemas, por meio da influência do escoamento superficial e/ou supressão da vegetação ripária (TUNDISI, 2003; VANZELA et al., 2010). Esses fatores permitem a entrada de contaminantes e poluentes nos ecossistemas aquáticos e provocando alterações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água (ABSALON; MATYSIK, 2007; PIANSENTIN et al., 2009; SCHNEIDER et al., 2011).

Ambientes aquáticos, especialmente em regiões tropicais como o Brasil, são comumente colonizados por bancos de vegetação aquática (POTT; POTT, 2000) que passam a desempenhar importantes papéis ecológicos nesses ecossistemas (POMPÊO, 2017). Por meio da sua facilidade de distribuição e abundância (BIANCHINI Jr.; CUNHA-SANTINO, 2011) atuam na mobilização e ciclagem de nutrientes (ÁVILA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2018) e assim, alteram as variáveis

limnológicas e melhoram a qualidade da água (PEREIRA et al., 2012; ZHANG et al., 2016).

A qualidade da água está também intimamente ligada às mudanças na paisagem para o atendimento às mais diversas formas de uso e cobertura da terra do entorno dos recursos hídricos (LIBÂNIO, 2010; WATANABE et al., 2012), assim, a avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos têm-se apresentado como uma maneira de diagnosticar as pressões antrópicas exercidas sobre a água.

As interações antrópicas com o ambiente ocorrem com comprometimento dos recursos naturais, uma vez que o ser humano substitui os serviços ofertados pela natureza pelo consumo de energia, deixando o ambiente com baixa capacidade de autorregulação e aproveitamento das funções da natureza (BELEM; NUCCI, 2011), ou seja, com alta hemerobia.

Entende-se por hemerobia, o somatório das ações que representem o efeito do ser humano nos ecossistemas, de forma voluntária ou não ou ainda, o grau de mudança e intensidade com que uma paisagem pode ser modificada (SUKOPP, 1972). De qualquer maneira, a classificação de ambientes em grau de hemerobia permite avaliar a interferência antrópica relacionada ao uso da terra do entorno dos cursos d'água com a naturalidade desses ambientes (FERREIRA et al., 2018).

Para que se possa manejar e atenuar os efeitos negativos sobre a qualidade e quantidade destes ambientes, alguns instrumentos de gestão ambiental podem ser utilizados, na tentativa de buscar uma avaliação mais ampla acerca da qualidade dos ambientes aquáticos. Neste sentido, as legislações como a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde e/ou as Resoluções 274/00, 357/05 e 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente), índices tais como o IQA – Índice de Qualidade da Água (ANA, 2019), adaptado da CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, ou ainda pela aplicação de modelos e adaptações de protocolos que avaliam as condições ambientais como Petersen (1992), Callisto et al. (2002), entre outros.

O índice de qualidade da água (IQA) foi desenvolvido na década de 70 e atualmente é o principal indicador de qualidade utilizado pelo Brasil para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos (ANA, 2019). Este índice vem sendo amplamente utilizado em estudos que buscam avaliar a qualidade da água superficiais sujeitas aos efeitos da antropização do entorno (BRITO; BRITO, 2013; BUZZELI; CUNHA-SANTINO, 2013; PIRATOBA et al., 2017)

O grau de hemerobia por sua vez é um dos elementos-chave para o

diagnóstico e avaliação ambiental, sendo útil em análises que possam determinar o valor da conservação da paisagem (MATEO RODRIGUEZ et al., 2017) e, da mesma forma que o IQA, sua utilização é bastante recorrente em estudos que buscam avaliar como as atividades antropogênicas podem influenciar as mudanças em uma paisagem (FUSHITA et al., 2017; RÜDDISER et al., 2012;).

Neste contexto, o IQA e a aplicação do grau de hemerobia combinados têm demonstrado ser uma boa ferramenta de monitoramento e gestão ambiental através de estudos realizados com esta perspectiva (MEZZOMO; GASPARINI, 2016; SILVA et al., 2017).

Desta maneira, buscou-se aqui estabelecer uma relação entre o papel ecológico das macrófitas aquáticas com a qualidade da água por meio das seguintes hipóteses: **(1)** A presença das macrófitas aquáticas em baías pantaneiras melhora a qualidade da água; **(2)** O Índice de Qualidade da Água apresenta diferença entre os períodos de cheia e seca nas baías pantaneiras; **(3)** O Índice de Qualidade da Água apresenta relações qualitativas com o Grau de Hemerobia.

## **2. Material e Método**

### **2.1 Determinação dos períodos e áreas amostrais**

As coletas de campo foram realizadas considerando o período amostral descrito nos procedimentos metodológicos gerais (Item 4.1). As áreas amostrais compreendem as seis baías que definem o trecho de estudo no rio Paraguai (Figura 4 e Tabela 1). Em cada uma das áreas amostrais, três pontos de coleta determinaram os três tratamentos estatísticos:  $T_1$  – Área aberta;  $T_2$  – No banco de macrófitas e  $T_3$  – Fora do banco de macrófitas.

### **2.2 Coleta e análise das amostras de água**

As variáveis limnológicas analisadas foram: carbono orgânico total (CO), carbono inorgânico total (CI), Coliformes fecais, demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), resíduos totais, oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura, turbidez e condutividade elétrica (CE).

As amostras de água foram coletadas a ca. 20 cm de profundidade, em garrafas plásticas de 1 litro devidamente esterilizadas e foram armazenadas a 4°C até o momento do início das análises conforme determina o Manual de Coleta e

Preservação de Amostras, disponibilizado (CETESB, 2011). As análises realizadas em laboratório de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

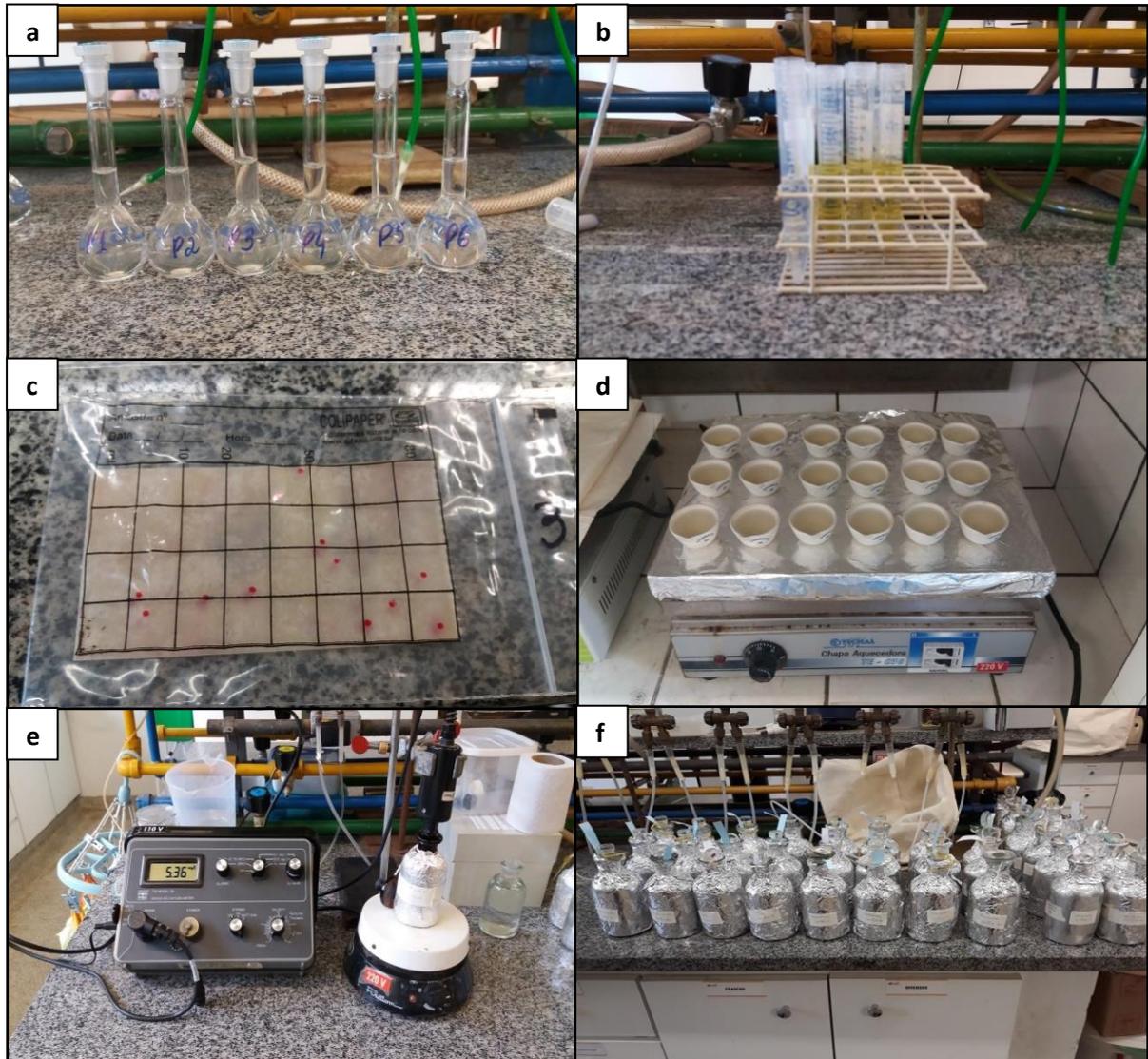
A turbidez foi medida com um turbidímetro portátil (marca Policontrol, modelo AP 2000) e o das variáveis CE, OD, pH e temperatura com um medidor multiparamétrico (marca Hach, modelo HQ40d). Para o levantamento em campo, foram consideradas réplicas em estratos (subsuperfície: ca. 20 cm e profundidade: ca. 5 cm acima do sedimento de fundo) em cinco pontos (entrada, saída, centro, no banco de macrófita e fora do banco de macrófita) de cada área amostral.

As variáveis CO, Cl, DBO<sub>5</sub>, PT, NT, resíduos totais e coliformes fecais foram analisadas em laboratório. Para a análise do CO e Cl utilizou-se o método de combustão total e para a análise NT ao método de quimioluminescência, em analisador específico TOC-L (marca Shimadzu modelo TOC-L/CPH). Para a análise de PT foi utilizado o reagente de vanadato-molibdato (Figura 18 a-b) com determinação por leitura da absorbância em espectrofotômetro (marca Ultraspec modelo 2100 Pro).

A análise da demanda bioquímica de oxigênio foi realizada por incubação das amostras em frascos de DBO, em trélicas, a 20°C por 5 dias (Figura 18 e-f). A análise de resíduos totais foi realizada pelos métodos de evaporação total e gravimétrico (Figura 18 d).

A análise de coliformes fecais foi realizada pelo método de membrana filtrante em meio de cultura (marca Colipaper®) em que a membrana, após ser mergulhada na amostra de água, a mesma foi mantida em incubadora por 15 horas e posterior determinação do número de colônias formadas (Figura 18 c).

**Figura 18.a-b.** Análise do teor de fósforo na água com reagente de vanadato-molibdato; **c.** Contagem de coliformes fecais em membrana filtrante; **d.** Determinação de resíduos totais por evaporação total; **e-f.** Medida de oxigênio dissolvido em amostras para análise da DBO em frascos específicos.



(Foto: Arquivo pessoal).

### 2.3 Índice de Qualidade da Água

O cálculo do IQA considera 09 (nove) variáveis limnológicas com pesos relativos às curvas de qualidade (Tabela 5), de acordo com o produto ponderado obtido através da Equação 4.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Eq. 4})$$

em que:

**IQA:** Índice de Qualidade das Águas, representado por um número entre 0 e 100; **qi:** qualidade do i-ésimo parâmetro, representado por um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida e, **wi:** peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, representado por um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (\text{Eq. 5}),$$

em que:

**n:** número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

**Tabela 4** - Variáveis que compõem o IQA e seus respectivos pesos relativos.

Parâmetro	Unidade de Medida	Peso relativo
Oxigênio dissolvido	(mg/L)	0,17
<i>Escherichia coli</i>	(NMP/100 mL)	0,15
pH	-	0,12
DBO	(mg/L)	0,10
Temperatura	°C	0,10
Nitrogênio total	(mg/L)	0,10
Fósforo total	(mg/L)	0,10
Turbidez	(UNT)	0,08
Resíduos totais	(mg/L)	0,08

Fonte: (Agência Nacional das Águas, 2019).

Desta forma, após o cálculo do índice uma categorização da qualidade da água é obtida conforme Tabela 6.

**Tabela 5** - Categorias do Índice de Qualidade da Água de acordo com suas ponderações.

Categoria	Ponderação
Ótima	79 < IQA ≤ 100
Boa	51 < IQA ≤ 79
Regular	36 < IQA ≤ 51
Ruim	19 < IQA ≤ 36
Péssima	IQA ≤ 19

Fonte: (ANA, 2019).

## 2.4 Grau de Hemerobia

O grau de hemerobia foi aplicado para avaliar a naturalidade da paisagem estrutural das áreas de influência. Este indicador reflete a interferência humana na paisagem (Tabela 7) em uma escala ordinal que varia de 1 a 6, sendo que os menores valores indicam uma maior naturalidade e menor dependência humana, enquanto os maiores valores indicam o oposto (FUSHITA, 2011).

**Tabela 6** - Classificação do Grau de Hemerobia de acordo com a descrição da paisagem.

<b>Grau de Hemerobia</b>	<b>Classificação</b>	<b>Descrição</b>
Ahemerobiótico	1. Natural	Paisagem natural caracterizada por pequena ou nenhuma interferência humana direta e capaz de autorregulação.
Oligohemerobiótico	2. Quase natural	Paisagem com pouca interferência humana e se assemelha a classificação anterior.
Mesohermerobiótico	3. Semi-natural	Paisagem mais artificial e menos natural, resultado do uso humano intencional ou não, sua capacidade de autorregulação possui limitações.
Euhemerobiótico	4. Agrícola	Paisagem artificial criada intencionalmente e dependente do manejo/controlado humano, predomínio de atividades ligadas ao agronegócio e a capacidade de autorregulação é limitada.
Polihermerobiótico	5. Quase cultural	Paisagem artificial criada intencionalmente e totalmente dependente do manejo/controlado humano engloba áreas agrícolas em transição para áreas urbanizadas.
Metahemerobiótico	6. Cultural	Paisagem artificial criada intencionalmente e totalmente dependente do manejo/controlado humano corresponde as áreas urbanizadas.

**Fonte:** Adaptado de Fushita (2011).

A escala ordinal é obtida a partir da visualização e interpretação de elementos da paisagem que se assemelham ou não à vegetação natural ou que faça referência

à interferência antropogênica evidenciadas no levantamento de uso e cobertura da terra (FUSHITA et al., 2017; RÜDISSER et al., 2012; SUKOPP, 1969).

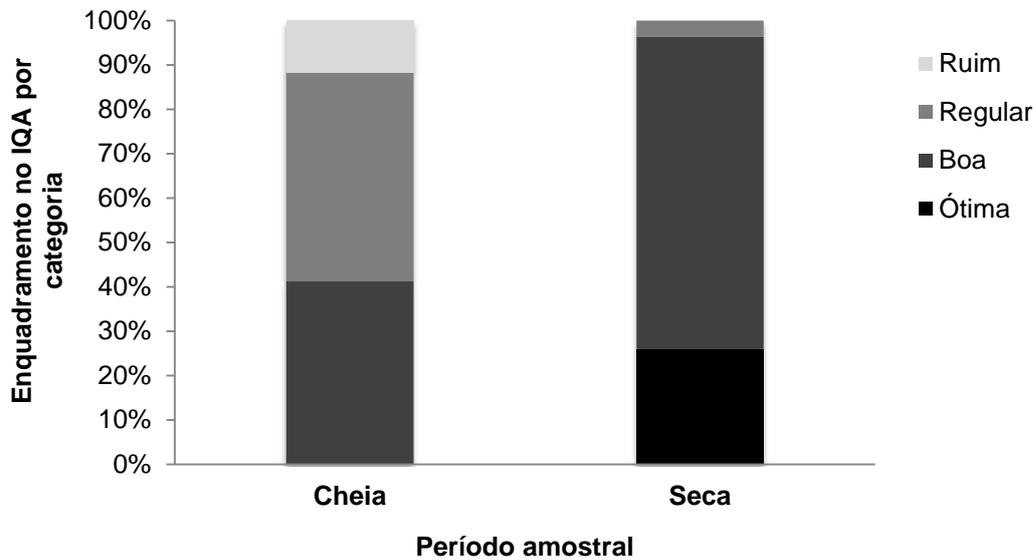
## **2.5 Tratamento estatístico dos dados**

A determinação de normalidade de distribuição dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk para amostras com  $n > 100$  e Kolmogorov-Smirnov para amostras com  $n$  variando entre 30 e 100. As categorias do IQA foram agrupadas em uma ACP (Análise de Componentes Principais) a fim de comparar os índices obtidos com as variáveis limnológicas que o compõem e com os diferentes tratamentos. Adotou-se análise entre grupos – variância/covariância para das análises de componentes principais. O Teste Mann-Whitney foi realizado para dados não paramétricos e ANOVA One-Way ou teste t de Student para dados paramétricos. Adotou-se um teste Post-Hoc de Dunn para determinação dos tratamentos com diferença significativa. Para realização dos testes estatísticos foram utilizados os softwares PAST 3.6 (HAMMER et al., 2001). Testes de outliers foram realizados para eliminação de valores extremos. Para avaliar o efeito da presença da macrófitas aquática na variação do IQA em função de variáveis ambientais, foram realizadas regressões lineares. Foram considerados significativos os resultados com  $p < 0,05$ .

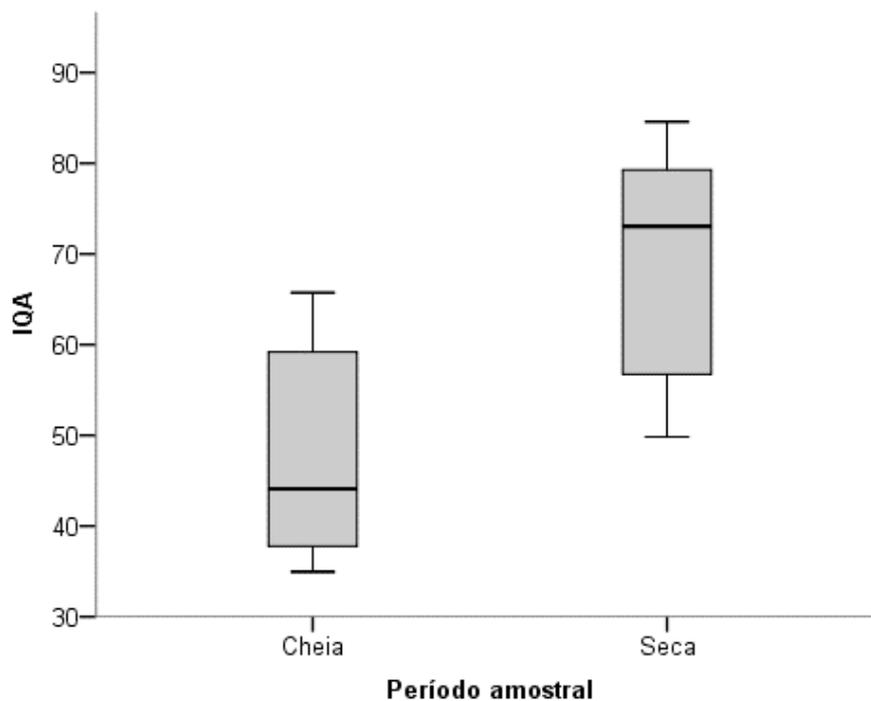
## **3. Resultados**

As categorias de enquadramento do IQA, considerando todas as possibilidades de tratamento ( $n=44$ ), variaram entre 4,5% (Ruim), 16% (Ótima), 20,5% (Regular) e 59% (Boa) (Apêndice A) e para esta última categoria, um percentual de aproximadamente 73% foi classificado durante o período de seca (Figura 19). Assim, uma diferença significativa foi observada entre os períodos sazonais em que a média do IQA durante o período de seca ( $68,40 \pm 12,48$ ) é 30% maior do que no período de cheia ( $47,77 \pm 11,04$ ) conforme Figura 20 (Teste Mann-Whitney para dados não pareados;  $z = 3,97$ ;  $p < 0,001$ ;  $n = 17$  para cheia e  $n = 27$  para seca).

**Figura 19** - Enquadramento nas categorias de IQA para todas as amostras (n=44) comparadas pelas estações de cheia e seca.



**Figura 20** – Análise comparativa da média dos valores de IQA para os períodos de cheia e seca na área de estudo, rio Paraguai, Cáceres-MT, Pantanal Norte (Teste Mann-Whitney para dados não pareados;  $z = 3,97$ ;  $p < 0,001$ ;  $n = 17$  para cheia e  $n = 27$  para seca).

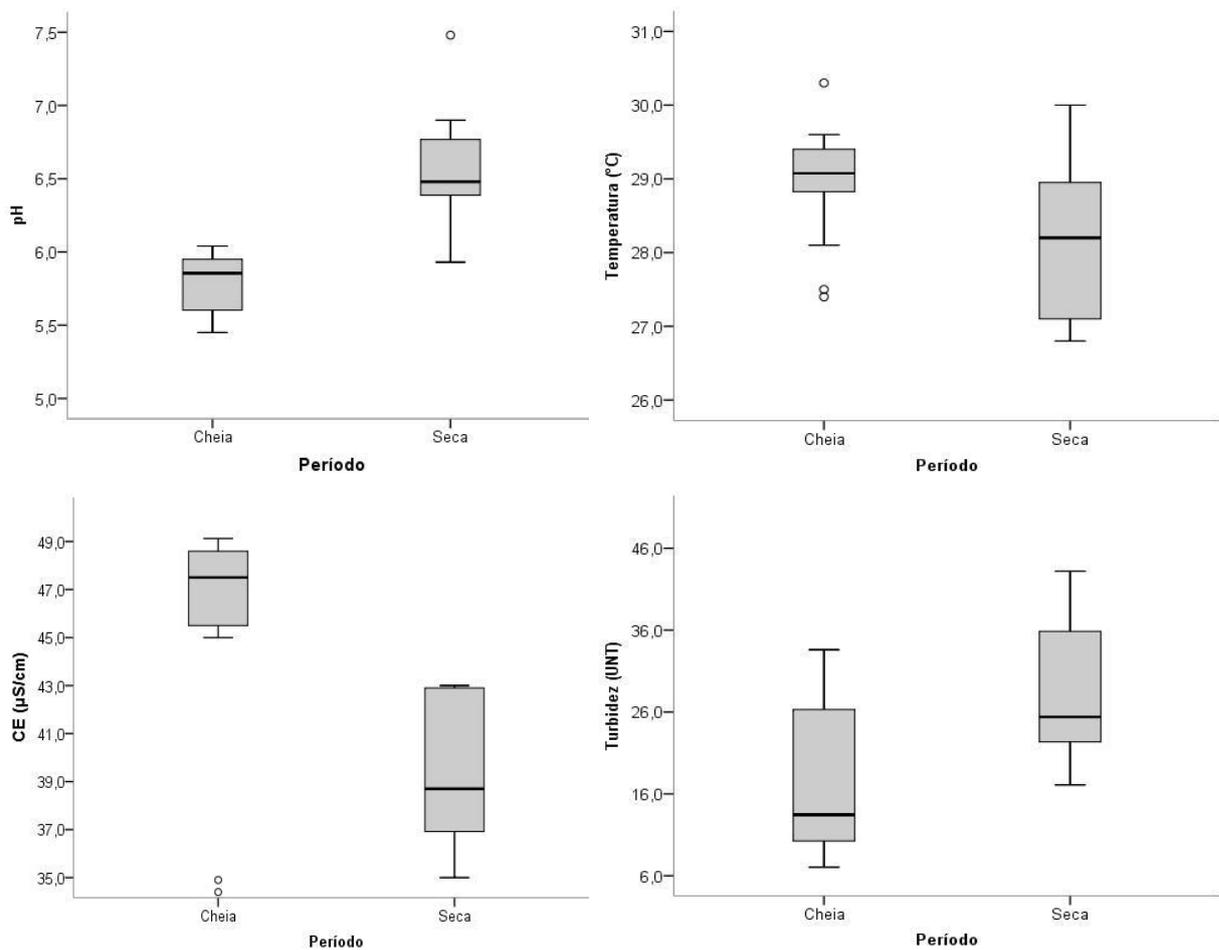


Considerando os diferentes tratamentos as médias variaram entre “Centro” ( $54,60 \pm 16,43$ ;  $n=15$ ), “Com Macrófitas” ( $64,25 \pm 14,39$ ;  $n = 15$ ) e “Sem Macrófitas” ( $62,58 \pm 15,11$ ;  $n = 14$ ), sem apresentar diferença significativa (ANOVA One-Way;  $f =$

1,68;  $p > 0,05$ ). Entretanto, quando foram consideradas as áreas amostrais, todas apresentaram diferença significativa, ou marginalmente significativa entre os períodos de amostragem, sendo que para todos os locais, o período de seca apresentou o maior valor de IQA (Apêndice C).

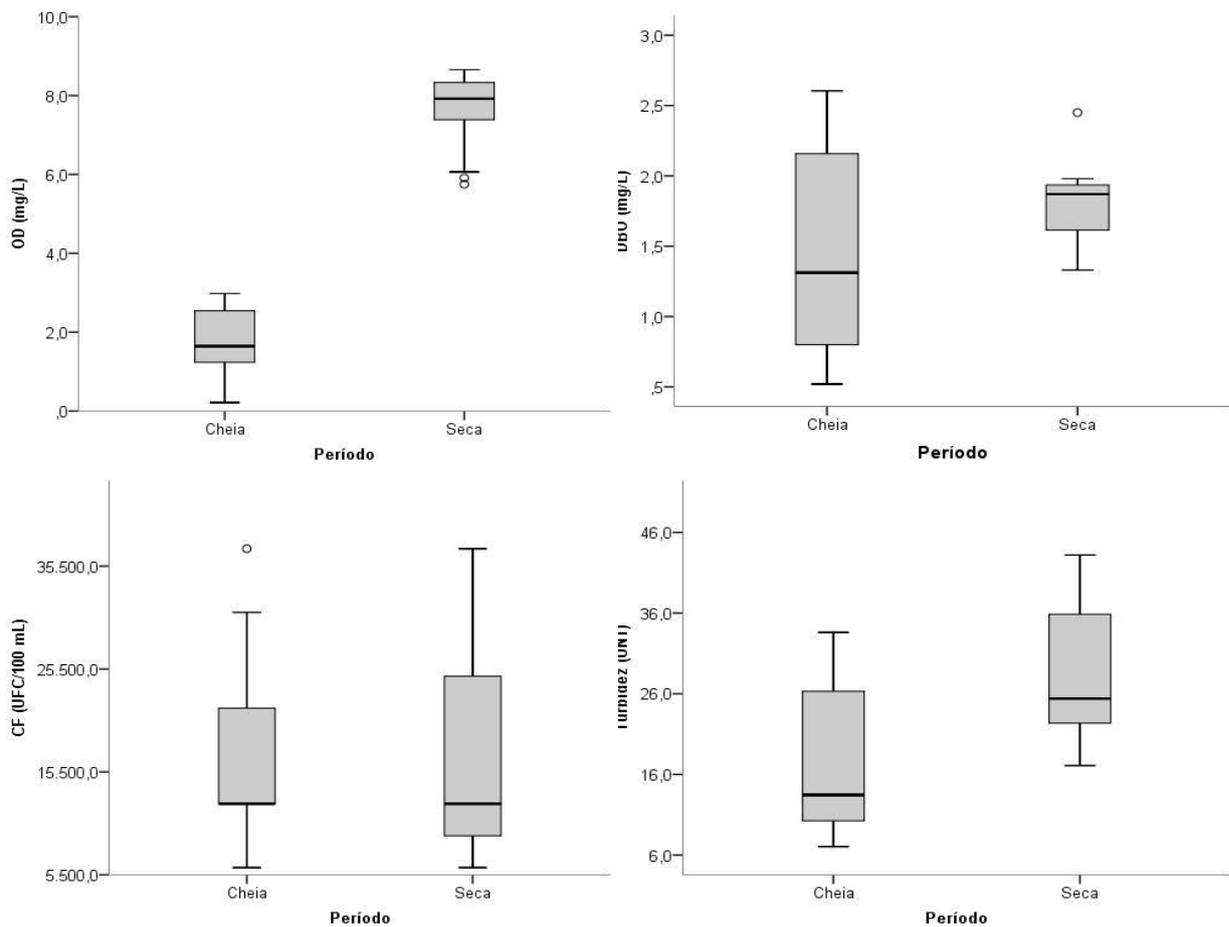
Da mesma maneira que o IQA, as variáveis limnológicas também apresentaram comportamentos distintos em relação ao período amostral. As médias do pH e temperatura apresentaram diferenças significativas (Teste Mann-Whitney;  $p < 0,01$ ) variando entre 5,79 ( $\pm 0,24$ ) na cheia e 6,5 ( $\pm 0,4$ ) na seca e 29,05 °C ( $\pm 0,54$ ) °C na cheia e 25,93 °C ( $\pm 2,32$ ) na seca, para cada uma das variáveis, respectivamente. A turbidez apresentou médias significativamente diferentes (Teste t de Student;  $p < 0,01$ ) entre a cheia 16,32 UNT ( $\pm 7,32$ ) e seca 20,84 UNT ( $\pm 6,90$ ). A CE variou de 45,20  $\mu\text{s}/\text{cm}$  ( $\pm 7,92$ ) a 47,64 ( $\pm 14,3$ )  $\mu\text{s}/\text{cm}$  na cheia e na seca respectivamente, entretanto não apresentou diferenças significativas entre os períodos (Teste Mann-Whitney;  $p > 0,05$ ) (Figura 21).

**Figura 21** - Análise comparativa da média de pH, temperatura, condutividade elétrica e turbidez entre períodos amostrais.



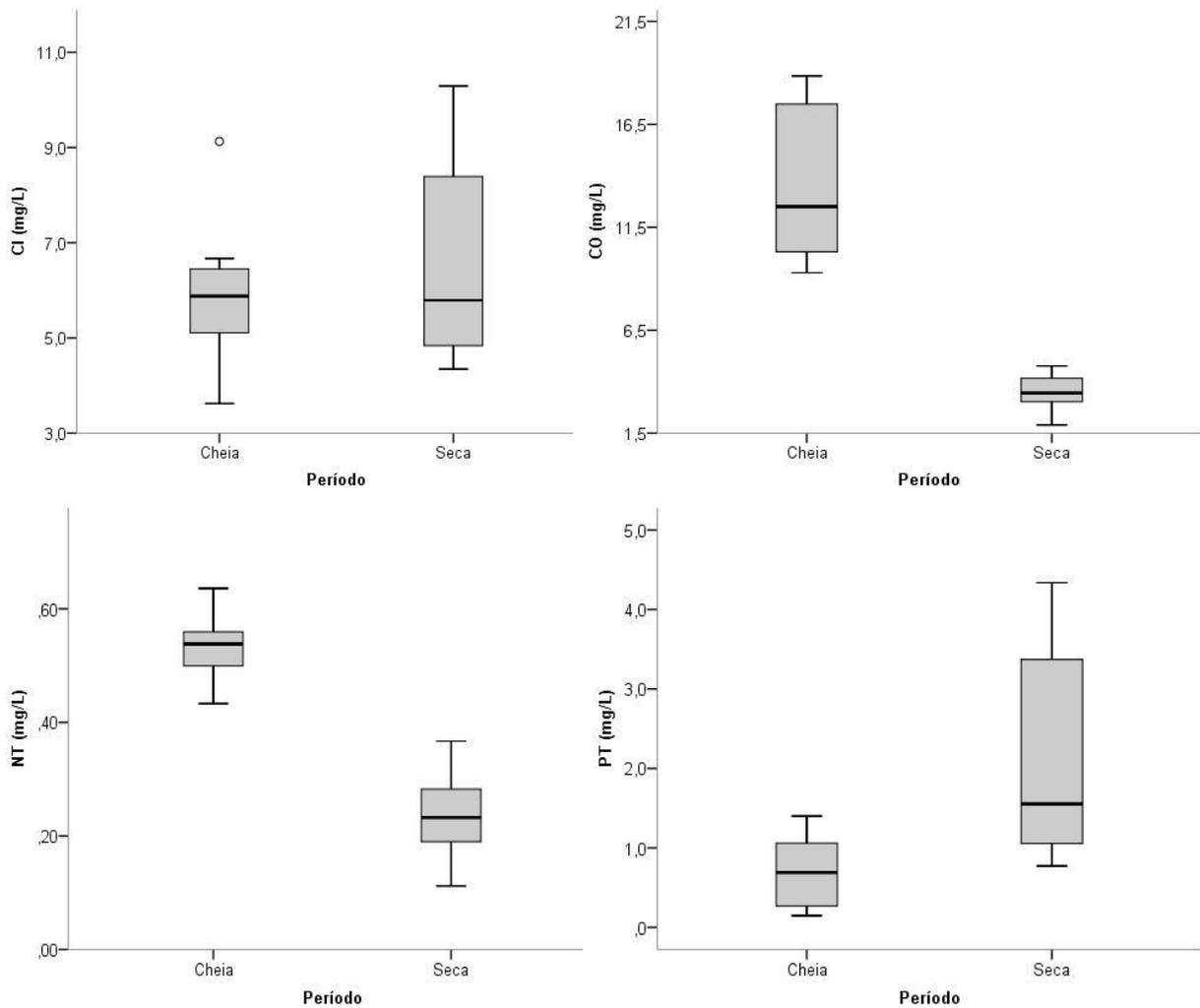
Os valores de oxigênio dissolvido oscilaram entre 1,86 ( $\pm$  0,82) mg/L na cheia e na seca 7,64 ( $\pm$  0,81) mg/L com diferenças significativas (Teste Mann-Whitney;  $p < 0,01$ ). A demanda bioquímica de oxigênio não apresentou diferença significativa (Teste t de Student;  $p > 0,05$ ) e variou entre 1,26 ( $\pm$  0,65) mg/L na cheia e 1,36 ( $\pm$  0,57) mg/L na seca, pela alta concentração de coliformes fecais, na cheia em média 30.557 ( $\pm$  37.236) UFC/100 mL e na seca 16.345 ( $\pm$  10.101) UFC/100 mL que também não apresentaram diferenças significativas (Teste Mann-Whitney;  $p > 0,05$ ). A média da concentração de resíduos totais foi 0,07 ( $\pm$  0,37) mg/L na cheia e na seca 0,05 ( $\pm$  0,01) mg/L; sem diferenças significativas (Teste Mann-Whitney;  $p > 0,05$ ) conforme Figura 22.

**Figura 22** - Análise comparativa da média dos valores de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais e turbidez nos períodos amostrais.



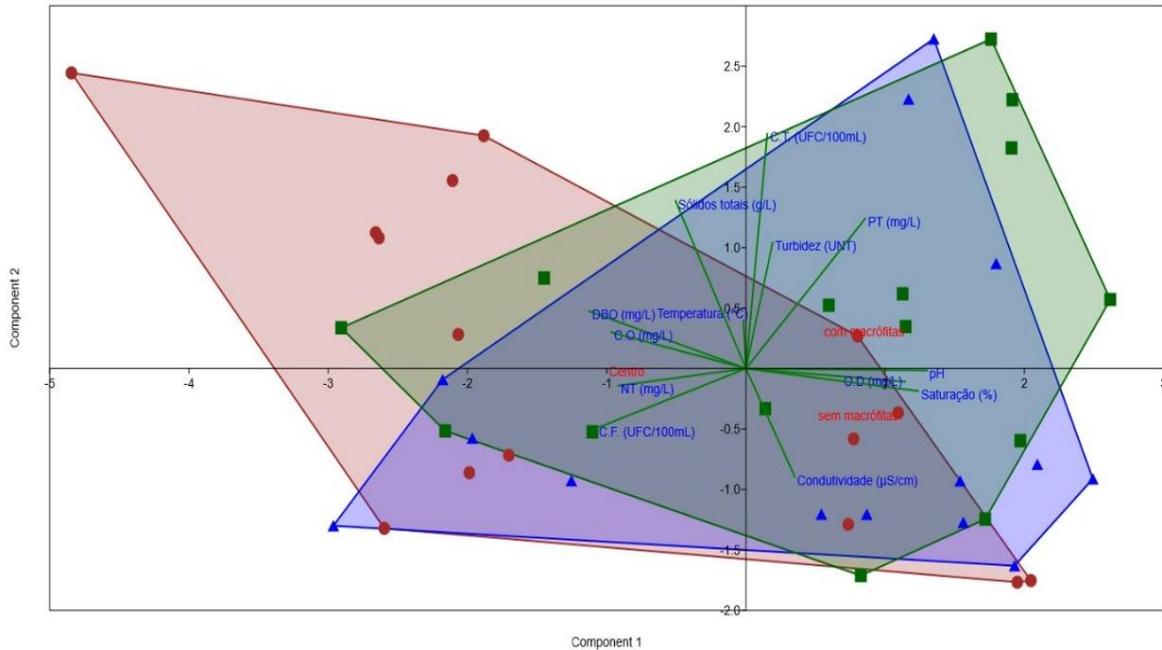
A análise de nutrientes e de carbono na água demonstrou que as médias de NT, PT e CO foram significativamente diferentes entre os períodos (Teste Mann-Whitney;  $p < 0,01$ ). As médias oscilaram entre 0,53 ( $\pm 0,05$ ) mg/L na cheia e 0,23 ( $\pm 0,06$ ) mg/L na seca; 0,57 ( $\pm 0,39$ ) mg/L na cheia e 1,51 ( $\pm 1,1$ ) mg/L na seca e 13,27 ( $\pm 3,42$ ) mg/L na cheia e 3,69 ( $\pm 1,40$ ) mg/L na seca, respectivamente. A média de Cl se manteve entre 5,75 ( $\pm 1,18$ ) mg/L na cheia e 6,32 ( $\pm 2,29$ ) mg/L na seca sem diferenças significativas (Teste t de Student;  $p > 0,05$ ).

**Figura 23** - Análise comparativa da média de carbono orgânico, carbono inorgânico, nitrogênio total e fósforo total nos períodos amostrais.



Uma análise de componentes principais demonstrou que quando são considerados os diferentes tratamentos, não é possível determinar as variáveis limnológicas que estão mais fortemente relacionadas à qualidade da água (Figura 24).

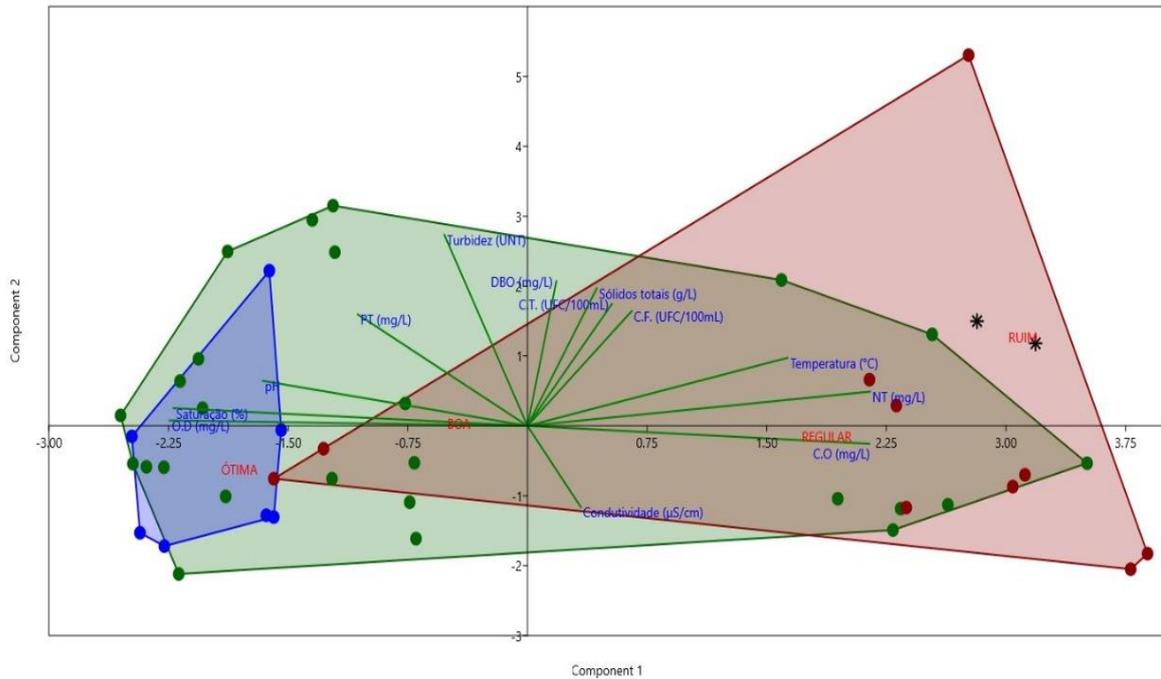
**Figura 24** - Diagrama da ACP para as variáveis limnológicas, considerando os anos de 2017 e 2018, os períodos de cheia e seca e os seis locais amostrais, mas para diferentes tratamentos.



**Legenda:** Vermelho = Centro; Verde = Com Macrófita; Azul = Sem Macrófita; Componente 1 = 73,183%; Componente 2 = 26,817%.

Entretanto, quando comparados os índices de qualidade da água (IQA) em categorias, observa-se que as variáveis mais relacionadas à categoria ÓTIMA são OD (oxigênio dissolvido) e pH. A categoria BOA esteve mais fortemente relacionada com a variável PT (fósforo total) e CE (condutividade elétrica) e a categoria REGULAR apresenta maior proximidade com as variáveis CO (carbono orgânico), NT (nitrogênio total), e temperatura (Figura 25).

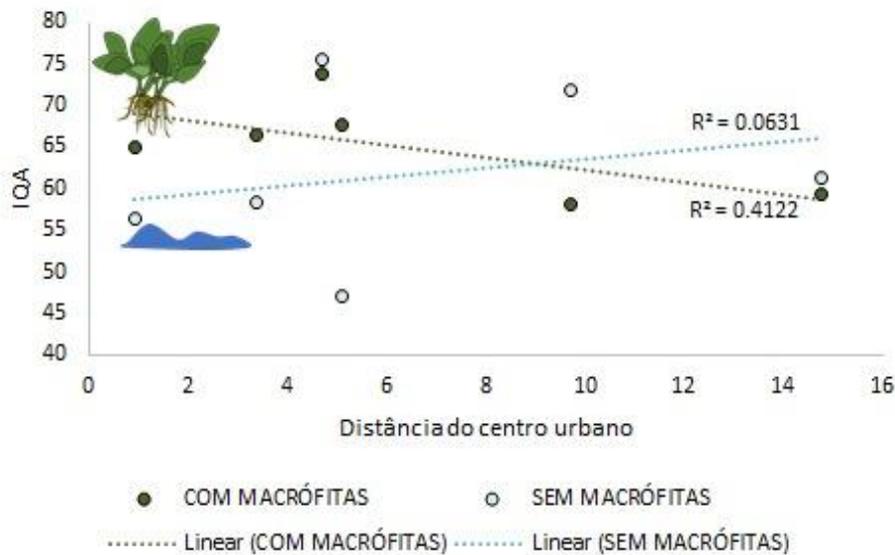
**Figura 25** - Diagrama da ACP para as variáveis limnológicas, considerando os anos de 2017 e 2018, os períodos de cheia e seca e os seis locais amostrais, mas para diferentes categorias de IQA.



**Legenda:** Azul = ÓTIMA; Verde = BOA; Vermelho = REGULAR. Componente 1 = 86%; Componente 2 = 13% (Obs: A categoria RUIM não está contemplada).

O enquadramento do IQA esteve relacionado com a distância das áreas amostrais com o centro urbano demonstrando que os valores de IQA tendem a reduzir em virtude da distância com o centro urbano (Figura 26,  $R^2 = 0,41$ ;  $p > 0,05$ ).

**Figura 26** - Relação entre IQA e distância dos locais amostrais com o centro urbano, considerando T2 e T3, com macrófitas e sem macrófitas ( $p > 0,05$ ).



Os resultados dos graus de hemerobia demonstram que, também as baías mais próximas ao centro urbano foram mais afetadas pelas mudanças na paisagem. O ambiente com maior impacto é a baía do Malheiros que apresentou 46,06 % da sua área total com grau metahemerobiótico, assim como parte da baía do late (Figura 27 e Tabela 7).

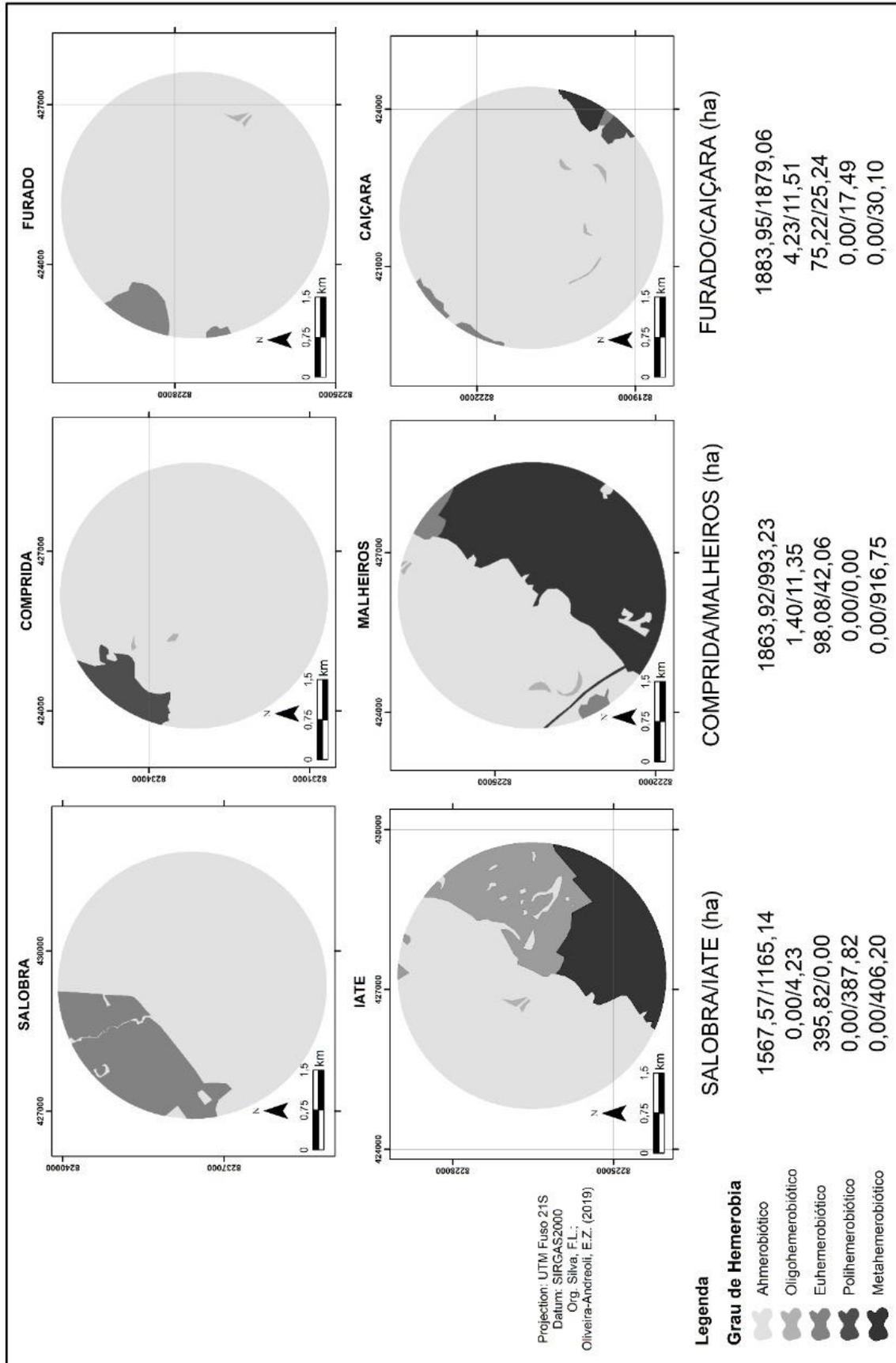
**Tabela 7** - Percentual dos graus de hemerobia classificados por baía.

Local	Grau de Hemerobia	Área em hectare	% Área Total
Salobra	Ahemerobiótico	1567,57	79,83
	Euhemerobiótico	395,82	20,17
late	Ahemerobiótico	1165,14	59,35
	Oligohemerobiótico	4,23	0,22
	Polihermerobiótico	387,82	19,75
	Metahemerobiótico	406,20	20,68
Comprida	Ahemerobiótico	1863,92	94,93
	Oligohemerobiótico	1,40	0,08
	Euhemerobiótico	98,08	4,99
Malheiros	Ahemerobiótico	993,23	50,59
	Oligohemerobiótico	11,35	0,57

	Euhemerobiótico	42,06	2,15
	Metahemerobiótico	916,75	46,69
	Ahemerobiótico	1883,95	95,95
Furado	Oligohemerobiótico	4,23	0,21
	Euhemerobiótico	75,22	3,84
	Ahemerobiótico	1879,95	95,70
	Oligohemerobiótico	11,51	0,59
Caiçara	Euhemerobiótico	75,22	1,28
	Polihermerobiótico	0,00	0,89
	Metahemerobiótico	0,00	1,54

**Observação:** Demonstrados apenas dados que receberam qualquer classificação.

Figura 27 - Classificação dos graus de hemerobia da área estudo.

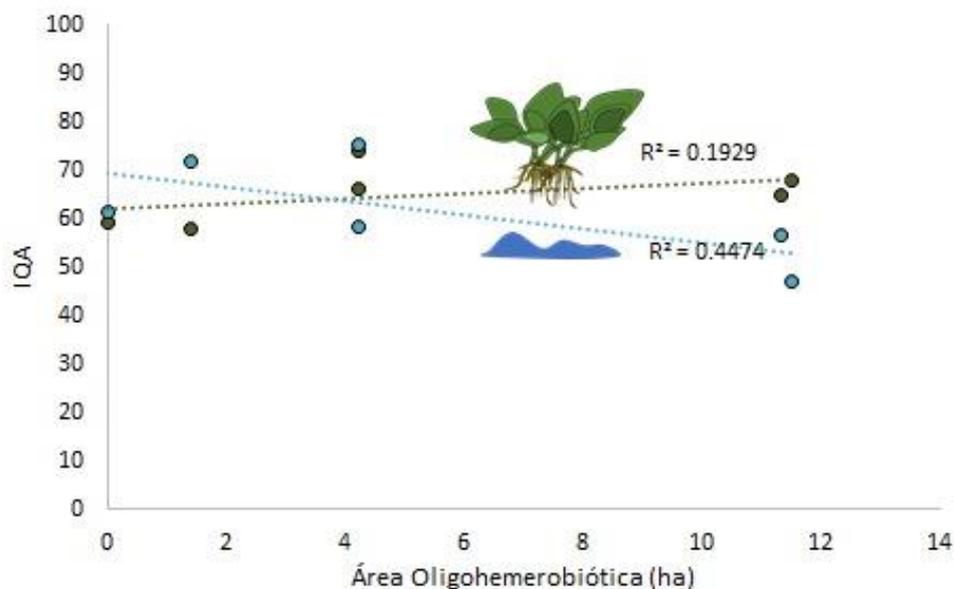


(Org: SILVA, F.L., OLIVEIRA, E.Z., 2019).

Entretanto, a maior parte do trecho em estudo foi classificada com grau ahemerobiótico (Figura 27) que traduz e classifica a paisagem como natural, com pequena ou nenhuma interferência humana (Tabela 6).

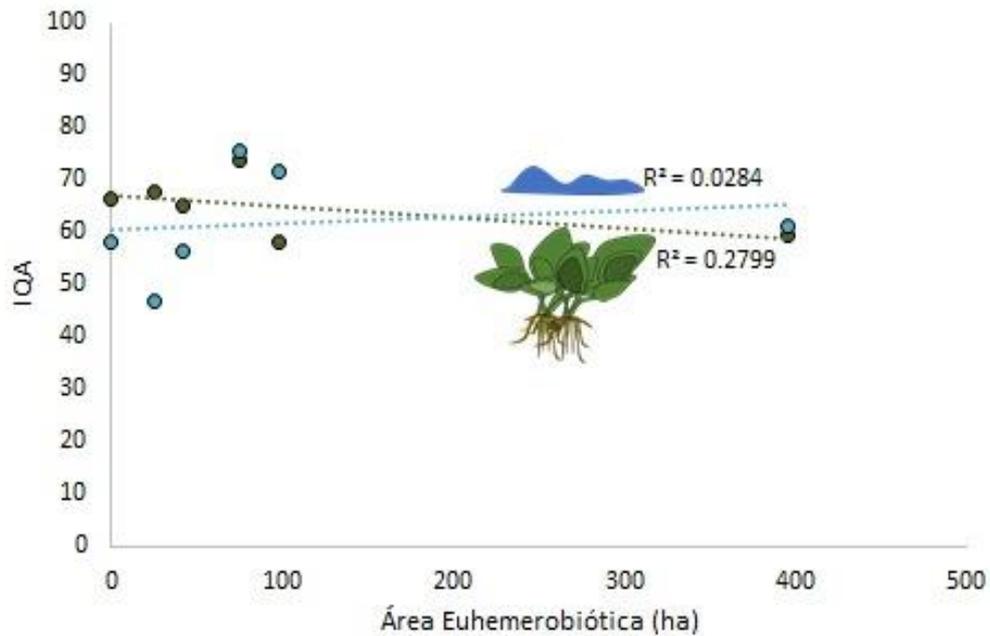
Se considerados o IQA em relação aos diferentes graus de hemerobia, observou-se que em ambientes com baixa hemerobia, a presença de macrófitas aquáticas tende a aumentar os valores do IQA ( $R^2 = 0,19$ ;  $p < 0,05$ ), enquanto que sem a presença destes organismos há uma forte tendência da redução desta variável ( $R^2 = 0,44$ ;  $p < 0,05$ ), ambas observadas pela Figura 28.

**Figura 28** - Relação entre média dos valores de IQA e área oligohemerobiótica (em ha) para os tratamentos “Com macrófita” e “Sem macrófita” ( $p < 0,05$ ).



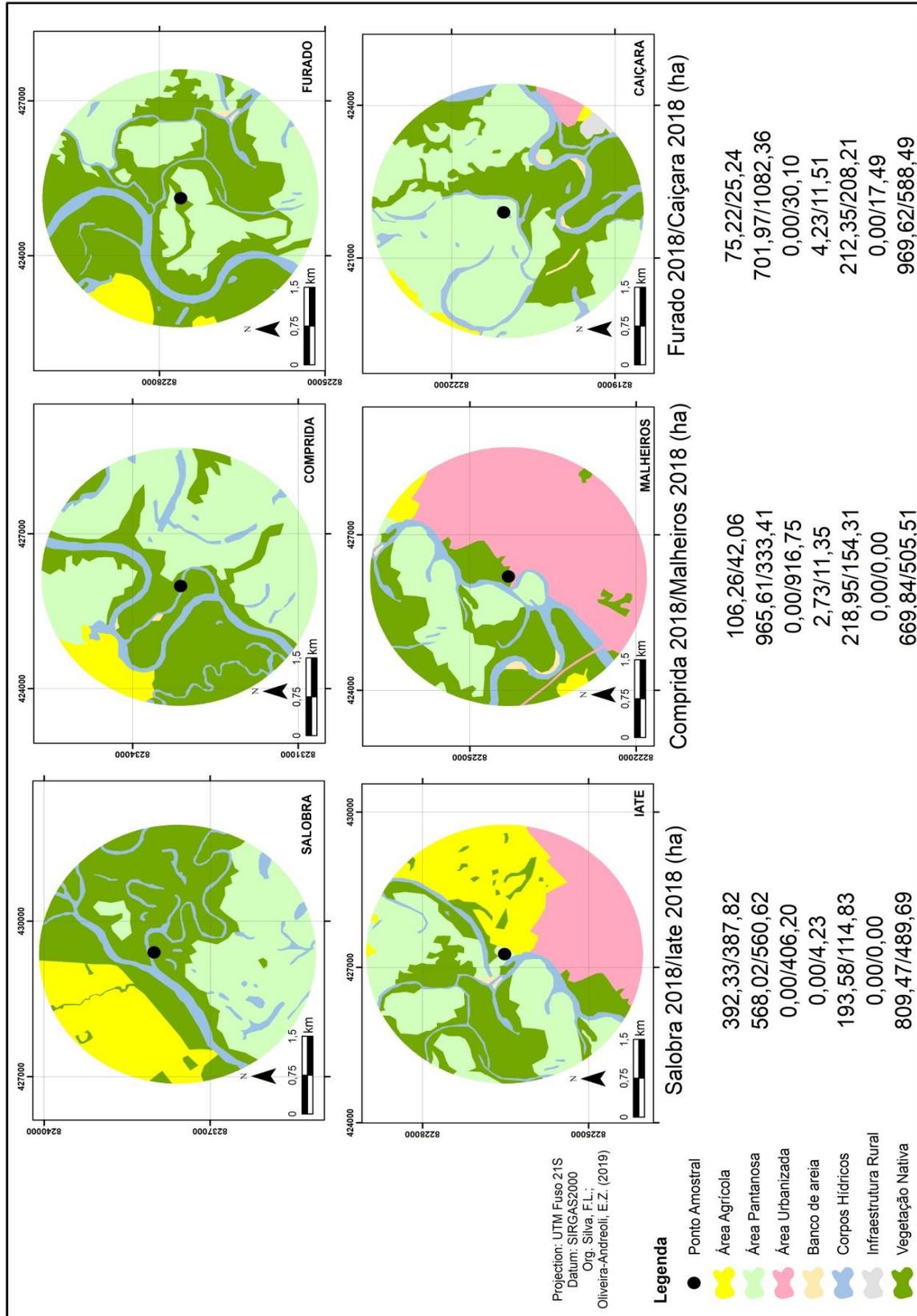
No entanto, de acordo com a Figura 29, o oposto é observado quando a área tende a apresentar paisagem artificial (euhemerobiótica), em que as macrófitas aquáticas tendem a reduzir o IQA ( $R^2 = 0,27$ ;  $p < 0,05$ ), enquanto em sua ausência, o IQA não apresenta alterações ( $R^2 = 0,0284$ ;  $p > 0,05$ ).

**Figura 29** - Relação entre média dos valores de IQA e área euhemerobiótica (em ha) para os tratamentos “Com macrófita” e “Sem macrófita” ( $R^2 = 0,27$ ;  $p < 0,05$ ;  $R^2 = 0,0284$ ,  $p > 0,05$ ).



A interpretação do uso e cobertura da terra demonstra que a atividade agrícola está presente em todas as áreas amostrais, entretanto, essa área é predominante nas baías Salobra e late. A maior área urbanizada e encontrada na baía do Malheiros, representando aproximadamente metade da área amostral, enquanto o maior percentual de preservação de vegetação nativa é apresentado na baía do Furado com 969,62 ha de cobertura da terra (Figura 30).

Figura 30 - Tipologias de uso e cobertura vegetal das baías da área de estudo.



(Org: SILVA, F.L., OLIVEIRA, E.Z., 2019).

#### 4. Discussão

A qualidade da água pode ser afetada pelos múltiplos usos que se desenvolvem no entorno dos ambientes aquáticos, como córregos e rios de médio e grande porte (EZAKI et al., 2011; LAMPETY et al., 2013; LUIZ et al., 2012; TUCCI, 2008). Estudos anteriormente realizados em bacias hidrográficas do rio Paraguai, já demonstraram que a qualidade das águas encontra-se dentro dos padrões estabelecidos na legislação vigente (BUHLER et al., 2013; BRITO et al., 2013), e, portanto, consideradas de boa qualidade, corroborando assim com mais da metade dos resultados encontrados neste estudo (Figura 19).

As alterações nas condições limnológicas das águas dos rios do Pantanal podem ser caracterizadas pelas alterações do ciclo hidrológico, pois com o pulso de inundações, a calha do rio carrega consigo materiais que influenciam nas variáveis analisadas. A inundação das planícies é um evento característico das áreas alagáveis (Da SILVA et al., 2001), em especial o Pantanal, que funciona como um grande reservatório ao receber e reter a maior parte das águas provenientes dos planaltos regularizando a vazão por meio do fluxo hídrico (CALHEIROS; OLIVEIRA, 2010). Geralmente esse evento é acompanhado de alterações da composição e estrutura da paisagem (REBELLATO; CUNHA, 2005), da riqueza e biodiversidade (SCREMIN-DIAS, 2011; OLIVEIRA et al., 2014) e também, das variáveis limnológicas tais como oxigênio dissolvido, transparência (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2013), pH e temperatura (SILVA et al., 2016).

O aumento da temperatura das águas provoca a diminuição da solubilidade do oxigênio dissolvido na água e, portanto, reduz sua concentração no corpo hídrico (ESTEVES; FURTADO, 2011). Nos rios pantaneiros a redução desta variável é um fenômeno bastante peculiar (HAMILTON, 2002) podendo inclusive chegar ao esgotamento (depleção com valor 0,0 mg/L) em condições extremas, por exemplo durante a decoada (CALHEIROS; OLIVEIRA, 2010). Esse fato reflete os melhores índices de qualidade da água encontrados no período de águas baixas deste estudo (Figura 20), pois com a diminuição da temperatura há um conseqüente aumento de concentração de oxigênio dissolvido (Apêndice B).

As flutuações dinâmicas da água na bacia do Paraguai são também responsáveis pela oscilação da concentração de nutrientes na água como nitrogênio e fósforo por meio da substituição e/ou decomposição da vegetação (NUNES et al., 2006) e embora neste estudo as concentrações de fósforo tenham sido maiores na

estação seca, as concentrações de NT foram consideravelmente menores no mesmo período (Figura 23) e podem refletir o aumento do valor do IQA (BLEICH et al., 2009) enfatizando a classificação da qualidade hídrica do rio Paraguai como 'Boa' conforme resultados apresentados neste estudo.

Não existe ainda, uma vasta literatura que comprove a influência do pulso de inundação na classificação do IQA, assim, quando se observou que neste estudo, a média dos valores de IQA esteve maior no período de seca do que no período de cheia (Figura 20), interpretou-se que a oscilação do nível da água melhora as condições limnológicas no período de águas baixas. Nesse período, as águas das baías estão mais suscetíveis a alterações de parâmetros que compõem parte do quadro do IQA, como a temperatura, oxigênio dissolvido e pH (MUNIZ, 2010) e ainda na densidade de coliformes fecais (FURTADO; LOPES, 2018).

Desta forma, a diferença significativa observada no IQA entre os períodos amostrais, pode ser explicada pela interpretação dos resultados das variáveis com maior peso no cálculo do índice. O oxigênio dissolvido é a variável com maior peso relativo e sua média é cerca de 4 vezes maior na seca do que na cheia. A segunda variável de maior peso é *E. coli*, neste estudo representada por coliformes fecais que teve sua concentração reduzida pela metade no período de águas rasas (Figura 22). Essas variáveis combinadas podem ter exercido efeito no aumento do valor de IQA, melhorando o índice na estação seca.

Muitos estudos aproximaram-se de uma abordagem que trata da relevância das macrófitas aquáticas na qualidade da água permitindo explicar as diferentes relações da presença do banco de vegetação em ambientes mais ou menos antropizados (BADIOU et al., 2019; ZHOU et al., 2017).

Neste estudo, esses ambientes são tratados como áreas com maior ou menor grau de hemerobia e este apresenta relações relevantes com as tipologias de uso e cobertura que traduzem o grau de interferência humana nos ambientes aquáticos.

Assim, em áreas consideradas quase naturais, ou seja, com baixa hemerobia, o IQA apresentou uma tendência a ser maior pela estabilização das macrófitas aquáticas (Figura 28). Isso pode ser explicado pelo aumento da concentração de oxigênio dissolvido na água ou pela oferta de nutrientes necessários ao crescimento desses organismos e como consequência, a concentração de nutrientes na água diminui (PEREIRA et al., 2012; ZHANG et al., 2016), influenciando o valor do IQA, já

que a concentração de OD é a variável de maior peso relativo neste índice (Tabela 5).

Em áreas com grau moderado de hemerobia, as euhemerobióticas, a presença dos bancos de vegetação tende a piorar as condições limnológicas do ambiente (Figura 29), pois nesses ambientes em que o uso da terra é voltado para atividades agrícolas e urbanas (Figura 30), os cursos d'água recebem material alóctone proveniente de resíduos da agricultura, pecuária e esgoto doméstico. A entrada de material orgânico na água pode ter provocado um aumento acentuado de coliformes fecais e, conseqüente diminuição de OD (LIBÂNIO, 2010).

Entre as baías que estão mais próximas ao centro urbano, duas delas Malheiros e late, estão localizadas às margens da cidade e estão suscetíveis ao recebimento de materiais advindos de atividades de recreação e pesca (mais comumente de barranco), mas em especial do lançamento de efluentes domésticos que, neste município não realiza o tratamento prévio para lançamento no rio Paraguai.

O lançamento de efluentes domésticos em cursos d'água, especialmente aqueles sem tratamento prévio, enriquecem os ambientes aquáticos com nutrientes como nitrogênio e fósforo. Entretanto, esses nutrientes são assimilados pelas plantas para o seu crescimento (LIBÂNIO, 2010), assim, tendem a ter suas concentrações na água diminuídas, reforçando os resultados obtidos (Figura 26).

Embora a maior parte das baías em estudo tenha sido classificada como áreas ahemerobióticas (Figura 27), a baía do Malheiros, que está localizada nas margens da cidade, apresentou 46,69% da área amostral com o grau metahemerobiótico. A alta hemerobia dessa amostral está relacionada com o uso e cobertura correspondente à área urbanizada (Figura 30) com dependência do manejo humano (Tabela 6).

A classificação dos maiores graus de hemerobia está refletida nas atividades que ocorrem no entorno dos ambientes aquáticos, conforme pode se observar pelas áreas agrícola e urbanizada das áreas de influência. Áreas identificadas como agrícolas (Figura 30) foram classificadas em áreas com moderada hemerobia em ambientes euhemerobióticos e polihemerobióticos (Figura 27). Áreas identificadas como urbanizadas (Figura 30) foram classificadas como grau metahemerobiótico, caracterizado por paisagem cultural. Em contraste, áreas com paisagens naturais ou quase naturais, com baixa hemerobia são representadas por áreas de vegetação

nativa ou pantanosa quanto à cobertura da terra conforme apresentado na Figura 30.

Essa interpretação já foi anteriormente realizada em estudo desenvolvido por Fushita et al. (2017), ao observar mudanças no padrão de paisagem natural como resposta à substituição de áreas vegetadas para investimento em urbanização no *campus* da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar (campus de São Carlos), traduzidos em transformações nos graus de hemerobia.

No mesmo sentido, Walz e Stein (2014) discutem como áreas com maior ou menor percentual de naturalidade na Alemanha estão associadas aos diferentes índices de hemerobia. Porém, os autores abordam o índice como uma maneira de levantar as mudanças na paisagem propriamente, sem ter informações prévias das tipologias de uso e cobertura e sem predizer como as mudanças nos padrões da paisagem estão relacionadas com os impactos de outras mudanças no uso da terra.

As mudanças na paisagem observadas pelos diferentes graus de hemerobia e conseqüentemente as alterações das condições limnológicas levantadas nesse estudo e citadas acima, podem ser explicadas por estudos anteriormente realizados em baías pantaneiras que apontam que a cobertura da terra é voltada para o desenvolvimento da pecuária (AQUINO et al., 2017; BERGIER et al., 2019; LEITE et al., 2018) e agricultura (BÜHLER; SOUZA, 2018; ROY et al., 2017). Ademais, o rio Paraguai pelas suas características hidrológicas, morfológicas e turísticas é um rio constantemente utilizado para a navegação, com pesca ou recreação, desta forma, essas atividades também são desenvolvidas nas áreas amostrais (PESSOA et al., 2013; SOUZA et al., 2017).

Mezzomo e Gasparini (2016) ao aplicarem a classificação da paisagem pelo grau de hemerobia obtiveram resultados semelhantes ao deste estudo, tendo em vista que 85% da área total de estudo foi classificada com grau “moderado” ao que os autores associaram à cobertura da terra voltada para o desenvolvimento de atividades agropecuárias. Da mesma forma, Silva et al. (2017) consideraram a paisagem da bacia do córrego do Mineirinho, São Carlos - SP como cultural em virtude do predomínio de áreas metahemerobióticas, que assim como a baía do Malheiros, no rio Paraguai em Cáceres-MT, evidenciam a necessidade de desenvolvimento de estratégias de gestão ambiental.

## 5. Conclusão

A presença das macrófitas aquáticas em baías com pouco ou moderado grau de comprometimento da capacidade de autorregulação, tende a melhorar a qualidade da água por meio do seu papel de retenção e/ou filtração do ecossistema aquático, entretanto, tendem a exercer o efeito oposto em ambientes com maior grau de alterações na paisagem.

O IQA apresentou melhor classificação na estação seca, pois o período de águas baixas é mais sensível às alterações das variáveis físicas, químicas e biológicas da água, que por sua vez influenciam as variáveis que compõem o índice. Desta forma, a qualidade da água das áreas amostrais foi melhor e significativamente diferente no período de estiagem do que no período chuvoso.

O grau de hemerobia e o IQA apresentam relações qualitativas e a combinação dos índices demonstrou ser uma importante ferramenta utilizada para diagnosticar as pressões antrópicas exercidas sobre as áreas de estudo; uma vez que o enquadramento das categorias do IQA foi refletido em ambientes que apresentaram baixa, média ou alta hemerobia.

As maiores mudanças na paisagem refletidas pelos graus mais elevados de hemerobia nas baías em estudo são em sua maioria provocadas por atividades desenvolvidas nas áreas urbanas, mas tendem também a provocar mudanças na paisagem por meio do uso de áreas agrícolas que se desenvolvem nas baías mais distantes do centro urbano.

### **CAPÍTULO III - Dinâmica dos gases do efeito estufa e decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas em baías do rio Paraguai, Pantanal Norte.**

#### **RESUMO**

Este estudo teve como objetivo relacionar o rendimento de mineralização do carbono resultante dos processos de decomposição anaeróbia com a concentração e difusão dos gases do efeito estufa ( $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ) em baías do rio Paraguai, em Cáceres-MT, Pantanal Norte. Para tanto, em campo, foram quantificados os fluxos difusivos de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  nas baías Caiçara e Salobra com auxílio de um analisador portátil de gases de efeito estufa em dois pontos, dentro do banco de macrófitas e fora do banco de macrófitas a uma profundidade de 50 cm. Amostras de água foram coletadas e armazenadas em frascos específicos para posterior análise da concentração de metano na água em três diferentes pontos (centro, banco de macrófitas e fora do banco de macrófitas) de cada uma das seis baías de estudo. Em laboratório, um experimento de decomposição anaeróbia foi realizado considerando duas temperaturas  $29^\circ\text{C}$  e  $31^\circ\text{C}$  para duas espécies de macrófitas aquáticas, *E. azurea* e *E. crassipes*, ao longo de 60 dias previamente determinados (1, 3, 5, 10, 15, 30 e 60). Em cada um dos dias amostrais, o material incubado nas câmaras de mineralização ( $n = 126$ ) foi filtrado para a quantificação das percentagens de matéria orgânica dissolvida (MOD) e matéria orgânica particulada (MOP) e posteriormente, convertidos em bases de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP) e para quantificação de nitrogênio total. O coeficiente global de perda de massa ( $k_T$ ) da espécie *E. crassipes* foi 1,6 vezes maior a  $31^\circ\text{C}$  do que a  $29^\circ\text{C}$ , já a espécie *Eichhornia azurea* não apresentou qualquer diferença em relação à temperatura e no tratamento misto foi cerca de 1,8 vezes maior a  $29^\circ\text{C}$ . A média da concentração de metano não apresentou diferenças significativas entre baías, no entanto, foi significativamente maior nos bancos de macrófitas aquáticas ( $p = 0,01$ ) quando comparados aos pontos fora dos bancos ou no centro. As baías que mais contribuíram para esse resultado foram a Salobra e do Furado. A difusão do metano demonstrou ser maior a 50 cm de profundidade do que no banco de macrófitas ( $p < 0,05$ ), tanto na baía Caiçara quanto na baía Salobra, entretanto, a difusão do  $\text{CO}_2$  foi maior no banco de macrófitas também para os dois locais. Diante dos resultados obtidos neste estudo, é possível inferir que a espécie *E. crassipes*, tende a contribuir mais com as taxas de carbono mineralizado pelo processo de decomposição anaeróbia do que a espécie *E. azurea*. O carbono

mineralizado por sua vez, é convertido em taxas de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> que estiveram relacionadas com a presença dos bancos de macrófitas por meio da formação de redes de organismos (i.e. macrófitas) para captura de material alóctone carregados pelo fluxo das águas do Pantanal.

**Palavras-chave:** Perda de massa. *Eichhornia azurea*. *Eichhornia crassipes*. Modelos cinéticos. Fluxos difusivos de metano e gás carbônico.

## 1. Introdução

As mudanças climáticas são evidentes e ocorrem ao longo de décadas por meio do aquecimento dos oceanos e da atmosfera, elevando as temperaturas em cerca de 1,5 a 2°C, impulsionadas pelo considerável aumento das emissões de gases do efeito estufa. Ademais, também são evidentes que as emissões cumulativas de gás carbônico determinam o aquecimento médio global e tendem a provocar impactos em ecossistemas antropizados e naturais, como por exemplo, os ecossistemas aquáticos (IPCC, 2014).

Os ecossistemas aquáticos de maneira geral funcionam como fontes naturais de emissão de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> (SOBEK et al., 2005; ZHUANG et al., 2009), entretanto, áreas alagáveis contribuem isoladamente com cerca de 30% para o balanço de metano na atmosfera (WUEBBLES; HAYHOE, 2002). Esses gases são liberados a partir da mineralização anaeróbia dos detritos e o CH<sub>4</sub> é produzido por bactérias metanogênicas constituindo os maiores contribuintes para a intensificação do efeito estufa e conseqüentemente as mudanças climáticas do planeta (ATTERMEYER et al., 2016).

Em ambientes tropicais, como as áreas alagáveis do Pantanal, as macrófitas aquáticas *E. azurea* e *E. crassipes* são popularmente conhecidas como aguapé e formam grandes bancos, flutuantes e (POTT; POTT, 2000). Essas representam as duas espécies de macrófitas aquáticas mais estudadas no Brasil (THOMAZ; BINI, 2003). O crescimento desses organismos é bastante rápido, sendo que essas plantas se duplicam a cada seis ou sete dias (ALVES et al., 2003); o tempo de duplicação, pode ser favorecido por condições climáticas com altas temperaturas e intensas radiações solares (BIANCHINI Jr., 2003).

Durante o crescimento das macrófitas, elevadas quantidades de CO<sub>2</sub> são assimiladas pelas plantas (OLIVEIRA–JÚNIOR et al., 2018; PEIXOTO et al., 2016).

Em contrapartida, também concentrações de CH<sub>4</sub> podem ser liberadas, especialmente pelo processo de decomposição (DAVIDSON et al., 2015; MANDER et al., 2014;) e assim, as macrófitas aquáticas podem também ser associadas ao aquecimento global.

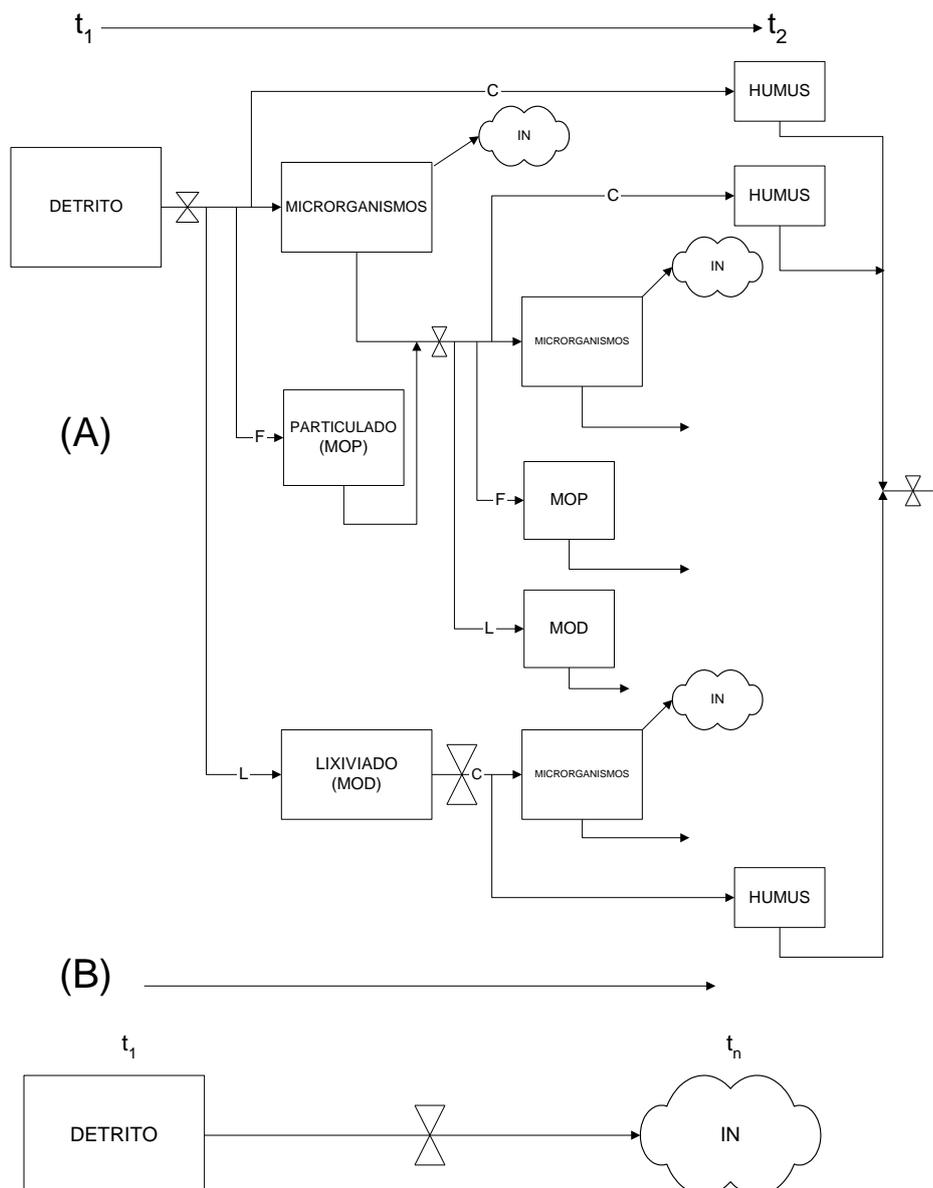
A presença da vegetação é fundamental aos ecossistemas aquáticos por constituírem uma fonte de material orgânico autóctone, mas em especial a presença das macrófitas aquáticas é ainda mais relevante pela sua participação na produção primária, interações ecológicas e ciclagem de nutrientes (ESTEVES, 2011). São importantes também pela liberação de carbono, nitrogênio e fósforo que se tornarão disponíveis nas cadeias tróficas e, assim, influenciarão na dinâmica energética dos ecossistemas aquáticos desde a senescência até sua completa decomposição (BONANOMI et al., 2014).

O processo de decomposição das plantas aquáticas é uma complexa interação de fatores físicos, químicos e microbiológicos (BATTLE; MIHUC, 2000). É também um processo essencial para a dinâmica da energia dos ecossistemas aquáticos (BIANCHINI Jr., 2003), uma vez que as macrófitas aquáticas produzem elevadas quantidades de matéria orgânica nesses ambientes, o que as torna uma importante fonte de detritos compostos de matéria orgânica dissolvida (MOD) e matéria orgânica particulada (MOP) com macromoléculas como celulose, hemiceluloses e lignina (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2008).

Os detritos produzidos neste processo fazem parte dos ciclos biogeoquímicos tomando três diferentes mecanismos de decomposição: (i) dissolução ou lixiviação, (ii) fragmentação ou (iii) catabolismo (BIANCHINI Jr., 2003) conforme Figura 31 e posteriormente serão utilizados como material necessário para a conversão de materiais orgânicos em inorgânicos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2006).

Estudos recentes têm demonstrado que as macrófitas aquáticas, através do processo de decomposição, influenciam na dinâmica dos ambientes aquáticos pela disponibilidade de oxigênio dissolvido (PASSERINI et al., 2016), pela liberação nutrientes na água, que favorecem o controle dos estoques de carbono e por serem consideradas a maior fonte de carbono dissolvido dos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 1990). Dessa forma contribuem com a regulação dos gases do efeito estufa nas trocas entre a água, sedimento e atmosfera (BOLPAGNI et al., 2007).

**Figura 31** - Mecanismos de decomposição das macrófitas aquáticas demonstrando: (A) Decomposição de um recurso no curto prazo. Os três componentes do processo, catabolismo (C), fragmentação (F) e lixiviação (L) alteram a composição química (e.g. a mineralização gerando as formas inorgânicas (IN)). (B) Decomposição de um recurso sob um longo período, resultando na sua completa mineralização. As taxas de mudança de estado (representadas pelas setas) estão sujeitas a regras (representadas pelos símbolos de válvulas) devido aos efeitos dos fatores bióticos e abióticos.



(Fonte: modificado de Swift et al., 1979).

Considerando o exposto, este capítulo teve como objetivo avaliar a dinâmica dos gases do efeito estufa por meio dos processos de decomposição das macrófitas

aquáticas em duas diferentes temperaturas, o mesmo foi permeado pelas seguintes hipóteses: **(1)** o aumento da temperatura potencializa o processo de decomposição anaeróbia das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes* do Pantanal Norte e **(2)** a concentração e/ou difusão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> é afetada pela presença dos bancos de macrófitas aquáticas em baías pantaneiras.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Caracterização limnológica da área de estudo**

Para caracterizar as condições limnológicas da área de estudo foram considerados os períodos, locais e pontos apresentados no item 4.2 (Procedimentos metodológicos) e as variáveis limnológicas levantadas no item 2.2 (Capítulo II).

### **2.2 Identificação, coleta e análise laboratorial das macrófitas aquáticas**

Após a identificação dos bancos de vegetação aquática e coleta das plantas para análise laboratorial conforme descritos no item 4.3 dos procedimentos metodológicos gerais, as plantas foram levadas ao laboratório e foram lavadas com água destilada por duas vezes. Em seguida foram secas em estufa a temperatura de aproximadamente 50°C onde permaneceram de 48 a 72 horas até atingirem a massa constante. Depois de secas, as amostras de plantas foram pesadas para determinação da biomassa e quantificadas (g PS/m<sup>2</sup>). Após a determinação da biomassa, as amostras de plantas foram trituradas com auxílio de tesoura e armazenadas em sacos plásticos protegidas da luz.

A determinação da matéria orgânica nas plantas foi realizada em mufla pelo método de combustão completa contida na amostra a 550°C durante duas horas e quantificada por gravimetria (WETZEL; LIKENS, 1991).

### **2.3 Determinação de matéria orgânica nos sedimentos**

Após a coleta e quantificação dos sedimentos de fundo descritos no item 2.5 do Capítulo I (Figura 7), os sedimentos foram separados para secagem em estufa pelo período de 48 a 72 horas a 50°C até atingir a massa constante. Em seguida foi realizada a determinação da matéria orgânica por combustão completa a 550°C por 4 horas conforme Heiri et al. (2001). A matéria orgânica foi quantificada pelo método gravimétrico e convertida em percentagem de MO.

## 2.4 Perda de massa por decomposição anaeróbia

As espécies utilizadas para o experimento de decomposição foram *E. azurea* e *E. crassipes*, pois são espécies abundantes nas baías pantaneiras (POTT; POTT, 2000). e predominam na proporção aproximada de 2/3 (*E. azurea*) e 1/3 (*E. crassipes*) entre os bancos de vegetação.

O experimento de decomposição anaeróbia foi realizado considerando incubações em trélicas em três tratamentos: (1) *E. azurea*; (2) *E. crassipes*; (3) Mistura de 2/3 de *E. azurea* e 1/3 de *E. crassipes*. Para cada tratamento duas temperaturas foram consideradas 29°C e 31°C. A temperatura de 29°C foi a média da temperatura do rio Paraguai levantada nas campanhas de campo (Apêndice B) e a temperatura de 31°C considerou o acréscimo de aproximadamente 2°C na temperatura média global relatada pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2014).

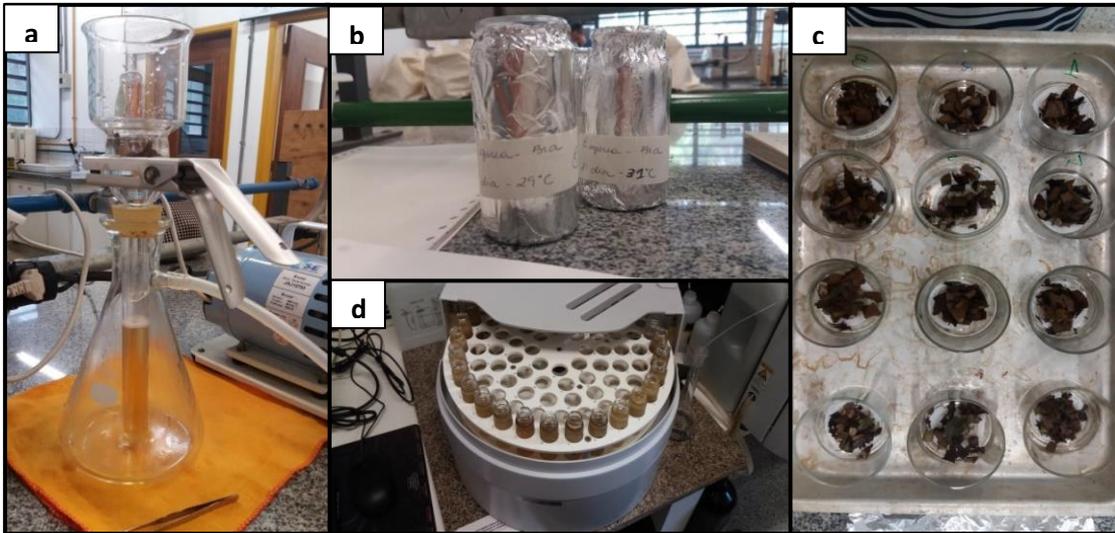
As câmaras de decomposição (n = 126) dos tratamentos foram preparadas com 0,5 g de massa seca da amostra e 50 mL de água do rio Paraguai. As amostras foram previamente filtradas em membrana de éster e celulose com 0,45 µm de diâmetro de poro para remoção do material particulado em suspensão. Foram então mantidas no escuro em incubadora (Lab-Line Instruments, Inc) e somente foram abertas nos respectivos dias amostrais: 1, 3, 5, 10, 15, 30 e 60 dias (Figura 32b).

Nos dias amostrais previamente determinados, os conteúdos das incubações foram fracionados por filtração em matéria orgânica particulada (MOP = planta) e matéria orgânica dissolvida (MOD = lixiviado) através de filtração a vácuo em membrana ( $\Phi$  de poro = 0,45 µm) de éster e celulose (Figura 32a).

As amostras de MOP foram secas em estufa (ca. 55°C) até a massa constante e em seguida, foram levadas ao dessecador e, posteriormente, suas massas remanescentes determinadas em balança analítica por gravimetria. Após determinação da massa remanescente as amostras foram levadas à mufla na temperatura de 550°C por duas horas para queima do material orgânico (Figura 32c) tendo em vista o cálculo da matéria orgânica e posterior conversão em carbono. A MOP foi convertida em COP considerando os teores de 40,6% de C para a espécie *E. azurea* e 34,5% de C para a espécie *E. crassipes* (SANTOS et al., 2018).

As amostras de lixiviado foram armazenadas em frascos específicos para quantificação de COD e NT (Figura 32d) no TOC Analyzer (marca SCHIMADZU modelo TOC-L/CPH).

**Figura 32 - (a)** Filtração a vácuo do material retirado das incubações. Em **(b)** as câmaras de mineralização. Em **(c)** o material particulado separado para quantificação da matéria orgânica e em **(d)** o material dissolvido para análise de carbono orgânico e nitrogênio totais.

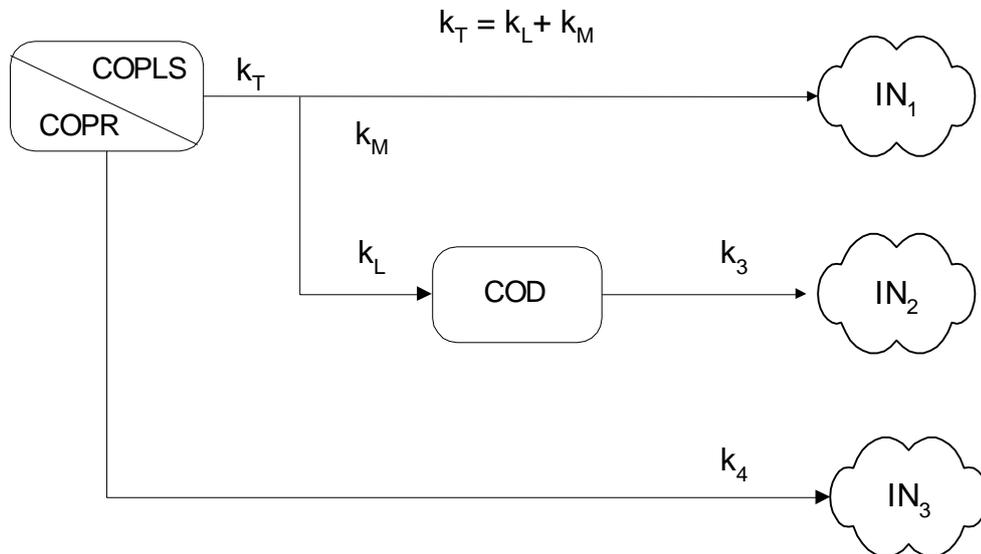


(Foto: Arquivo pessoal).

## 2.5 Modelagem matemática

O balanço de carbono mineralizado foi realizado pela diferença do COD (carbono orgânico dissolvido) e do COP (carbono orgânico particulado) remanescentes nas câmaras de decomposição. Para a modelagem matemática dos experimentos de decomposição admitiu-se que os recursos apresentaram composições heterogêneas (frações lábeis/solúveis e refratárias; Figura 33) conforme Bianchini Jr. e Cunha-Santino (2008).

**Figura 33** - Modelo cinético proposto para os processos de mineralização dos detritos de *E. azurea*, *E. crassipes* e mistura. Em que:  $COP_{LS}$  = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel;  $COP_R$  = carbono orgânico particulado refratário; COD = carbono orgânico dissolvido;  $k_T$  = coeficiente global de decaimento de  $COP_{LS}$  ( $= k_L + k_M$ ;  $k_L$  = coeficiente de lixiviação e  $k_M$  = coeficiente mineralização das frações lábeis);  $k_3$  = coeficiente de mineralização do COD;  $k_4$  = coeficiente de mineralização do  $COP_R$ ;  $IN_{1-3}$  = carbono orgânico mineralizado, segundo os coeficientes de mineralização ( $k_T$ ,  $k_3$  e  $k_4$ ).



(Fonte: BIANCHINI JR; CUNHA-SANTINO, 2008).

Desse modo, supôs-se que os processos de mineralização ocorreram por meio de 3 rotas (Figura 33). Na primeira ( $IN_1$ ), as oxidações desenvolveram-se rapidamente e em paralelo com o processo de dissolução das frações solúveis. A segunda rota ( $IN_2$ ) coube às oxidações dos compostos orgânicos dissolvidos (COD). A terceira rota ( $IN_3$ ) referiu-se às oxidações dos compostos orgânicos refratários ( $COP_R$ ). Para a representação destes eventos foram utilizadas as seguintes equações:

$$COP = COP_{LS} \times e^{-k_T t} + COP_R \times e^{-k_4 t} \quad (\text{Eq. 5}),$$

em que:

**COP** = Carbono orgânico particulado remanescente; **COP<sub>LS</sub>** = Fração lábil/solúvel de COP; **COP<sub>R</sub>** = Fração refratária de COP; **k<sub>T</sub>** = Coeficiente global de decaimento de  $COP_{LS}$  ( $k_T = k_L + k_M$ ;  $k_L$  = coeficiente de lixiviação e  $k_M$  = coeficiente mineralização das frações lábeis de  $COP_{LS}$ ); **k<sub>4</sub>** = Coeficiente de mineralização das frações refratárias.

$$IN_1 = COPLS \times \frac{k_M}{k_T} \times (1 - e^{-k_T t}) \quad (\text{Eq. 6}),$$

em que:

**IN<sub>1</sub>** = 1ª rota de mineralização.

$$COD = COPLS \times \frac{k_L}{k_T} \times \frac{k_T}{k_3 - k_T} \times (e^{-k_T t} - e^{-k_3 t}) \quad (\text{Eq. 7}),$$

em que:

**COD** = Carbono orgânico dissolvido; **k<sub>3</sub>** = Coeficiente de mineralização de COD.

$$IN_2 = COPLS \times \frac{k_L}{k_T} \times \left\{ 1 + \frac{1}{k_T - k_3} (k_3 e^{-k_T t} - k_T e^{-k_3 t}) \right\} \quad (\text{Eq. 8}),$$

em que:

**IN<sub>2</sub>** = 2ª rota de mineralização.

$$IN_3 = COPR \times (1 - e^{-k_4 t}) \quad (\text{Eq.9}),$$

em que:

**IN<sub>3</sub>** = 3ª rota de mineralização.

O tempo de meia-vida para cada um dos tratamentos foi calculado de acordo com a equação 10:

$$t_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{-k} \quad (\text{Eq. 10}),$$

em que:

**k** = coeficiente de decomposição de cada fração da planta assim organizados:  
COP<sub>LS</sub> = k<sub>T</sub>; COP = k<sub>4</sub>; COD = k<sub>3</sub>.

O coeficiente de temperatura ( $Q_{10}$ ) para os tratamentos foi calculado considerando os coeficientes de decaimento de acordo com a equação 11:

$$Q_{10} = \frac{k_2}{k_1} \left( \frac{10}{t_2 - t_1} \right) \quad (\text{Eq. 11}),$$

em que:

$k_1$  = coeficiente de decomposição à temperatura de 29°C ( $t_1$ );  $k_2$  = coeficiente de decomposição à temperatura de 31°C ( $t_2$ ).

## 2.6 Quantificação dos gases do efeito estufa (CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>)

### 2.6.1 Concentração de metano na água

Os dados relativos à concentração de metano na água foram levantados em campo considerando três pontos ( $P_1$  = Centro da baía,  $P_2$  = Dentro do banco de macrófitas;  $P_3$  = Fora do banco de macrófitas) nas seis baías da área de estudo.

Para a quantificação da concentração de gás metano (CH<sub>4</sub>) na água, amostras da água da superfície (~ 5 cm abaixo da superfície da água) foram coletadas com uma seringa de 20 mL e armazenadas em Exetainers® a vácuo de 12 ml (Labco Limited, Lampeter, UK). Os frascos continham 0,1 mL de cloreto de mercúrio (HgCl<sub>2</sub>, d = 7,4 g/L) para interromper qualquer atividade microbiana que pudesse influenciar a concentração desse gás. As amostras foram coletadas em duplicatas por tratamento em todas as áreas amostras totalizando n = 36. Após a coleta as amostras foram armazenadas sob refrigeração a 4°C, no escuro até o início das análises.

Para analisar a concentração de CH<sub>4</sub>, um *headspace* nos frascos foi criado inserindo 2 ml de N<sub>2</sub> nos Exetainers® de 12 mL, permitindo que a água saísse por outra agulha. O frasco foi agitado vigorosamente por 1 minuto para criar um equilíbrio entre a água e o espaço livre (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2018). O *headspace* foi amostrado com uma seringa de vidro de 100 µl quantificado em analisador ultraportátil de gases de efeito estufa (Figura 34, Los Gatos Research, Inc. USA). A lei de Henry (KH) foi usada para calcular a concentração de CH<sub>4</sub> na amostra (SANDER, 1999) e pode ser expressa pela proporção adimensional (KHCC) (Equação 12).

$$KHCC = \frac{ca}{cg} = KH * RT \quad (\text{Eq. 12}),$$

em que:

**ca** = concentração da substância na fase aquosa; **cg** = concentração da substância na fase gasosa; **R** = Constante ideal dos gases ( $0,08206 \text{ atm/L/K}^{-1}/\text{mol}^{-1}$ ); **T** = Temperatura (K).

**Figura 34** - Analisador portátil de gases do efeito estufa (Los Gatos Research, Inc. USA).



(Foto: Arquivo pessoal).

### 2.6.2 Fluxos da difusão de metano (CH<sub>4</sub>) e gás carbônico (CO<sub>2</sub>)

As medidas para o cálculo de fluxo difusivo foram realizadas em trélicas por tratamento nas baías Caiçara e Salobra totalizando assim 12 medidas.

A difusão água-atmosfera de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> foi levantada pela utilização de um filtro transparente fechado, coberto com papel alumínio e flutuante de câmara 29,2 cm de diâmetro, 30 cm de altura total, 5 cm dentro da água, conectado a um analisador ultraportátil de gases de efeito estufa (Figura 34, Los Gatos Research, Inc. USA). A análise da medida dos gases foi realizada pela observação do aumento linear dos gases, que geralmente ocorre entre 3 a 5 minutos. No caso de um aumento brusco das concentrações, a tampa foi removida até a estabilização dos gases para recomeçar a medida da difusão.

Foi considerado como o fluxo difusivo a difusão do espaço livre na água e os fluxos de transporte mediados pela planta conforme Oliveira-Júnior et al. (2018). A relação entre concentração de gás e tempo foi usada para calcular o fluxo difusivo de gás, de acordo com Almeida et al. (2016).

A inclinação das concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> ao longo do tempo de medida foi utilizada para calcular o fluxo dos gases conforme Equação (13):

$$F = \frac{V}{A} * slope * \frac{P * F1 * F2}{R * T} \quad (\text{Eq. 13}),$$

em que:

**F** é o fluxo de gases (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>); **V** é o volume da câmara (L); **A** é a área da superfície da câmara (m<sup>2</sup>); **slope** é a dinâmica da concentração dos gases do efeito estufa (GEE) ao longo do tempo (ppm.sec<sup>-1</sup>); **P** é pressão atmosférica (atm); **F1** é o peso molecular do gás (16 g/mol para o CH<sub>4</sub> e 44g/mol para o CO<sub>2</sub>); **F2** é a conversão de segundos para dias; **R** é a constante ideal dos gases (0,08206 atm/L/K<sup>-1</sup>/mol<sup>-1</sup>) e **T** é a temperatura (K).

## 2.7 Tratamento dos dados

As análises estatísticas foram processadas no software estatístico PAST 3.6 (2001). Um teste de Shapiro-Wilk foi adotado para testar a normalidade dos dados. O teste de Kruskal-Wallis foi realizado para dados não paramétricos com post-hoc de Dunn para comparação dos tratamentos e o teste t de Student para comparação dos dados paramétricos. Testes de *outliers* foram aplicados para eliminação de dados extremos, quando positivo. As relações entre os diferentes tratamentos foram representadas por regressões lineares com aplicação de ANOVA One Way para determinação de diferenças significativas. Adotou-se um nível de significância de 95% e considerados significativos aqueles resultados com valores de  $p < 0,05$ .

## 3. Resultados

### 3.1 Biomassa das macrófitas aquáticas

A biomassa das plantas manteve a proporção de espécies (aproximadamente 3:1) entre *E. azurea* e *E. crassipes* em ambos os períodos. Na estação cheia ( $n = 2$ ) as espécies apresentaram a biomassa de 459,65 g PS/m<sup>2</sup> e 172,00 g PS/m<sup>2</sup> de *E. azurea* e *E. crassipes* respectivamente, sendo a biomassa da espécie enraizada (*E. azurea*) 2,67 vezes maior do que a espécie flutuante (*E. crassipes*). Na estação seca ( $n = 2$ ) as biomassas oscilaram entre 450,96 g PS/m<sup>2</sup> e 165,25 g PS/m<sup>2</sup> para as

mesmas espécies, com 2,72 vezes mais biomassa de *E. azurea* em relação à *E. crassipes*.

### 3.2 Condições limnológicas da área de amostragem da água e plantas

As médias das variáveis limnológicas da água do rio Paraguai, nos locais e pontos de coleta demonstram ligeira acidez das águas com pH variando entre  $6,07 \pm 0,46$  a  $6,29 \pm 0,67$ , temperatura elevada (ca.  $27^{\circ}\text{C}$ ), a concentração de OD foi  $4,69 \pm 3,09$  mg/L no centro das baías e acima de 5 mg/L nos tratamentos com e sem macrófitas, acompanhadas das maiores saturações (entre 73% e 75%). A CE esteve moderadamente elevada entre  $44,06 \pm 15,59$  a  $49,10 \pm 12,82$   $\mu\text{S}/\text{cm}$ . A DBO variou entre  $1,21 \pm 0,56$  mg/L nos pontos sem macrófitas e  $1,47 \pm 0,70$  mg/L no centro das baías. As concentrações de NT não foram diferentes entre os tratamentos com e sem macrófitas e foram maiores no centro das baías ( $0,42 \pm 0,18$  mg/L) e o oposto foi observado pelas concentrações de PT, já que no centro a concentração foi de  $0,79 \pm 0,36$  mg/L enquanto nos tratamentos com e sem macrófita variou entre  $1,24 \pm 1,14$  mg/L e  $1,08 \pm 0,93$  mg/L respectivamente (Tabela 8).

**Tabela 8** - Média das variáveis limnológicas dos locais de coleta de água e plantas no rio Paraguai nos três tratamentos em que CE = Condutividade elétrica; OD = Oxigênio dissolvido; DBO = Demanda bioquímica de oxigênio; NT = Nitrogênio total; PT = Fósforo total; CO = Carbono orgânico; CI = Carbono inorgânico.

Variável limnológica	Centro	Com macrófita	Sem macrófita
pH	$6,07 \pm 0,46$	$6,28 \pm 0,45$	$6,29 \pm 0,67$
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	$27,33 \pm 2,46$	$27,04 \pm 2,29$	$27,02 \pm 2,43$
CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	$44,06 \pm 15,59$	$43,64 \pm 16,97$	$49,10 \pm 12,82$
OD (mg/L)	$4,69 \pm 3,09$	$5,06 \pm 3,22$	$5,37 \pm 3,07$
Saturação OD (%)	$58,33 \pm 38,02$	$73,85 \pm 35,58$	$75,02 \pm 34,11$
Turbidez (NTU)	$18,43 \pm 7,18$	$20,59 \pm 8,11$	$18,82 \pm 7,66$
DBO (mg/L)	$1,47 \pm 0,70$	$1,23 \pm 0,49$	$1,21 \pm 0,56$
Resíduos totais (g/L)	$0,06 \pm 0,04$	$0,06 \pm 0,014$	$0,05 \pm 0,01$
NT (mg/L)	$0,42 \pm 0,18$	$0,34 \pm 0,13$	$0,34 \pm 0,15$
PT (mg/L)	$0,79 \pm 0,36$	$1,24 \pm 1,14$	$1,08 \pm 0,93$
CO (mg/L)	$10,63 \pm 4,20$	$7,51 \pm 5,74$	$6,52 \pm 5,64$
CI (mg/L)	$6,12 \pm 2,05$	$6,53 \pm 1,80$	$5,63 \pm 1,80$

### 3.3 Matéria orgânica no sedimento e nas plantas

A média da matéria orgânica no sedimento demonstrou ser maior no

tratamento “Com macrófitas” ( $50,10 \pm 19,42$  mg/g de sedimento), do que no tratamento “Sem macrófita” ( $43,95 \pm 35,99$  mg/g de sedimento) e no tratamento “Centro” ( $19,57 \pm 18,34$  mg/g), considerando os anos e locais amostrais.

A *E. crassipes* apresentou um teor de matéria orgânica de peso seco em % ( $24,64 \pm 7,10$ ) de aproximadamente 1,3 vezes maior do que a espécie enraizada, *E. azurea* ( $19,21 \pm 4,22$ ), considerando todos os períodos amostrais.

### 3.4 Perda de massa da decomposição anaeróbia

A análise da perda de massa demonstrou que em todos os tratamentos, as frações refratárias foram maiores do que as frações lábeis. Os detritos de *E. crassipes* exibiram maiores frações lábeis (11,14% a 29°C e 14,79% a 31°C) em comparação com a *E. azurea* (10,56% a 29°C e 9,98% a 31°C); o oposto foi observado nas frações refratárias, em que *E. azurea* apresentou frações de 77,86% e 79,94% e *E. crassipes* apresentou 73,21% e 71,78% para as mesmas temperaturas respectivamente. O tratamento misto demonstrou que os rendimentos das frações lábeis entre 4,63% a 29°C e 7,11% a 31°C e frações refratárias entre 80,21% e 80,48% para temperaturas de 29°C e 31°C respectivamente (Tabela 9).

O coeficiente global de perda de massa da porção lábil/solúvel ( $K_T$ ) não apresentou diferença para os detritos de *E. azurea* entre as temperaturas, ( $1,33 \text{ d}^{-1}$  a 29°C e  $1,31 \text{ d}^{-1}$  a 31°C), entretanto, foi 1,6 vezes maior em *E. crassipes* a 31°C ( $1,50 \text{ d}^{-1}$  a 29°C e  $2,44 \text{ d}^{-1}$  a 31°C) e 1,78 maior a 29°C nas incubações com os detritos mistos ( $2,50 \text{ d}^{-1}$  a 29°C e  $1,44 \text{ d}^{-1}$  a 31°C) conforme Tabela 9.

O decaimento dos compostos dissolvidos apresentou um coeficiente de mineralização ( $k_3$ ) de  $0,009 \text{ d}^{-1}$  e  $0,01 \text{ d}^{-1}$  para *E. azurea* a 29°C e 31°C;  $0,005 \text{ dia}^{-1}$  e  $0,008 \text{ dia}^{-1}$  para *E. crassipes* e  $0,006 \text{ d}^{-1}$  e  $0,012 \text{ d}^{-1}$  para os detritos mistos, enquanto o decaimento do material particulado da espécie enraizada foi cerca de 2,6 vezes maior a 29°C ( $k_4 = 0,00214 \text{ d}^{-1}$ ) do que a 31°C ( $k_4 = 0,00083 \text{ d}^{-1}$ ), e 3,1 vezes maior a 29°C da espécie flutuante ( $k_4 = 0,00453 \text{ d}^{-1}$  a 29°C e  $k_4 = 0,00145 \text{ d}^{-1}$  a 31°C). Os detritos mistos apresentaram decaimento do material particulado apenas a 31°C ( $k_4 = 0,00259 \text{ d}^{-1}$ ) conforme dados demonstrados na Tabela 9.

**Tabela 9** - Parametrização da decomposição anaeróbia das espécies *Eichhornia azurea* e *Eichhornia crassipes* a 29°C e 31°C e de seus detritos mistos, em que: COD = carbono orgânico dissolvido;  $k_T$  = coeficiente global de decaimento de  $COP_{LS}$ ;  $k_3$  = coeficiente de mineralização de COD;  $COP_{LS}$  = carbono orgânico particulado lábil/solúvel;  $COP_R$  = carbono orgânico particulado refratário;  $k_4$  = coeficiente de mineralização das frações refratárias.

		<i>Eichhornia azurea</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Misto
29°C	COD (%)	11,62	13,87	15,16
	$k_T$ (d <sup>-1</sup> )	1,33	1,50	2,50
	$k_3$ (d <sup>-1</sup> )	0,00902	0,00534	0,00698
	$COP_{LS}$ (%)	10,56	11,14	4,63
	$r^2$ ( $k_3$ )	0,25	0,73	0,66
	$COP_R$ (%)	77,86	73,21	80,21
	$k_4$ (d <sup>-1</sup> )	0,00214	0,00453	0*
	$r^2$ ( $k_4$ )	0,61	0,86	0,86
		<i>Eichhornia azurea</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Misto
31°C	COD (%)	11,24	13,43	12,41
	$k_T$ (d <sup>-1</sup> )	1,31	2,44	1,44
	$k_3$ (d <sup>-1</sup> )	0,01002	0,00874	0,01299
	$r^2$ ( $k_3$ )	0,42	0,53	0,45
	$COP_{LS}$ (%)	9,98	14,79	7,11
	$COP_R$ (%)	79,94	71,78	80,48
	$k_4$ (d <sup>-1</sup> )	0,00083	0,00145	0,00259
	$r^2$ ( $k_4$ )	0,80	0,96	0,83

\*Tratamento não apresentou decaimento durante o período experimental.

De maneira geral a espécie flutuante livre *E. crassipes* apresentou velocidade de decomposição maior do que a espécie enraizada *E. azurea*, observadas pelos coeficientes de decaimento, tanto de  $COP_L$  quanto  $COP_R$ , para as duas temperaturas pelos resultados apresentados na Tabela 9.

As frações de carbono orgânico dissolvido (COD) foram maiores na espécie *E. crassipes* do que em *E. azurea*, considerando as duas temperaturas, entretanto, considerando cada espécie individualmente, não foram observadas diferenças a 29°C e 31°C (Tabela 9).

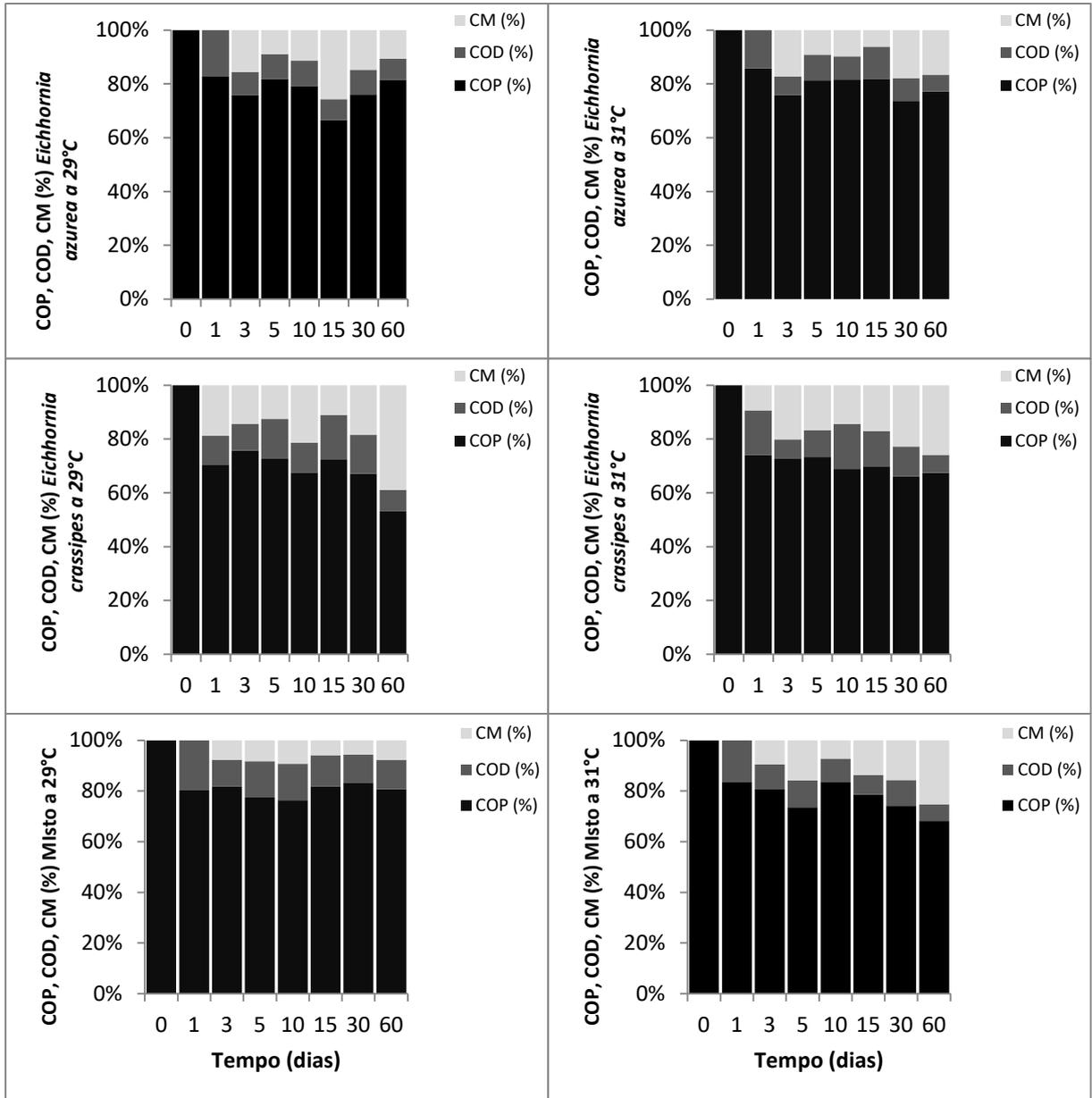
A variação temporal da decomposição anaeróbia dos detritos das espécies *E. azurea*, *E. crassipes* e do tratamento misto, demonstrou que os rendimentos de CM (%), COP (%) e COD (%), ao final dos 60 dias amostrais variaram conforme as temperaturas em todas as incubações (Apêndice D; Figura 35).

Os dados mostram que a mineralização do carbono nas incubações dos detritos de *E. azurea* e nos detritos mistos só ocorreram após o 3º dia amostral, o que não é evidenciado pelos detritos da espécie *E. crassipes* que apresenta um rendimento de CM (%) a partir do 1º dia amostral independente da temperatura (Figura 35). Mesmo com a mineralização tardia dos detritos de *E. azurea* e dos detritos mistos, as taxas de carbono mineralizado ao final dos 60 dias são maiores a 31°C do que a 29°C. Entretanto, este padrão não foi observado para os detritos de *E. crassipes* já que esta espécie apresentou uma taxa de mineralização de carbono cerca de 1,5 vezes maior a 29°C do que a 31°C para o mesmo período (Apêndice D).

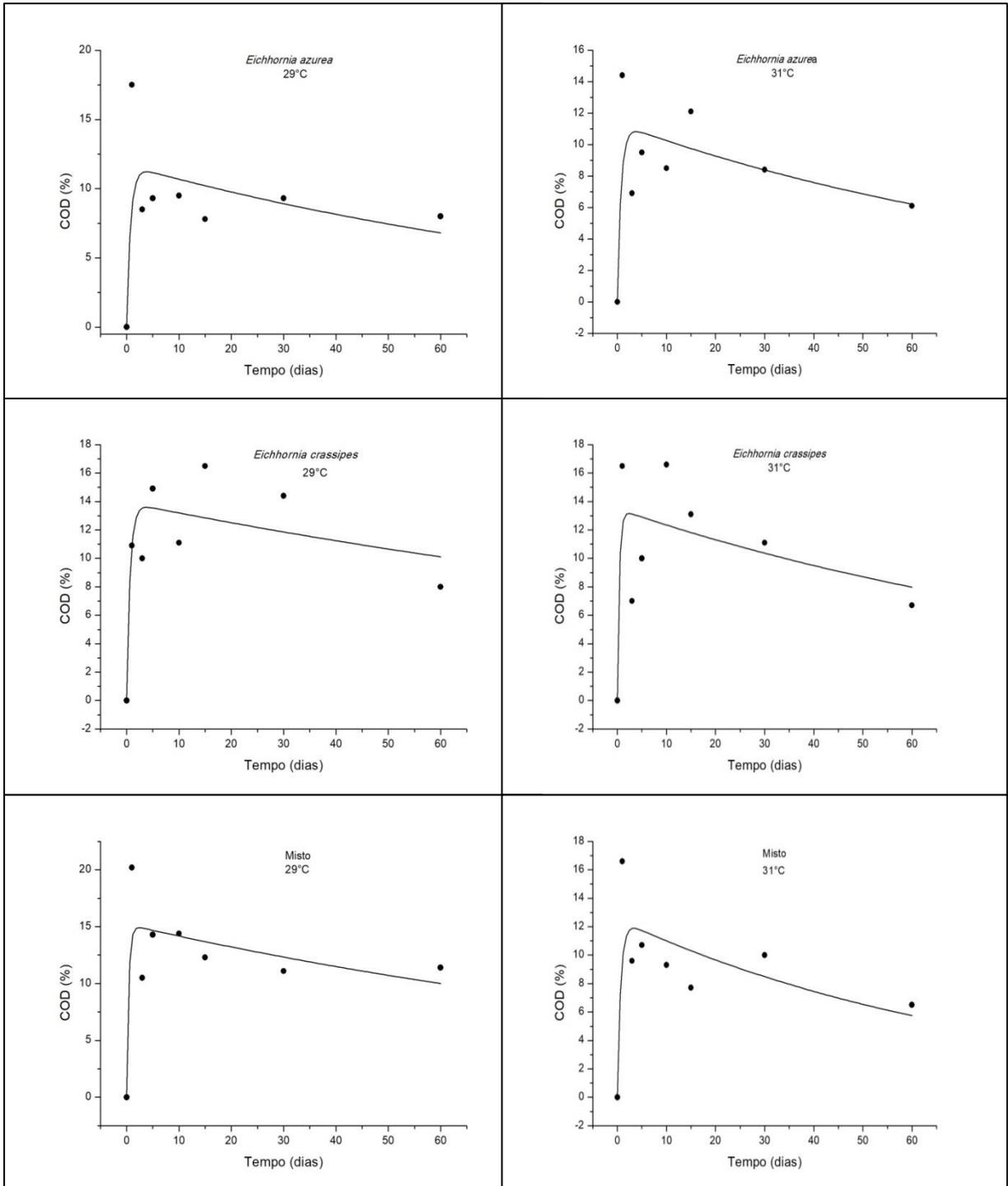
Ao final do período de decomposição as maiores taxas de carbono mineralizado (CM %) foram apresentadas pelos tratamentos com detritos da espécie *Eichhornia crassipes* tanto a 29°C (38,9%) quanto a 31°C (25,9%) conforme Figura 35 (Apêndice D).

Assumindo as rotas de mineralização do carbono, a perda de  $COP_{LS}$  no primeiro dia de decomposição aumenta as taxas de carbono orgânico dissolvido (COD) por meio do processo de lixiviação (Figura 36), entretanto, após o primeiro dia a decomposição torna-se mais lenta pelo consumo do COD e decaimento de COP (Figura 37) que demonstrou ser mais acentuado na temperatura de 31°C nos tratamentos com a espécie *E. crassipes* e Misto, entretanto, a espécie *E. azurea* demonstrou um decaimento um pouco mais acentuado a 29°C do que a 31°C (Figura 36).

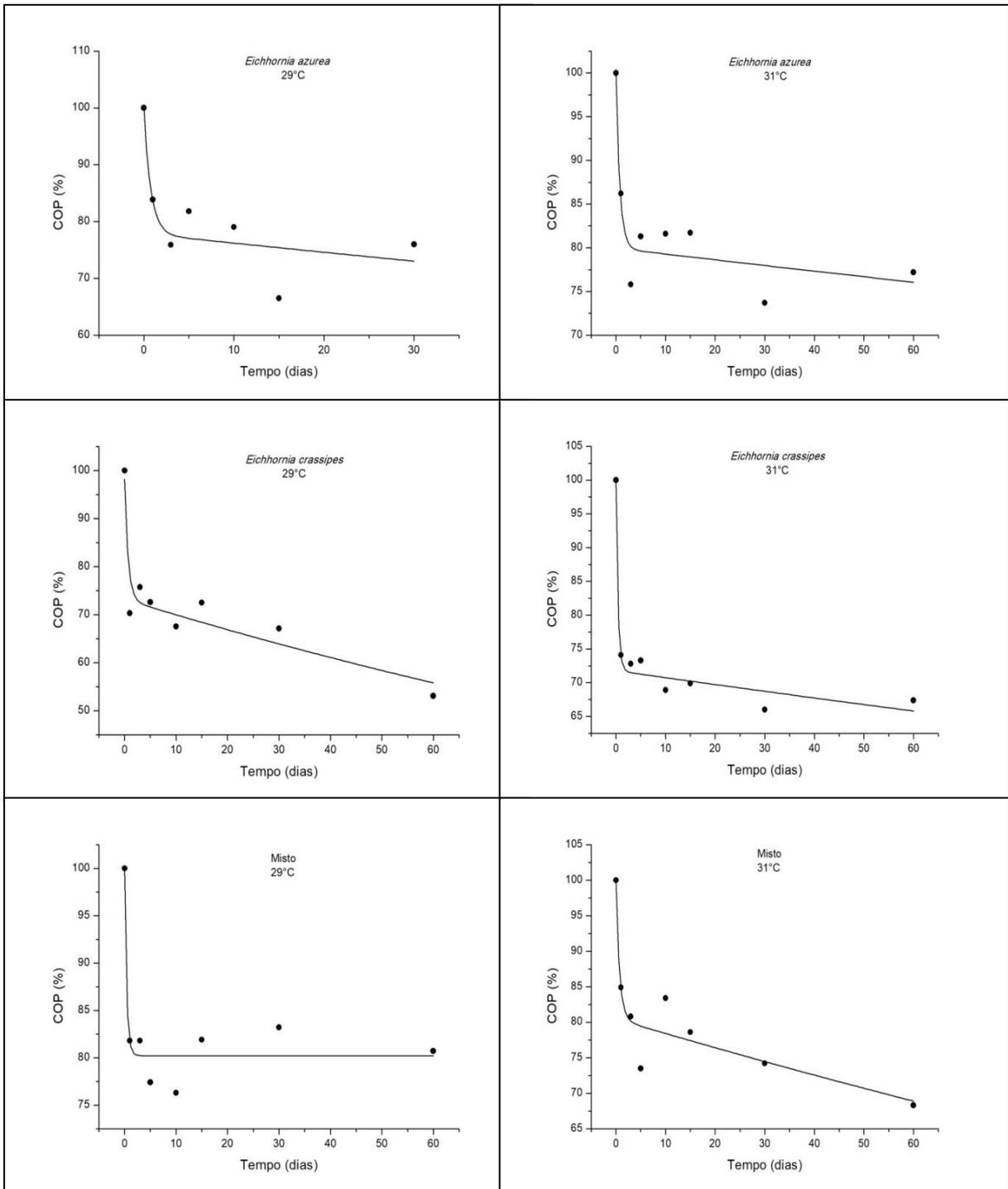
**Figura 35** - Variação temporal de carbono mineralizado (CM %), carbono orgânico particulado (COP %) e carbono orgânico dissolvido (COD %) das incubações das espécies *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e misto nas temperaturas de 29°C e 31°C.



**Figura 36** - Variação temporal de carbono orgânico dissolvido (COD %) dos detritos de *E. azurea*, *E. crassipes* e misto por decomposição anaeróbica a 29°C e 31°C.



**Figura 37** – Variação temporal do carbono orgânico particulado (COP %) dos detritos de *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e Mistos por decomposição anaeróbia nas temperaturas de 29°C e 31°C.



Os tempos de meia-vida derivados dos coeficientes  $k_T$ ,  $k_3$  e  $k_4$  estão representados para cada tratamento (Tabela 10). Esses valores demonstram que a

perda de massa das frações lábeis e solúveis ( $k_T$ ) foi consideravelmente mais rápida do que a perda de massa das frações dissolvidas ( $k_3$ ) e particuladas ( $k_4$ ).

**Tabela 10** - Tempo de meia-vida relativos aos coeficientes  $k_T$  = coeficiente global de decaimento de  $COP_{LS}$ ;  $k_3$  = coeficiente de mineralização de COD e  $k_4$  = coeficiente de mineralização das frações refratárias.

Tratamento	$t_{1/2}$ (dia)		
	$k_T$	$k_3$	$k_4$
<i>E. azurea</i> - 29°C	0,53	323,90	76,84
<i>E. azurea</i> - 31°C	0,53	835,82	69,17
<i>E. crassipes</i> - 29°C	0,46	153,01	129,8
<i>E. crassipes</i> - 31°C	0,28	478,03	79,30
Misto - 29°C	0,27	0	99,30
Misto - 31°C	0,49	267,62	53,36

Em relação a perda de massa da fração lábil/solúvel ( $k_T$ ), foi observado diferentes padrões em relação aos tratamentos: (i) manteve-se o mesmo na decomposição da *E. azurea*, independentemente do aumento da temperatura; (ii) na decomposição de *E. crassipes* foi mais rápido (1,6 vezes) à 31°C em relação a 29°C e (iii) foi menor (1,7 vezes) à 31°C comparado a 29°C na perda de massa dos detritos mistos. O tempo de mineralização de 50% da massa do detrito (representados pelo  $k_3$ ) foi maior a 31°C em comparação a 29°C para todos os tratamentos. O mesmo comportamento não foi observado durante a decomposição das frações refratárias (representados pelo  $k_4$ ) em que o  $t_{1/2}$  foi maior a 29°C do que a 31°C para todos os tratamentos.

### 3.5 Coeficiente $Q_{10}$

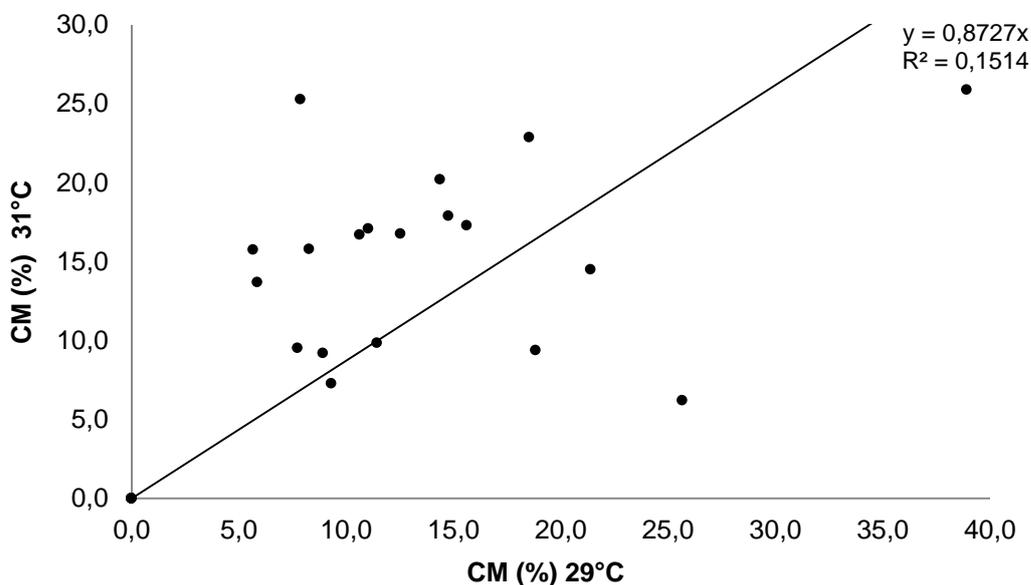
Em relação ao coeficiente  $Q_{10}$ , quando considerados concomitantemente a decomposição de todos os tipos de detritos (*E. azurea*, *E. crassipes* e detritos mistos) não foram observadas diferenças em relação as temperaturas de incubação. Esse resultado indicou que, no geral, a decomposição não foi sensível ao incremento a temperatura, devido ao fato dos valores selecionados (29 e 31°C) serem bastante elevados; embora representantes da temperatura do Pantanal na

região de estudo. As decomposições de *E. azurea* e *E. crassipes* foram menos intensas a 31°C, em oposição a dos detritos mistos. Desse modo, os resultados sugerem que na faixa selecionada, a qualidade do detrito seja um fator mais importante para definir as velocidades de reação do que a temperatura.

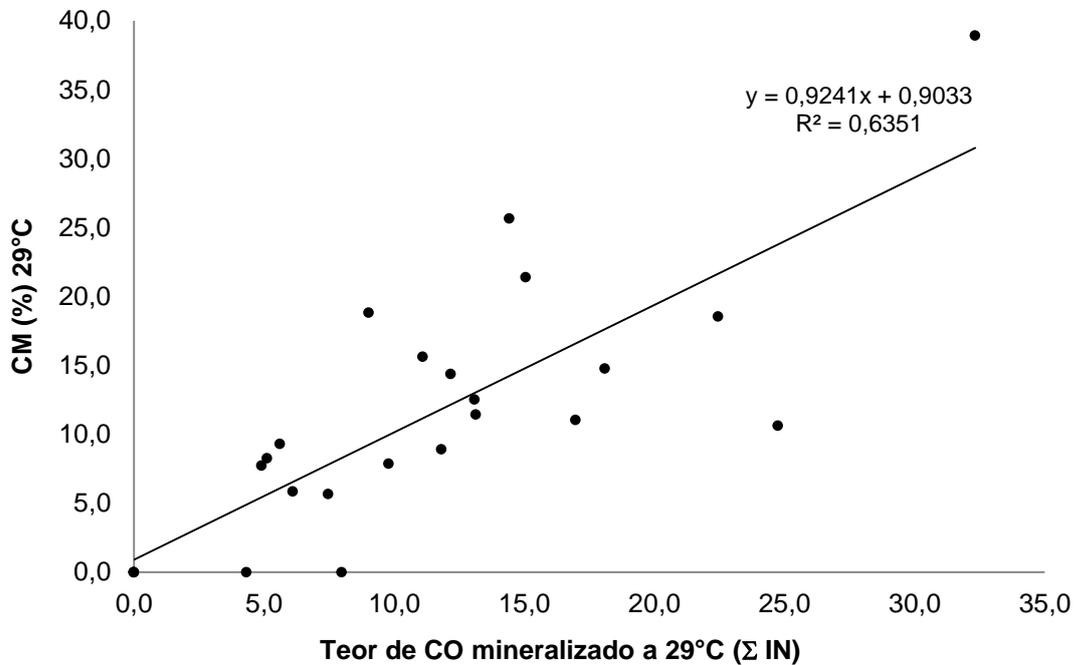
### 3.6 Teor de carbono mineralizado nos diferentes tratamentos

Ao final do período de decomposição a temperatura de 29°C pode prever apenas 15% os resultados do carbono mineralizado a 31°C, considerando todos os tipos de detritos (Figura 38,  $R^2 = 0,15$ ;  $p < 0,001$ ). Entretanto, o teor de carbono orgânico obtido pelas rotas de mineralização (IN) pode prever a % de CM a 29°C em 63% (Figura 39,  $R^2 = 0,63$ ;  $p < 0,001$ ) e 79% aproximadamente a 31°C (Figura 40,  $R^2 = 0,79$ ;  $p < 0,001$ ).

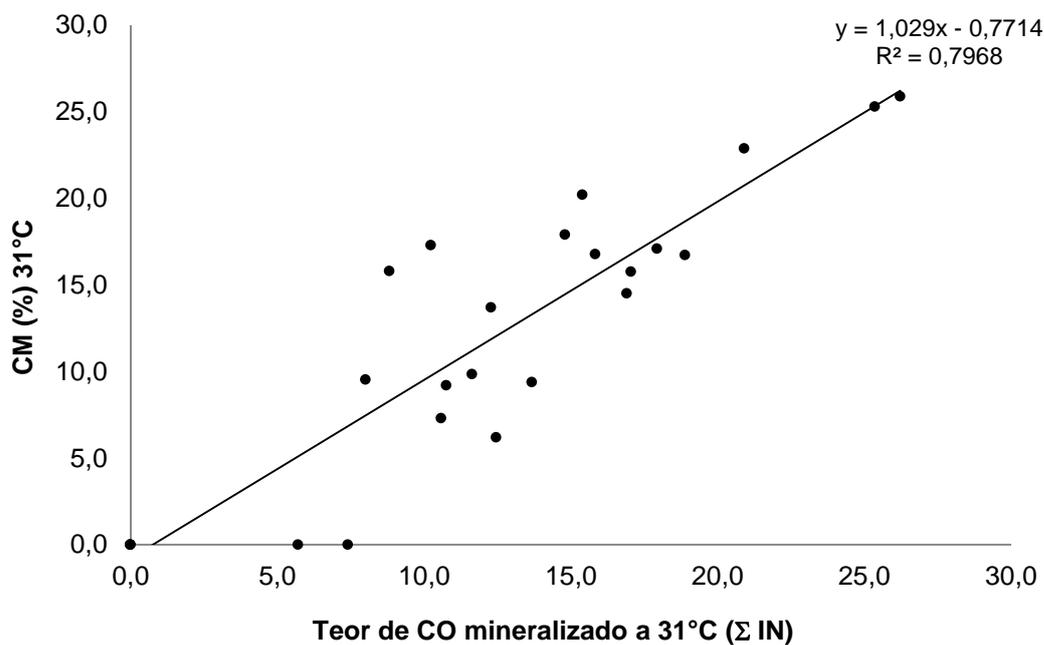
**Figura 38** – Análise de regressão linear entre o CM (%) dos detritos de *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e mistos nas temperaturas de 29°C e 31°C ( $p < 0,001$ ).



**Figura 39** – Análise de regressão linear entre o CM (%) e o teor de carbono orgânico mineralizado ao final das rotas de mineralização para os detritos de *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e mistos a 29°C ( $p < 0,001$ ).

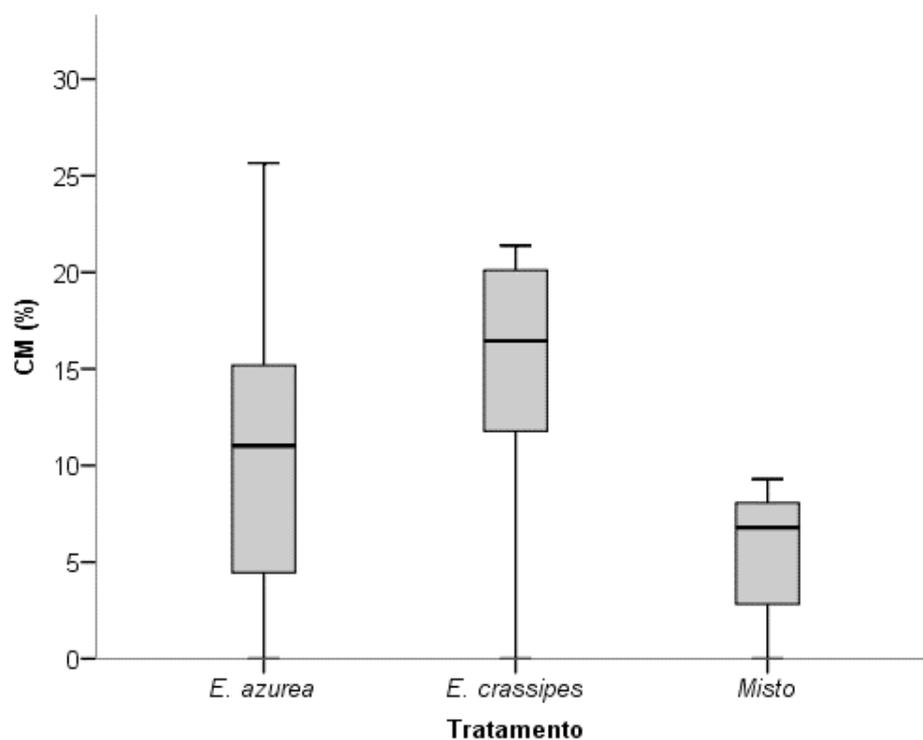


**Figura 40** – Análise de regressão linear entre o CM (%) e o teor de carbono orgânico mineralizado ao final das rotas de mineralização para os detritos de *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e mistos a 31°C ( $p < 0,001$ ).



A porcentagem de carbono mineralizado a 29°C é maior na espécie *E. crassipes* ( $16,94 \pm 3,91\%$ ) quando comparados com tratamento misto na mesma temperatura ( $5,58 \pm 1,29\%$ ;  $p < 0,05$ ). Entretanto, *E. azurea* e *E. crassipes* apresentaram a mesma taxa de decomposição ( $p > 0,05$ ; Figura 41). Para o tratamento de decomposição das macrófitas a 31° não houve diferença significativa entre a porcentagem de mineralização do carbono ( $p > 0,05$ ).

**Figura 41** – Análise comparativa da média de carbono mineralizado (%) a 29°C nos tratamentos com *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e misto (Kruskal-Wallis;  $p < 0,05$ ).



### 3.7 Concentrações de metano em água

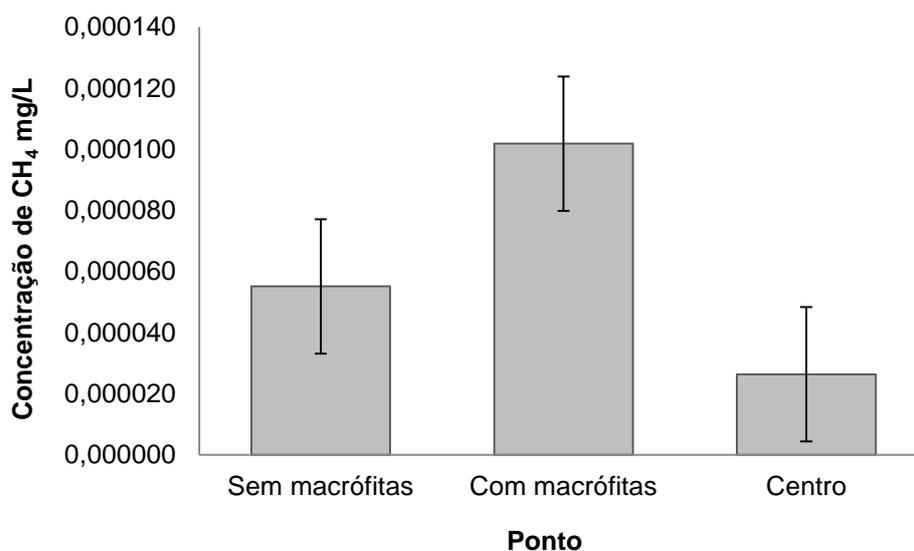
Não foram encontradas diferenças significativas entre os locais de coleta (baías), entretanto, as maiores médias de concentração de metano na água foram registradas nas baías Salobra e Furado (Tabela 11).

**Tabela 11** - Concentrações de metano por áreas amostrais e tratamentos.

Áreas amostrais	Fora do banco	Dentro do banco	Centro
	[CH <sub>4</sub> ] mg/L	[CH <sub>4</sub> ] mg/L	[CH <sub>4</sub> ] mg/L
Comprida	0,006 ± 0,005	0,129 ± 0,122	0,036 ± 0,007
Salobra	0,154 ± 0,163	0,172 ± 0,006	0,063 ± 0,015
Caiçara	0,081 ± 0,016	0,106 ± 0,036	0,0003 ± 0,0001
Furado	0,020 ± 0,020	*	0,013 ± 0,001
late	0,016 ± 0,016	0,025 ± 0,015	0,012 ± 0,005
Malheiros	0,053 ± 0,062	0,025 ± 0,001	0,033 ± 0,011

\*Valores correspondem a outliers e foram excluídos após teste estatístico.

As médias da concentração de metano na água variaram entre 0,0003 mg/L ( $\pm 0,0001$ ) a 0,063 mg/L (0,015) no centro das baías, 0,006 mg/L ( $\pm 0,005$ ) a 0,154 ( $\pm 0,163$ ) no tratamento sem macrófitas e 0,025 mg/L ( $\pm 0,001$ ) a 0,419 mg/L ( $\pm 0,209$ ) no tratamento com macrófitas e diferiram significativamente entre os tratamentos (Figura 42, Teste Kruskal-Wallis,  $\chi^2 = 8,11$ ,  $p = 0,01$ ).

**Figura 42** – Análise comparativa da média da concentração de metano na água nos diferentes tratamentos. Barras de erro denotam erro padrão (Kruskal-Wallis;  $p = 0,01$ ).

### 3.8 Fluxo difusivo de metano e gás carbônico nas baías Salobra e Caiçara

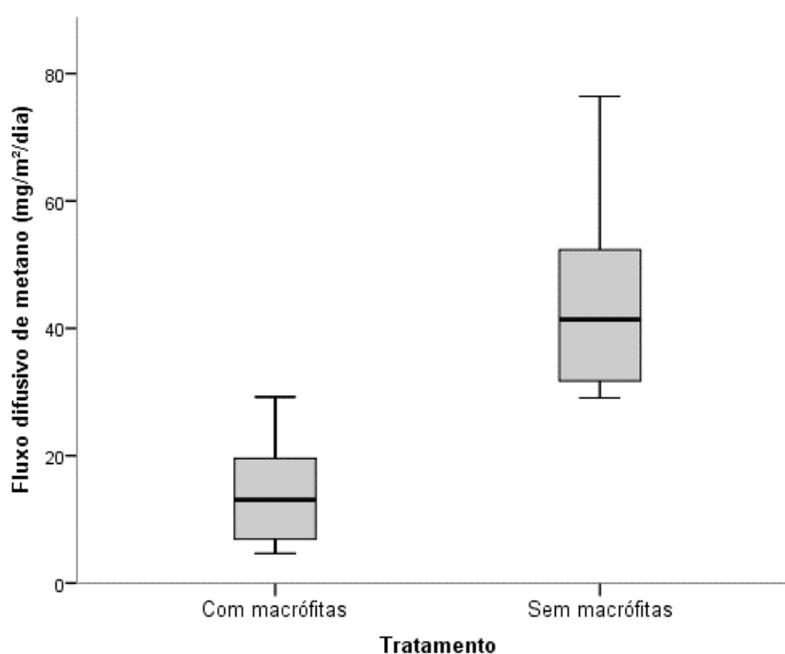
Os dados de difusão de GEE demonstraram que a difusão de  $\text{CO}_2$  ( $3438,00 \pm 1479,17$  mg/m/dia) foi 75 vezes maior do que a difusão do  $\text{CH}_4$  ( $45,39 \pm 17,73$  mg/m/dia) nos pontos “sem macrófitas” sendo ca. 800 vezes maior nos pontos com o banco de vegetação aquática, sem considerar os locais amostrais (Apêndice E).

A análise do fluxo difusivo dos gases demonstrou que a difusão do metano foi maior a 50 cm de profundidade do que no banco de macrófitas nos dois locais, porém, a difusão do gás carbônico foi maior no banco de macrófitas também nos dois locais (Tabela 12). Entretanto, houve diferença significativa apenas para o  $\text{CH}_4$  nos tratamentos “Com macrófitas” e “Sem macrófitas” (Figura 43, Teste t de Student,  $p < 0,05$ ).

**Tabela 12** - Média dos fluxos difusivos de metano e gás carbônico (em  $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ ) para as baías Caiçara e Salobra.

	Sem macrófitas (centro com Z=50 cm)		Com macrófitas	
	$\text{CH}_4$ ( $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ )	$\text{CO}_2$ ( $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ )	$\text{CH}_4$ ( $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ )	$\text{CO}_2$ ( $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ )
<b>Caiçara</b>	$38,17 \pm 8,33$	$2531,87 \pm 818,85$	$13,59 \pm 13,59$	$12271,82 \pm 7908,24$
<b>Salobra</b>	$52,61 \pm 23,68$	$4344,14 \pm 1528,44$	$15,24 \pm 6,64$	$11322,81 \pm 15839,90$

**Figura 43** – Análise comparativa da média do fluxo difusivo de metano para os tratamentos com macrófitas e sem macrófitas nas baías Caiçara e Salobra (Teste t de Student,  $p < 0,05$ ).



#### 4. Discussão

A perda de massa é a forma mais simples de se observar a mudança de estado dos detritos em um processo de decomposição (BIANCHINI Jr., 2003) e vários são os fatores que podem exercer influências na decomposição das macrófitas, e.g. a composição química e estrutural dos detritos (PARK; CHO, 2003), disponibilidade de oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes (WETZEL, 1990), temperatura e pH (BOTTINO et al., 2016; CUNHA-SANTINO et al., 2006).

Com base na perda de massa do COP dos detritos duas espécies foi possível observar que a *E. azurea* (espécie enraizada) contribuiu mais acentuadamente com a entrada de material orgânico no ambiente aquático durante o período de decomposição do que a espécie flutuante (*E. crassipes*), uma vez que independente da temperatura, o material particulado refratário foi sempre mais elevado para a espécie enraizada. Da mesma forma, a mistura de detritos, apresentou os maiores valores de COP<sub>R</sub> em relação aos outros dois tratamentos em uma proporção 3 vezes maior de amostras da espécie *E. azurea* do que de *E. crassipes*.

Essas constatações também foram observadas nos teores de COD lixiviados (Tabela 10), uma vez que durante o processo de decomposição, quantidades de matéria orgânica e nutrientes são liberadas na água, que por sua vez diminuem a concentração de oxigênio dissolvido pela respiração de microrganismos, afetando a natureza e os produtos finais da decomposição (CUNHA-SANTINO et al., 2010). Embora o material orgânico lábil/solúvel tenha apresentado valores pouco mais elevados na espécie *E. crassipes*, o tratamento misto contribui com 70% dos materiais orgânicos oriundos de *E. azurea* e apenas 30% de material da espécie *E. crassipes*, corroborando assim com a afirmação acima.

O aumento de COD pelo processo de lixiviação nos primeiros dias também foram relatados por Azevedo et al. (2008) ao acompanhar a decomposição de *E. azurea* por 180 dias, indicando que grande quantidade de carbono é liberada na água e, posteriormente será utilizada pelos organismos aquáticos. Ainda de acordo com os autores, esse resultado indicou que os processos de dissolução se sobressaem aos processos de consumo nos primeiros dias de decomposição, mas após a escassez de COD, o carbono mais resistente à degradação (i.e. de natureza refratária) passa a ser consumido, corroborando com a dinâmica nas taxas de consumo do COP observadas neste estudo.

O decaimento de COP<sub>LS</sub> em comparação com o COP<sub>R</sub> foi rápido nas

primeiras etapas da decomposição das macrófitas aquáticas, pois a lixiviação de materiais hidrossolúveis ocorre geralmente entre 24 horas e 15 dias (SILVA et al., 2011). Neste estudo, a perda do  $COP_{LS}$  variou entre os 1° ao 3° dias amostrais (Figura 36). Entretanto, a composição química dos detritos é um fator direcionador da decomposição, influenciando na velocidade de decomposição (CARVALHO et al., 2005) e, pode ser constituído de material lábil-solúvel, mais facilmente decomposto e refratário, que demanda uma maior energia para ser degradado (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2008). Assim, a heterogeneidade dos detritos (fatores intrínsecos) pode ser observada no presente estudo durante a decomposição, sendo que *E. crassipes* apresentou um coeficiente de decaimento e percentagem da fração lábil-solúvel maiores em relação aos detritos de *E. azurea* (Tabela 10); mesmo que os valores de  $COP_{LS}$  tenham sido consideravelmente menores no tratamento misto em comparação aos tratamentos somente com detritos das espécies, pois a mistura de detritos apresenta uma relação de 2/3 da *E. azurea* em relação à 1/3 da *E. crassipes*.

Uma análise comparativa da decomposição de *E. azurea* em diferentes temperaturas e disponibilidade de oxigênio dissolvido durante 120 dias demonstrou que a 30°C, essa espécie apresentou frações lábil/solúvel e refratária acima dos percentuais registrados no presente estudo (PASSERINI et al., 2016). A 31°C após 60 dias as frações lábil/solúvel e refratárias dos detritos foram 9,98% e 79,94% respectivamente, contrastando os valores registrados pelos autores (16,85% e 83,14%) respectivamente. Embora a constituição do material refratário seja similar, o incremento de 10°C na temperatura ( $Q_{10}$ ), demonstrou um efeito muito similar para o presente estudo ( $Q_{10} = 1$ ) em comparação ao valor obtido pelos autores (1,09), para a porção refratária remanescente.

A contribuição de material particulado na perda de massa das macrófitas aquáticas pode estar relacionada, neste estudo, com as diferenças morfológicas entre plantas. As raízes da *E. azurea* estão presas ao sedimento de fundo e possuem caules alongados sem pecíolos inflados e folhas maiores e mais arredondadas do que a *E. crassipes* (observações visuais) que por ser uma planta flutuante, não tem o sistema radicular preso ao substrato e sempre apresenta pecíolos inflados e esponjosos (AMARAL et al., 2008; POTT; POTT, 2000). Desta forma, observou-se que a mobilização de materiais particulados esteve mais relacionada aos compostos dissolvidos na água do que aqueles mobilizados pelo

sedimento e assim absorvidos pelas raízes de *Eichhornia crassipes*.

Uma compilação realizada por Cunha-Santino et al. (2010) demonstrou que as quantidades de material orgânico particulado refratário ( $MOP_R$ ) encontrados nos detritos de *E. azurea* e *E. crassipes* são bastante similares. Entretanto, a fração do material lábil/solúvel ( $MOP_{LS}$ ) foi maior na espécie flutuante livre, corroborando os resultados encontrados, pois, em ambas as temperaturas a  $MOP_{LS}$  foi maior nos detritos de *E. crassipes* (Tabela 9). Assim, a maior taxa de decaimento dessa espécie em relação à outra se refere a fração lábil da matéria orgânica que é um material de fácil degradação pelos organismos decompositores devido a sua formação por estruturas moleculares mais simples como aminoácidos, proteínas, lipídios e carboidratos (MEGONIGAL et al., 2004).

Embora as percentagens de material lábil/solúvel na mistura de detritos tenham sido consideravelmente menores do que nos tratamentos com os detritos das espécies, o rendimento de material refratário é um pouco maior quando comparada com os outros dois tratamentos, o que corrobora com a afirmação de que as taxas de perda de massa de uma espécie em detrimento à outra estão mais relacionadas ao material lábil do que ao material refratário. Assim, mesmo que a biomassa de *E. azurea* seja maior do que a biomassa de *E. crassipes*, as frações solúveis da espécie flutuante foram predominantes no processo de perda de massa.

A perda de massa durante a decomposição das macrófitas pode predizer sobre o incremento de carbono no ambiente, a senescência gera detritos que quando em processo de degradação passam a mineralizar carbono que serão convertidos em compostos inorgânicos como o  $CO_2$  (PEDRALLI et al., 2003) e o  $CH_4$  (LAANBROEK, 2010).

A mineralização de carbono na decomposição de macrófitas aquáticas orienta processos de produção de gases. Bianchini Jr. et al. (2014) observaram por meio da variação da formação de gases que a decomposição dos detritos de *E. azurea* contribui acentuadamente com a formação de gases já na primeira etapa (1° ao 3° dia) da perda de massa dos detritos especialmente aqueles com maiores frações de  $COP_{LS}$ . Em contraste a esses resultados, neste estudo as maiores taxas de CM (%) por detritos de *E. azurea* ocorreram no 15° dia a 29°C (25,65%) e no 30° dia a 31°C (17,90%) conforme Apêndice D; entretanto, as frações refratárias demonstraram maior decaimento entre o início e 3° dia de decomposição (Figura 37).

Cerca de 40% da quantidade de carbono que entra em lagos rasos é

armazenada nos sedimentos pela macrófitas aquáticas (BROTHERS et al., 2013). Essas plantas retiram o carbono da água e o depositam nos sedimentos quando entram em processo de senescência (FLANAGAN et al., 2006).

Desta forma, a decomposição das macrófitas favorece o enriquecimento orgânico nos sedimentos (CUNHA-SANTINO et al., 2010) e neste estudo, o maior teor de MO foi encontrado nos sedimentos de fundo dos bancos de macrófitas aquáticas, onde também foram quantificadas as maiores concentrações de metano (Figura 42). A mobilização dos detritos gerados pela decomposição contribui para o aumento da matéria orgânica por sedimentação no substrato, que quando se degrada sob condições específicas, favorece a formação de metano (BASTVIKEN, 2009).

A metanogênese pode ser favorecida pela combinação do esgotamento de oxigênio dissolvido na água com a alta produção de matéria orgânica, sendo ambas condições criadas pelo enraizamento de *E. crassipes* em lagos rasos do Pantanal, quando da maior oferta de nutrientes no sedimento (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2016). Assim, os dados mostram que quanto maior o acúmulo de matéria orgânica gerada pelos detritos em decomposição das macrófitas aquáticas, maior a concentração de metano no ambiente aquático, o que é preocupante ambientalmente, uma vez que, este gás pode permanecer na atmosfera (tempo de residência) pelo tempo estimado de 8 a 12 anos (BASTVIKEN, 2009) e sua presença leva as áreas alagáveis a contribuir, sozinhas, com aproximadamente 20-39% das emissões globais de metano (WUEBBLES; HAYHOE, 2002).

A presença do metano nas baías pantaneiras reflete a mineralização anaeróbia dos detritos provenientes da decomposição das macrófitas aquáticas, uma vez que por meio da metanogênese, a matéria orgânica é convertida em metano em ambientes anaeróbios (BASTVIKEN, 2009). Desta forma, as taxas de mineralização do carbono das espécies *E. azurea* e *E. crassipes* podem contribuir para a compreensão da dinâmica de GEE em áreas alagáveis, já que a decomposição gera produtos que serão convertidos por microrganismos em compostos como o CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI Jr., 2000).

A formação de gases como CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> como produtos da decomposição das macrófitas aquáticas foram maiores em temperaturas mais elevadas como demonstrados pelos estudos de Bitar et al. (2006) durante a decomposição de *Egeria najas*. Em relação ao rendimento do CO<sub>2</sub>, Bianchini Jr. e Cunha-Santino

(2008) associaram a formação desse gás como produto predominante da mineralização do carbono orgânico oriundo de material particulado refratário.

O fluxo difusivo de CO<sub>2</sub> já foi estudado em outras baías pantaneiras por Peixoto et al. (2016) com destaque para a presença dos bancos de aguapé, conforme condições apresentadas neste estudo. Os resultados dos autores demonstram que áreas com a presença da vegetação aquática, formam um sumidouro do CO<sub>2</sub>, em contraste, em áreas abertas a difusão é maior, estimando que o potencial de emissão deste gás pode ser até cinco vezes maior sem a fixação do carbono por macrófitas aquáticas. Por outro lado, os resultados obtidos neste estudo indicaram que a cobertura das macrófitas aquáticas impede a difusão do gás para a superfície, uma vez que o fluxo de difusão de CO<sub>2</sub> foi de 2,6 a 4,9 vezes maior em áreas com macrófitas do que em áreas abertas (Tabela 12). Desta forma, entende-se que, tanto a fixação de carbono quanto o sombreamento, são papéis relevantes desenvolvidos pelos aguapés sem lagos rasos como as baías em estudo.

Destaca-se que, embora as concentrações de gás carbônico sejam muito maiores que o metano, também constatadas neste estudo, o CH<sub>4</sub> é 34 vezes mais eficiente para reter o calor do que o gás carbônico (IPCC, 2014).

A difusão de metano nas baías pode estar relacionada com materiais alóctones transportados pelos fluxos de inundações periódicas a que o Pantanal está submetido, sugerindo assim que os bancos de macrófitas aquáticas, nas baías de estudo, tendem a reduzir os processos de difusão deste gás, uma vez que a difusão foi cerca de 3 vezes menor na presença das macrófitas. Esse fato pode estar relacionado com a estrutura da planta, uma vez que suas raízes funcionam como barreiras desses materiais e promovem microambientes, que favorecem o desenvolvimento de microrganismos, que metabolicamente contribuem com as taxas de flutuação de carbono entre planta e água (ÁVILA et al., 2019) pelo favorecimento do processo de metanogênese.

Estudos têm demonstrado que as espécies de macrófitas aquáticas enraizadas aumentam a taxa de difusão de metano na água pelo transporte deste gás direto do sedimento para a atmosfera (DORODNIKOV et al., 2011, OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2018). Das duas espécies consideradas para este estudo, a *E. azurea* é uma macrófita conhecida pelo enraizamento no sedimento, mas com o crescimento das folhas na superfície, entretanto, a espécie *E. crassipes* que é ecologicamente relatada como flutuante (THOMAZ; ESTEVES, 2011), pode

enraizar-se em locais muito rasos (OLIVEIRA et al., 2018; REN; ZHANG, 2007;).

Neste sentido, outros estudos têm fomentado que a retirada de bancos de macrófitas aquáticas desses ambientes tende a piorar a qualidade da água e tendem a aumentar a taxa de emissão de gases do efeito estufa conforme demonstrado por BADIOU et al. (2019) ao comparar a dinâmica de gases antes e depois da remoção das macrófitas aquáticas em *wetlands* construídos. Os autores sugerem que a remoção das plantas já estabilizadas, promove resíduos vegetais provenientes da decomposição e remove sedimentos, aumentando as emissões de metano.

## 5. Conclusão

O decaimento por perda de massa foi diferente entre as temperaturas pois indicou um maior coeficiente na decomposição de *E. crassipes* em temperaturas mais elevadas, indicando que a temperatura potencializou o processo de decomposição dessa espécie.

Em relação às frações lábeis/solúveis, a decomposição dos detritos demonstrou comportamento diferente entre os tratamentos, uma vez que a *E. crassipes* apresentou maiores teores dessa fração em relação à *E. azurea*, que levou a um decaimento mais rápido.

A *E. crassipes* tende a mineralizar mais carbono do que a *E. azurea*, independentemente das temperaturas, entretanto, a espécie enraizada mineralizou mais carbono quando em temperaturas mais elevadas, enquanto a espécie flutuante apresenta o padrão oposto, sugerindo que a *E. crassipes* contribui mais com a formação de GEE em condições normais de temperatura média do Pantanal.

As concentrações e fluxos difusos de GEE não foram diferentes entre as áreas amostrais, entretanto, os fluxos de difusão do metano estiveram relacionados com áreas abertas das baías, sem a presença da vegetação aquática. A difusão do gás carbônico foi expressivamente maior do que a do metano e esteve relacionada com a presença das macrófitas aquáticas. A concentração de metano na água por sua vez, demonstrou ser maior em pontos com a presença dos bancos de macrófitas por meio da formação de redes de organismos (i.e. macrófitas) para captura de material alóctone carregados pelo fluxo das águas do Pantanal.

## 6. Considerações finais

As baías selecionadas como áreas amostrais neste estudo apresentaram-se em estrutura e dinâmica como ecossistemas aquático-terrestres sujeitos a influências (i.e. entradas de materiais) autóctones e alóctones por meio do pulso de inundação. O movimento das águas direciona processos de ordem geomorfológica, ecológica e limnológica estendendo-se, como consequência, para todos os seus cursos d'água.

O entorno das lagoas marginais do Pantanal (i.e. baías) é ocupado por atividades voltadas à agricultura e pecuária, enquanto a área em si é utilizada para pesca embarcada e de barranco e, também, para recreação. Os diversos materiais que se originam dessas atividades são introduzidos na água, transformando-se assim em fonte de energia e insumos para o ecossistema aquático.

A presença dos bancos de macrófitas aquáticas nas áreas amostradas desempenhou nesses ambientes diferentes funções que, combinadas com as características naturais das baías possibilitou corroborar com as hipóteses gerais desse estudo:

**(H.1)** O movimento das ondas produzidas pela embarcação, geralmente destinada à pesca, é atenuado pelos bancos de vegetação aquática das margens, amortecendo o impacto da água com o barranco marginal. Este por sua vez tende a ser menos erodido. Assim, concluiu-se que os bancos de vegetação aquática atuaram como estruturas de contenção da erosão marginal nas baías em estudo.

**(H.2)** Ainda assim, as demais atividades desenvolvidas acima dos barrancos são também propulsoras da erosão marginal e assim contribuem com a entrada de materiais na água. Entretanto, a atuação das macrófitas aquáticas na retenção e absorção destes materiais da água pôde ser constatada pelas melhores condições limnológicas observadas quanto ao pulso de inundação e a localização em áreas com maior hemerobia. Concluiu-se, portanto, que a presença das macrófitas aquáticas tende a melhorar a qualidade da água das baías em diferentes períodos sazonais e condições de hemerobia.

**(H.3)** O enriquecimento de nutrientes na água provocado pela introdução de insumos antrópicos e naturais, favorece o crescimento das macrófitas aquáticas. Estas por sua vez atuam na dinâmica de GEE, pela formação e liberação de CO<sub>2</sub> e

CH<sub>4</sub>, hipótese corroborada com os resultados obtidos neste estudo pelo processo de decomposição das plantas.

Conclui-se, portanto, que as alterações de ordem geomorfológicas, hidrológicas, hidrodinâmicas e limnológicas provocadas pelos múltiplos usos observados das áreas amostrais afetam o crescimento e/ou a estabilização das macrófitas aquáticas nas margens das baías. Isto por sua vez, influencia tanto a estrutura quanto a dinâmica dos ambientes aquáticos amostrados.

Desta forma, acredita-se que as macrófitas aquáticas em baías pantaneiras exercem papéis com grande relevância na incorporação dos serviços ecossistêmicos ofertados pelo Pantanal. Entretanto, a manutenção desses serviços depende do monitoramento dos processos ambientais que se desenvolvem em seu entorno e da conservação da biodiversidade.

## Referências bibliográficas

- ABSALON, D.; MATYSIK, M. Changes in water quality and runoff in the Upper Oder River Basin. **Revista Geomorphology**, Amsterdam, v. 92, p. 106–118, 2007. [doi:10.1016/j.geomorph.2006.07.035](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.035)
- ALHO, C. Concluding remarks: overall impacts on biodiversity and future perspectives for conservation in the Pantanal biome. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 1, p. 337–341, 2011. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842011000200013>
- ALMEIDA, R. M. et al. High primary production contrasts with intense carbon emission in a eutrophic tropical reservoir. **Frontiers in Microbiology**, United States of America, v. 7, 2016. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00717>
- ALVES, E. et al. Avaliação fisiológica e bioquímica de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas em níveis excessivos de nutrientes. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. esp., p. 27-35, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582003000400005>
- AMARAL, M.C. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do estado de São Paulo**. Ribeirão Preto – SP: Holos, 2008. 452 p.
- ANA. Panorâma das águas. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/qualidade-da-agua/indicadores-de-qualidade>. Acesso em 23/12/2019.
- APHA – American Public Health Association. WEF, AWWA E ICR Microbial Laboratory Manual, U.S EPA, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 22<sup>a</sup> edition, 2012.
- AQUINO, H. C. et al. Análise da dinâmica de pastagem no Pantanal de Cáceres/MT. **Geo UERJ**, Rio de Janeiro, v. 30, p. 305–328, 2017. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2017.21490>
- ARRUDA, W. D. S. et al. Inundation and fire shape the structure of riparian forests in the Pantanal, Brazil. **PLOS ONE**, California - USA, v. 11, n. 6, p. 1–18, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156825>
- ASSINE, M. L. River avulsions on the Taquari megafan, Pantanal wetland, Brazil. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 70, n. 3- 4, p. 357–371, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.02.013>
- ASSINE, M. L.; SILVA, A. Contrasting fluvial styles of the Paraguay River in the northwestern border of the Pantanal wetland, Brazil. **Geomorphology**, Amsterdam v. 113, n. 3–4, p. 189–199, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.012>
- ASSINE, M.L. et al. Geology and Geomorphology of the Pantanal Basin. In: Bergier I., Assine M. (Eds.) **Dynamics of the Pantanal Wetland in South America. The Handbook of Environmental Chemistry**, Springer, 2015, v. 37.

ATTANASIO, C. M. et al. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, Campinas, v. 71, n. 4, p. 493–501, 2013. <https://doi.org/10.1590/s0006-87052013005000001>

ATTERMEYER, K. et al. Invasive floating macrophytes reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake. **Scientific Reports**, London, v. 6, n. 20424, p. 1–10, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep20424>

ÁVILA, M. P. et al. The Water Hyacinth Microbiome: Link Between Carbon Turnover and Nutrient Cycling. **Microbial Ecology**, Switzerland, n. 78, p. 575-588, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01331-9>

AZEVEDO, J.C.R.; et al. Contribuição da decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) na material orgânica dissolvida. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 42-56, 2008. DOI: [10.4257/oeco.2008.1201.04](https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1201.04)

BADIOU, P.; PAGE, B.; ROSS, L. A comparison of water quality and greenhouse gas emissions in constructed wetlands and conventional retention basins with and without submerged macrophyte management for storm water regulation. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 292–301, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.028>

BASSI, N. et al. Status of wetlands in India: A review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, New Zealand, v. 2, p. 1–19, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.07.001>

BASTVIKEN D. Methane. In: LIKENS, E.G. (Ed.) **Encyclopedia of inland waters**. Amsterdam, Boston: Elsevier, 2009. p. 783–805

BATTLE, J. M.; MIHUC, T. B. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. **Hydrobiologia**, Switzerland, n. 418, p. 123-136, 2000. <https://doi.org/10.1023/A:1003856103586>

BELEM, A.L.G.; NUCCI, J.C. Hemerobia das paisagens: conceito, classificação e aplicação no bairro Pici – Fortaleza/CE. **RAEGA, o espaço geográfico em análise**, Curitiba, v. 21, p. 204-233, 2011.

BERGIER, I. et al. Could bovine livestock intensification in Pantanal be neutral regarding enteric methane emissions? **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 655, p. 463–472, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.178>

BIANCHINI Jr., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 85-126

BIACHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M.B. Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. **Boletim ABLimno**, v. 39, n.1, 2011.

BIANCHINI Jr., I.; DA CUNHA SANTINO, M. B. Model parameterization for aerobic

decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. **Ecological Modelling**, Netherlands v. 222, n. 7, p. 1263–1271, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.01.019>

BIANCHINI Jr., I., CUNHA-SANTINO, M.B. Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos – SP, v. 74, n. 1, p. 100-110, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.17912>

BITAR, AL.; BIANCHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M.B. da. Formação de metano e de dióxido de carbono da decomposição de *Egeria najas* Planchon. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R.; MOSCHINI, L.E. (Eds.). **Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: EdUFSCar, 2006. p. 205-219

BIUDES, J.F.V.; CAMARGO, A.F.M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 7-19, 2008. DOI: [10.4257/oeco.2008.1201.01](https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1201.01)

BLEICH, M. E. et al. Limnological patterns in northern pantanal lagoons. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 52, n. 3, p. 755–764, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132009000300028>

BOLPAGNI, R. et al. Diurnal exchanges of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> across the water–atmosphere interface in a water chestnut meadow (*Trapa natans* L.). **Aquatic Botany**, Netherlands, v. 87, p. 43–48, 2007. DOI: [10.1016/j.aquabot.2007.02.002](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.02.002)

BONANOMI, G. et al. Decomposition of submerged plant litter in aMediterranean reservoir: a microcosm study. **Aquatic Botany**, Netherlands, v. 120, p. 169–177, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.05.006>

BOTTINO, F.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, I. Cellulase activity and dissolved organic carbon release from lingo cellulose macrophyte-derived in four trophic conditions. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo – SP, v. 47, n. 2, p. 352–358, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.01.022>

BRASIL. Lei nº 9433. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União** de 09 de Janeiro de 1997.

BRASIL. Portaria nº 2914. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União** de 14 de Dezembro de 2011.

BRASIL. Resolução nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União** nº 92 de 16 de Maio de 2011.

BRASIL. Resolução nº. 274. Dispõe sobre os parâmetros de qualidade da água para balneabilidade e dá outras providências. **Diário Oficial da União** de 28 de Novembro de 2000.

BRASIL. Resolução nº. 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União** de 18 de março de 2005.

BRITO, E.B.C.C., BRITO, N.N. Avaliação da qualidade da água do rio Paraguai nas proximidades da cidade Ladário – MS. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 1, p. 048-063, 2013.

BROTHERS, S. M. et al. A regime shift from macrophyte to phytoplankton dominance enhances carbon burial in a shallow, eutrophic lake. **Ecosphere**, Washington DC, v. 4, n. 11, article 137, 2013. [doi: 10.1890/es13-00247.1](https://doi.org/10.1890/es13-00247.1)

BÜHLER, B.F.; SOUZA, C.A. Aspectos sedimentares do rio Paraguai no perímetro urbano de Cáceres – MT. **Geociências**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 339-349, 2012.

BÜHLER, B. F.; SOUZA, C. A. O uso da terra do entorno e da água do córrego Jacobina, município de Cáceres-MT. **Ciência Geográfica**, Bauru, v. 22, n. 1, p. 115–129, 2018.

BÜHLER, B.F.; SOUZA, C.A.; OLIVEIRA – JUNIOR, E.S. Qualidade da água do rio Paraguai no perímetro urbano em Cáceres – MT, Brasil. **Revista GeoPantanal**, Corumbá – MS, v. 8, n. 14, p. 67-89 . Jan./Jun. 2013.

BUZELLI, G.M.; CUNHA-SANTINO, M.B. da. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Scienc**, Taubaté – SP, v. 8, n.1, 2013. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.930>.

CALHEIROS, D.F.; FERREIRA, C.J.A. **Alterações limnológicas no rio Paraguai (“dequada”) e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense - MS**. Corumbá. MS: EMBRAPA-CPAP, 1996. 51p. (EMBRAPACPAP. Boletim de Pesquisa, 7).

CALHEIROS, D. F.; OLIVEIRA, M. D. **O Rio Paraguai E Sua Planície De Inundação O Pantanal Mato-Grossense, Ciência & Ambiente**, Santa Maria – RS, v. 41, p. 113-128, 2010.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro – SP, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA, G.G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003.

CARVALHO, P.; THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najasplanchom* (Hydrocharitaceae). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos – SP, v. 65, n. 1, p. 51-60, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000100008>.

CARVALHO N.O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO ECONÔMICOS DO PANTANAL. 1., 1984, Corumbá. **Anais**. Brasília: EMBRAPA-DDT, 1986, p.43-49. (EMBRAPA-CPAP. Série Documentos, 5). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/787689/anais>. Acesso em 04/05/2020.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPMR, 1994. 372 p.

CARVALHO, N.O. et al. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 2000. 154p.

CASADO, A. P. B. et al. Bank erosion evolution in Sao Francisco River irrigated area. **Brazilian Journal of Soil Science**, Viçosa – MG, v. 26, n. 1, p. 231–239, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832002000100024>.

CASTRILLON, S. K. I. et al. Avaliação da diversidade arbórea das ilhas do rio Paraguai na região de Cáceres, Pantanal Matogrossense, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 3, p. 672–684, 2011. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062011000300021>

CATIAN, G.; SCREMIN-DIAS, E. Compared leaf anatomy of Nymphaea (Nymphaeaceae) species from Brazilian flood plain. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos – SP, v. 73, n. 4, p. 809–817, 2013. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842013000400018>

CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos** / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: BRANDÃO, C.J. et al., São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CUNHA, S. B. da. Geomorfologia Fluvial. In: GUERRA. A. J. T.; Cunha, S. B. da. (Orgs.). **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Rio de Janeiro: Editora Bertrand do Brasil, 2008.

CUNHA-SANTINO, M.B. da; PACOBAHYBA, L.D.; BIANCHINI JUNIOR, I. Decomposition of aquatic macrophytes from Cantá stream (Roraima, Brazil): kinetics approach. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro – SP, v. 22, p. 237–246, 2010. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202012>

CUNHA-SANTINO, M.B. da; BIANCHINI Jr, I. Humic substances cycling in a tropical oxbow lagoon (São Paulo, Brazil). **Organic Geochemistry**, v. 39, p. 157–166, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2007.12.001>

- CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI Jr, I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 10, p. 154–164, 2006. [DOI: 10.4257/oeco.2006.1002.03](https://doi.org/10.4257/oeco.2006.1002.03)
- CUNHA-SANTINO, M.B. da.; BIANCHINI JR., I. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* da lagoa do Infernã. Pp. 631-643. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. (Eds.). **Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos – SP: RiMa, 2000. 867 p.
- CUNHA-SANTINO, M.B. da.; BIANCHINI-Jr., I., OKAWA, M.H. The fate of *Eichhornia azurea* ( Sw .) Kunth . detritus within a tropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro – SP, v. 22, p. 109–121, 2010. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202001>
- Da SILVA, C. J. Biodiversity in The Pantanal Wetland, Brazil. In: GOPAL, B.; JUNK, W.J.; DAVIS, J. (Org.). **Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation**, Leiden (Netherlands): Backhuys Publishers, 2001. V. 2.
- DAVIDSON, T.A. et al. Eutrophication effects on greenhouse gas fluxes from shallow-lake mesocosms override those of climate warming. **Global Change Biology**, Oxford, v. 21, p. 4449–4463, 2015. <https://doi.org/10.1111/gcb.13062>
- DIAS, W. A.; THOMAZ, E.L. Avaliação dos efeitos do pastoreio sobre a erosão em margens de canal fluvial em sistemas de faxinal. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 23, p. 23–35, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132011000100003>
- DORODNIKOV, M. et al. Plant-mediated CH<sub>4</sub> transport and contribution of photosynthates to methanogenesis at a boreal mire: A 14C pulse-labeling study. **Biogeosciences**, v. 8, p. 2365–2375, 2011. <https://doi.org/10.5194/bg-8-2365-2011>
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.
- ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 461-521.
- ESTEVES, F.A., FURTADO, A.L.S. Oxigênio Dissolvido. In: ESTEVES, F.A. (Coord) **Fundamentos de Limnologia**, 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p
- EZAKI, S. et al. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos na microbacia hidrográfica do córrego do Ajudante, Salto (SP). **Geociências**, São Paulo, v. 30, p. 415–430, 2011.
- FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, Manaus – AM, v. 36, n.3, p. 395 – 400, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018>

FERNANDEZ, O. V. Q. **Erosão marginal no lago da UHE Itaipu/PR**. 1995. 110 f. Tese (Doutorado em Geociências) Instituto de Geociências e Ciências Exatas-UNESP: Rio Claro/SP, 1995.

FERREIRA, C.S. et al. River Monjolinho Watershed: water quality, sediment and Hemeroby Index. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, Guarapuava – PR, v.14, n.3, 2018.

FLANAGAN, K. M.; MCCAULEY, E.; WRONA, F. Freshwater food webs control carbon dioxide saturation through sedimentation. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 644–651, 2006. [doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01127.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01127.x)

FRAGOSO JÚNIOR, C.R., FERREIRA, T.F., MARQUES, D. M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

FURTADO, C.M.; LOPES, M.R.M. Evaluation of water quality and bathing suitability in an urban stretch of the Acre river, Acre, Brazil. **SaBios: Revista de Saúde e Biololiga**, Campo Mourão – PR, v.13, n.1, p.32-40, 2018.

FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. R. Land Use Change Trajectories for Wetlands Management (Mogi-Guaçu Floodplain River, Southern Brazil). **Earth & Environmental Sciences**, v. 5, n. 10, p. 62 – 76, 2017. <https://doi.org/10.4236/gep.2017.510006>

FUSHITA, A.T. **Padrão espacial e temporal das mudanças de uso da terra e sua relação com indicadores da paisagem. Estudo de caso: bacia hidrográfica do médio rio Mogi-Guaçu superior (SP)**. 2011. 228 f. Tese (Doutorado). São Carlos - SP. Universidade Federal de São Carlos. 2011.

GIBBS, J.P. Wetland loss and biodiversity conservation. **Conservation Biology**, v. 14, p. 314–317, 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x>.

GUERREIRO, R.L. et al. The soda lakes of Nhecolândia : A conservation opportunity for the Pantanal wetlands. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Netherlands, v. 17, p. 9–18, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.11.002>

GUO, Z. et al. Combined effects of simulated rainfall and overland flow on sediment and solute transport in hillslope erosion. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 1120–1132, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1868-0>

HAMILTON, S.K. Hydrological Controls of Ecological Structure and Function in the Pantanal Wetland (Brazil), In: McCLAIN, M.E. (Ed). **The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands**. IAHS Special Publication, 2002.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9. 2001. Disponível em: [http://palaeoelectronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

HEIRI, O.; LOTTER, A. F.; LEMCKE, G. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of

results. **Journal of Paleolimnology**, Verbania Pallanza – Italy, v. 25, n. 1, p. 101–110, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>

HOLANDA, F. S. R. et al. Controle da erosão em margens de cursos d' água : das soluções empíricas à técnica da bioengenharia de solos. **Revista Raega**, Curitiba, n. 17, p. 93–101, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v17i0.12404>

HOLANDA, F.S.R. et al. Riparian Vegetation Affected By Bank Erosion in the Lower São Francisco River, Northeastern Brazil. **Sociedade de Investigações Florestais**, Viçosa – MG, v. 29, n. 2, p. 327–336, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622005000200016>

HOOKE, J.M. An analysis of the processes of river bank erosion. **Journal of Hydrology**, New Zealand, v. 42, p. 2–9, 1979. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90005-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90005-2)

HOPKINS, K.G. et al. A method to quantify and value floodplain sediment and nutrient retention ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, United States of America, v. 220, p. 65–76, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.013>

HORPPILA, J. Influence of emergent macrophyte (*Phragmites australis*) density on water turbulence and erosion of organic-rich sediment. **Journal of Hydrodynamics**, Singapore, v. 25, p. 288–293, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1001-6058\(13\)60365-0](https://doi.org/10.1016/S1001-6058(13)60365-0)

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Panorama: Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/caceres/panorama>. Acesso em: 02/05/2020.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Gráficos climatológicos. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>. Acesso em: 02/05/2020.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014: Synthesis Report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [Core Writing Team; PACHAURI, R.K.; MEYER, L.A. (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014, 151 pp.

JIMÉNEZ-RUEDA, J. R.; PESSOTTI, J. E.; SACCHI; MATTOS, J.T. de. Modelo para o estudo da dinâmica evolutiva dos aspectos fisiográficos dos pantanais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília – DF, v. 33, p. 1763–1773, 1998.

JUNGERIUS, P.D.; MEULEN, V. D. F. The development of dune blowouts, as measured with erosion pins and sequential air photos. **Catena**, Amsterdam, v. 16, p. 369–376, 1989. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(89\)90021-0](https://doi.org/10.1016/0341-8162(89)90021-0)

JUNK, W.J. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: HOLM-NIELSEN, L.B.; NIELSEN, I.C.; BALSLEV, H. (Eds): **Tropical Forests:**

**botanical dynamics, speciation and diversity.** London: Academic Press, 1989. p. 47-64

JUNK, W. J.; SILVA, C. J. da. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1999, Corumbá. Manejo e conservação. **Anais.** Corumbá: EMBRAPA – CPAP, 1999. p. 17-28.

JUNK, W.J. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Aquatic Sciences**, v. 68, p. 278–309, 2006. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0851-4>

JUNK, W.J., NUNES DA CUNHA, C. Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 391–401, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.012>

JUNK, W. J et al. Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: NUNES DA CUNHA, C.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. (Org.) **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats.** Cuiabá: EdUFMT, 2015. p. 13-82.

KIMIAGHALAM, N. Wave-current induced erosion of cohesive riverbanks in northern Manitoba, Canada: **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences (PIAHS)**, v. 367, p. 134–140, 2015. <https://doi.org/10.5194/piahs-367-134-2015>

KROLOVÁ, M.; HEJZLAR, J. Protection and support of littoral macrophyte stands by breakwaters on differently exposed shores of the Lipno reservoir. **Silva Gabreta**, Vimperk, v. 19, n. 2, p. 57–71, 2013.

KURDISTANI, S.M. River bank protection from ship-induced waves and river flow. **Water Science and Engineering**, v. 12, p. 129–135, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2019.05.002>

LAMPTEY, A.M. et al. The Influence of Land-Use on Water Quality in a Tropical Coastal Area: Case Study of the Keta Lagoon Complex, Ghana, West Africa. **Open Journal of Modern Hydrology**, v.3, p. 188-195, 2013. <https://doi.org/10.4236/ojmh.2013.34023>

LAANBROEK, H. J. Methane emission from natural wetlands: Interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review. **Annals of Botany**, Oxford, v. 105, n. 1, p. 141–153, 2010. [doi: 10.1093/aob/mcp201](https://doi.org/10.1093/aob/mcp201)

LEANDRO, G.R. dos S.; SOUZA, C. A. de. Pantanal de Cáceres: composição granulométrica dos sedimentos de fundo no rio Paraguai entre a foz do rio Cabaçal e a cidade de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté - SP, v. 7, n.2, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.876>

LEITE, E.F. Dinâmica da cobertura vegetal e do uso e ocupação da terra na sub-região da Nhecolândia, Pantanal/MS. **Geoambiente On-line**, Jataí – GO, n. 31, p. 175–192, 2018. <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i31.51974>

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3 Ed. Campinas-SP: Editora Átomo, 2010.

LO, E.L. et al. Spatiotemporal evolution of the margins of lake Uberaba, Pantanal floodplain (Brazil). **Geografia**, Rio Claro – SP, v. 42, n. 3, p. 159–173, 2017.

LUÍZ, Â.M.E.; PINTO, M.L.C.; De OLIVEIRA SCHEFFER, E.W. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na Bacia hidrográfica do Rio Taquaral, São Mateus do SUL-PR. **RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba – PR, v. 24, p. 290–310, 2012. <https://doi.org/10.5380/raega.v24i0.26264>

MADSEN, J.D. et al. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. **Hydrobiologia**, v. 444, p. 71–84, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1017520800568>

MAITELLI, G. T. Interações atmosfera-superfície: o clima. In: MORENO et al. (Org.). **Geografia de Mato Grosso Território, Sociedade, Ambiente**. Cuiabá: Entrelinhas, 2005. p. 238-249.

MANDER, Ü. et al. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. **Ecological Engineering**, v. 66, p. 19-35, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>

MARENGO, J.A.; ALVES, L.M.; TORRES, R.R. Regional climate change scenarios in the Brazilian Pantanal watershed. **Climate Research**, v. 68, p. 201–213, 2016. <http://dx.doi.org/10.3354/cr01324>

MATEO RODRIGUEZ, J.M.; SILVA, E.V.; CAVALCANTI, A.P.B. **Geocologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. Fortaleza: UFC Edições, 2017.

MEGONIGAL, J.P.; HINES, M.E.; VISSCHER, P.T. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In: SCHLESINGER, W.H. (Ed). **Biogeochemistry**. Oxford, UK: Elsevier-Pergamon, 2014. p. 317-424

MEZZOMO, M.M.; GASPARINI, G.S. Estudo da alteração antrópica (hemerobia) da bacia hidrográfica do Rio Mourão - PR. **RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba – PR, v. 36, p. 280–301, 2016. <https://doi.org/10.5380/raega.v36i0.43437>

MUNIZ, C. C. **Avaliação do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes em ambiente inundável no sistema de baías Caiçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, AltoParaguai**. 2010. f. 82. Tese de doutorado (Doutorado na Universidade Federal de São Carlos) São Carlos-SP, 2010.

MORAN, M.A.; HODSON, R.E. Formation and bacterial utilization of dissolved organic-carbon derived from detrital lignocellulose. **Limnology and oceanography**, 34: 1034-1047, 1989. <https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.6.1034>

NEVES, S. M. A. S. **Modelagem de um banco de dados geográficos do Pantanal de Cáceres/MT: estudo aplicado ao turismo**. 2006. 284 f. Tese (Doutorado) – Programa de pós-graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

NUNES, J. R. da S. et.al. Variação Diária Das Características Limnológicas Da Baía Dos Coqueiros, 305 Pantanal De Poconé, MT; **Uniciência**, v.10, 2006.

OLIVEIRA, G.Z.; Da SILVA, C.J., Conhecimento ecológico tradicional de pescadores profissionais sobre peixes da baía Caiçara, Pantanal de Mato Grosso, Cáceres, Brasil. **Revista Brasileira de Zootecias**, Juiz de Fora – MG, v. 15, n. 1, 2, 3, p. 171-181, 2013.

OLIVEIRA – JUNIOR, E.S. et al. A influência do pulso de inundação na ecolimnologia de baías pantaneiras: um estudo na dinâmica de invertebrados aquáticos. **HOLOS Environment**, Rio Claro – SP, v. 13 n. 2, p. 188 -199, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v13i2.6688>

OLIVEIRA, J.R.; OLIVEIRA - JUNIOR, E.S.; MUNIZ, C.C. A relação do pulso de inundação com a reprodução de *Hoplias malabaricus* (bloch, 1794) (characiformes, erythrinidae) no sistema das baías Caiçara do Pantanal Norte, estado de Mato Grosso, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro – SP, v. 14, n. 2, p. 153-161, 2014. <https://doi.org/10.14295/holos.v14i2.8299>

OLIVEIRA, M.D. de, CALHEIROS, D.F., HAMILTON, S.K. Mass balances of major solutes, nutrients and particulate matter as water moves through the floodplains of the Pantanal (Paraguay River, Brazil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre – RS, v. 24, 2019. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170169>

OLIVEIRA, M.T. de. Regeneration of riparian forests of the Brazilian Pantanal under flood and fire influence. **Forest Ecology and Management**, v. 331, p. 256–263, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.011>

OLIVEIRA - JUNIOR, E.S. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on greenhouse gas emission and nutrient mobilization depends on rooting and plant coverage. **Aquatic Botany**, Netherlands, v. 145, p. 1–9, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.11.005>

OLIVEIRA – JUNIOR, E.S. et al. Rooting and plant density strongly determine greenhouse gas budget of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) mats. **Biogeosciences Discussions**, p. 1-28, 2016. <https://doi.org/10.5194/bg-2016-297>

PACHECO, E.; DA-SILVA, C. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos – SP, v. 69, p. 101–108, 2009.

<https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000100012>

PARK, S.; CHO, K. H. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and the effects of water temperature on the leaching process. **Korean Journal of Biological Sciences**, v. 7, n.4, p. 289-294, 2003. DOI: [10.1080/12265071.2003.9647718](https://doi.org/10.1080/12265071.2003.9647718)

PASSERINI, M.D.; CUNHA-SANTINO, M.B. da.; BIANCHINI Jr, I. Oxygen availability and temperature as driving forces for decomposition of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 130, p. 1–10, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2015.12.003>

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade de água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 171-188.

PEIXOTO, R.B.; MAROTTA, H.; BASTVIKEN, D. Floating Aquatic Macrophytes Can Substantially Offset Open Water CO<sub>2</sub> Emissions from Tropical Floodplain Lake Ecosystems. **Ecosystems**, v. 19, p. 724-736, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9964-3>

PEREIRA, S.A. et al. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro – SP, v. 24, p. 52–63, 2012. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2012005000026>

PERT, P.L. et al. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 378–388, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.05.002>

PESSOA, S.P.M. et al. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e uso da terra na interbacia do rio Paraguai Médio-MT, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v. 37, p. 119–128, 2013.

PESSOA, S.P.M. et al. Mapeamento do uso e ocupação da floresta aluvial no rio Paraguai - Barra do Bugres/Mato Grosso. **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia – MG, v. 66, n. 6, p. 1295–1303, 2014.

PETERSEN Jr., R. C. The RCE: a Riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology**, v. 27, p. 295-306, 1992. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1992.tb00541.x>

PIASSENTIN, A.M. et al. Índice de Qualidade da Água (IQA) do Reservatório Tanque Grande, Guarulhos (SP): Análise sazonal e efeitos do uso e ocupação do solo. **Revista Geociências**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 305-317, 2009.

PIRATOBA, A. R. A. et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena , PA , Brasil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary**

**Journal of Applied Science**, Taubaté – SP, v. 12, 2017. [doi:10.4136/ambi-aqua.1910](https://doi.org/10.4136/ambi-aqua.1910)

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017. 138 p.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas (Monitoring and management of aquatic macrophytes). **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro – RJ, v. 12, n. 3, p. 406–424, 2008.

POTT, V. J; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000. 404p

QUINTELA, F.M. et al. High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 1004–1014, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.031>

RSTUDIO TEAM (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

REBELLATO, L.; da CUNHA, C.N. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 789–799, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400015>

REBELLATO, L.; DA CUNHA, C. N.; FIGUEIRA, J. E. C. Respostas da comunidade herbácea ao pulso de inundação no pantanal de poconé, Mato Grosso. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro – RJ, v. 16, n. 4, p. 797–818. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.06>

REJMANKOVA, E. The role of macrophytes in wetland ecosystems. **Journal of Ecology and Environment**, v. 34, p. 333–345, 2011. <https://doi.org/10.5141/jefb.2011.044>

REN, M.X.; ZHANG, Q.G. Clonal diversity and structure of the invasive aquatic plant *Eichhornia crassipes* in China. **Aquatic Botany**, v. 87, p. 242–246, 2007. [doi:10.1016/j.aquabot.2007.06.002](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.06.002)

RIBEIRO, J.C.; TOCANTINS, N.; FIGUEIREDO, M. Diagnóstico dos processos erosivos na sub-bacia do córrego Guanabara, município de Reserva do Cabaçal, Pantanal, MT. **Revista GeoPantanal**, Corumbá – MS, v.8, n. 4, p. 152- 169, 2013.

ROS, C.O. da. et al. Perdas de Nutrientes por Lixiviação na Produção de Mudanças de Cedro Australiano. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 24, p. 80-87, 2017.

ROY, E.D. et al. Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 249, p. 06–214, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.004>

RÜDISSER, J.; TASSER, E.; TAPPEINER, U. Distance to Nature. A New Biodiversity Relevant Environmental Indicator Set at the Landscape Level. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 208-216, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027>

SANDER, R. Modeling atmospheric chemistry: interactions between gas-phase species and liquid cloud/aerosol particles. **Surveys in Geophysics**, v. 20, p. 1–31, 1999. <https://doi.org/10.1023/a:1006501706704>

SANTOS, L.O. et al. Potential Bio-Oil Production from Invasive Aquatic Plants by Microscale Pyrolysis Studies. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, n.1, p. 151-158, 2018. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20170124>

SAULINO, H.H.L.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de Eichhornia azuera (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no Pantanal, MS. **Biotemas**, Florianópolis – SC, v. 27, n. 3, p. 65-72, 2014. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2014v27n3p65>

SCHNEIDER, R.M. et al. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Revista Acta Scientiarum Technology**, Maringá - PR, v. 33, n. 3, p. 295-303, 2011.

SCREMIN-DIAS, E. et al. **Nos jardins submersos do Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Campo Grande - MS: Ed. UFMS, 1999.

SCREMIN-DIAS, E.; LORENZ-LEMKE, A.P.; OLIVEIRA, A.K.M. The floristic heterogeneity of the Pantanal and the occurrence of species with different adaptive strategies to water stress. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos – SP, v. 71, p. 275–282, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200006>

SILVA, M.G. et al. Análise da influência de parâmetros ambientais no fluxo de metano em áreas alagáveis e lagoas permanentes na região do Rio Abobral, no Pantanal, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté – SP, v. 11, n. 2, 2016. [doi:10.4136/ambi-agua.1775](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1775)

SILVA, A. Padrões de canal do rio Paraguai na região de Cáceres (MT). **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo – SP, v. 38, p. 167–177, 2008.

SILVA, R.V.; SOUZA, C.A. Ocupação e degradação na margem do rio Paraguai em Cáceres, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté - SP, v. 8, n. 1, p. 125-152, 2012.

SILVA, A.; SOUZA FILHO, E.E. de.; NEVES, S.M.A. da S. Erosão marginal e sedimentação no rio Paraguai no município de Cáceres (MT). **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo – SP, v. 41, p. 76–84, 2011. <https://doi.org/10.25249/0375-7536.20114117684>

SILVA, D.S. et al. The decomposition of aquatic macrophytes : bioassays versus in

situ experiments. **Hydrobiologia**, Switzerland, v. 665, p. 219–227, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0625-4>

SILVA, E.S.F. et al. Evolução Das Feições Morfológicas Do Rio Paraguai No Pantanal De Cáceres - Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília – DF, v. 13, p. 435–442, 2012. <https://doi.org/10.20502/rbg.v13i4.299>

SILVA, F.L. da. et al. Qualidade das águas e hemerobia da bacia do córrego do Mineirinho, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife - PE v.6, p. 1921–1933, 2017. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.6.p1921-1933>

SIRVENT, J. et al. Erosion rates in badland areas recorded by collectors, erosion pins and profilometer techniques (Ebro Basin, NE-Spain). **Geomorphology**, Amsterdam, v. 18, p. 61–75, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(96\)00023-2](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(96)00023-2)

SOARES, K.M. O pulso de inundação no sistema de baías Caiçara, Norte do Pantanal Mato-Grossense (Brasil), determina a reprodução de *Acestrorhynchus pantaneiro* (Menezes, 1992) (*Characiformes*, *Acestrorhynchidae*). **Revista Acad mica: Ciência Animal**, Curitiba – PR, v. 13, p. 185-19, 2015. DOI: [10.7213/academica.13.FC.AO20](https://doi.org/10.7213/academica.13.FC.AO20)

SOBEK S.; TRANVIK L.J.; COLE J.J. Temperature independence of carbon dioxide supersaturation in global lakes. **Global Biogeochemical Cycles**, 2005. <https://doi.org/10.1029/2004GB002264>

SOUZA, C. A.; LANI, J. L.; SOUSA, J. B. **Questões ambientais: Pantanal mato-grossense**. Cáceres: UNEMAT, 2009. 118 p.

SOUZA, A.R.; MUNIZ, C.C.; OLVEIRA – JUNIOR, E.S. *Eichhornia azurea* como hotspot para macroinvertebrados aquáticos: ferramenta para a aplicação de índices de avaliação ambiental. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer** - Goiânia, v.15 n.28; p. 1043, 2018. DOI: [10.18677/EnciBio\\_2018B85](https://doi.org/10.18677/EnciBio_2018B85)

SOUZA, C.A. de; SOUSA, J.B. de. Pantanal mato-grossense: origem, evolução e as características atuais. **Revista Eletr nica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, Três Lagoas/MS, n. 11, ano 7, 2010.

SOUZA, I.C. Uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do córrego Salobra, Porto Estrela, Mato Grosso. **Ciência Geográfica**, Bauru v. 21, p. 116–126, 2017.

SUAREZ, Y.R.; FERREIRA, F.S.; TONDATO, K.K. Assemblage of fish species associated with aquatic macrophytes in Porto Murtinho Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Biota Neotropica** v. 13, p. 182–189, 2013. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000200017>

SUGUIO, K. **Introdução   sedimentologia**. São Paulo: Edgar Blucher, 1973, 313 p.

SUKOPP, H. The Influence of Man on the Vegetation. **Vegetation**, v. 17, p. 360-371, 1969.

SUKOPP, H. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen, [Change of flora and vegetation in central Europe under human impact]. **Berichte über Landwirtschaft**, v. 50, p. 112–139, 1972.

SWIFT, M. J.; HEAL, D. W.; ANDERSON, J. M. Studies in ecology decomposition in terrestrial ecosystems. **Oxford: Blackwell**, 1979. 371 p.,.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003.

TUCCI, C.E.M. Águas Urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 97–112, 2008. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142008000200007>

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2ed, São Carlos: Rima, 2003. 251 p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Recursos Hídricos no século XXI**. São Paulo, Oficina de Textos, 2011. 328 p.

VANZELA, L.S.; HERNANDEZ, F.B.T.; FRANCO, R.A.M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande - PB, v. 14, n.1, p.55–64, 2010.

VERMAAT, J.E.; SANTAMARIA, L.; ROOS, P.J. Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 148, p. 549–562, 2000. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/148/2000/549>

VITÓRIA, A.P. et al. Influence of ecologic type, seasonality, and origin of macrophyte in metal accumulation, anatomy and ecophysiology of *Eichhornia crassipes* and *Eichhornia azurea*. **Aquatic Botany**, v. 125, p. 9–16, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2015.04.001>

WALZ, U.; STEIN, C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany, **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 279–289, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>

WATANABE, M. Nitrogen cycle and ecosystem services in the Brazilian La Plata Basin: anthropogenic influence and climate change. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos – SP, v. 72, p. 691–708, 2012. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842012000400008>

WETZEL, R. G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: **Verhandlungen**, v. 24, n. 1, p. 6-24, 1990. <https://doi.org/10.1080/03680770.1950.11895380>

WETZEL, R.G. Land–Water Interfaces: Larger Plants. **Limnology**, p. 527–575, 2001.

<https://doi.org/10.1016/b978-0-08-057439-4.50022-8>

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. Limnological analyses. New York: Springer-Verlag, 1991.

WUEBBLES, D.J.; HAYHOE, K. Atmospheric methane and global change. **Earth-Science Reviews**, v. 57, n.3–4, p. 177-21, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(01\)00062-9](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(01)00062-9)

ZHANG, C. et al. Modeling nutrients, oxygen and critical phosphorus loading in a shallow reservoir in China with a coupled water quality - Macrophytes model. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 212–219, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.053>

ZHOU, X. et al. Dominating aquatic macrophytes for the removal of nutrients from waterways of the Indian River Lagoon basin, South Florida, USA. **Ecological Engineering**, v. 101, p. 107–119, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.006>

ZHUANG, Q. Global Methane Emissions From Wetlands, Rice Paddies, and Lakes, **Eos**, v. 90, n. 5, 2009. <https://doi.org/10.1029/2009EO05000>

**APÊNDICE A.** Índice de qualidade da água (IQA) dos locais e pontos de coleta considerando os anos de 2017 e 2018 e as estações de cheia e seca.

<b>Ano</b>	<b>Período</b>	<b>Local</b>	<b>Tratamento</b>	<b>IQA</b>	<b>Classificação</b>
2018	Seca	Baía Comprida	Centro	83,56	ÓTIMA
2017	Seca	Baía do Caiçara	Com macrófita	79,63	ÓTIMA
2018	Seca	Baía do Furado	Com macrófita	81,91	ÓTIMA
2018	Seca	Baía do Furado	Sem macrófitas	84,59	ÓTIMA
2018	Seca	Baía do late	Centro	83,08	ÓTIMA
2018	Seca	Baía do Salobra	Com macrófita	82,71	ÓTIMA
2018	Seca	Baía do Salobra	Sem macrófitas	82,17	ÓTIMA
2017	Cheia	Baía Comprida	Centro	62,61	BOA
2017	Seca	Baía Comprida	Com macrófita	52,12	BOA
2017	Seca	Baía Comprida	Sem macrófitas	73,80	BOA
2018	Cheia	Baía Comprida	Sem macrófitas	62,75	BOA
2018	Seca	Baía Comprida	Com macrófita	78,13	BOA
2018	Seca	Baía Comprida	Sem macrófitas	78,58	BOA
2017	Seca	Baía do Caiçara	Sem macrófitas	53,30	BOA
2018	Seca	Baía do Caiçara	Com macrófita	55,75	BOA
2018	Seca	Baía do Caiçara	Centro	51,19	BOA
2017	Seca	Baía do Furado	Sem macrófitas	78,92	BOA
2018	Cheia	Baía do Furado	Com macrófita	65,74	BOA
2018	Cheia	Baía do Furado	Sem macrófitas	62,73	BOA
2018	Cheia	Baía do Furado	Centro	59,18	BOA
2018	Seca	Baía do Furado	Centro	56,78	BOA
2017	Seca	Baía do late	Com macrófita	72,79	BOA
2018	Cheia	Baía do late	Com macrófita	52,41	BOA
2018	Seca	Baía do late	Com macrófita	73,79	BOA
2018	Seca	Baía do late	Sem macrófitas	58,28	BOA
2017	Seca	Baía do Malheiros	Sem macrófitas	54,17	BOA
2017	Seca	Baía do Malheiros	Com macrófita	73,04	BOA
2018	Seca	Baía do Malheiros	Com macrófita	56,69	BOA
2018	Seca	Baía do Malheiros	Sem macrófitas	58,74	BOA
2018	Seca	Baía do Malheiros	Centro	59,47	BOA
2017	Cheia	Baía do Salobra	Centro	51,53	BOA
2017	Seca	Baía do Salobra	Com macrófita	57,33	BOA
2018	Seca	Baía do Salobra	Centro	76,62	BOA
2018	Cheia	Baía Comprida	Com macrófita	44,10	REGULAR
2018	Cheia	Baía Comprida	Centro	44,86	REGULAR
2018	Cheia	Baía do Caiçara	Sem macrófitas	37,78	REGULAR
2018	Cheia	Baía do Caiçara	Centro	38,69	REGULAR
2018	Seca	Baía do Caiçara	Sem macrófitas	49,84	REGULAR
2017	Cheia	Baía do Furado	Centro	36,76	REGULAR
2017	Cheia	Baía do late	Centro	43,55	REGULAR
2018	Cheia	Baía do Salobra	Com macrófita	37,66	REGULAR
2018	Cheia	Baía do Salobra	Sem macrófitas	40,54	REGULAR
2017	Cheia	Baía do Malheiros	Centro	34,96	RUIM

---

2017	Cheia	Baía do Caiçara	Centro	36,27	RUIM
------	-------	-----------------	--------	-------	------

---

**APÊNDICE B.** Média das variáveis limnológicas por tratamentos nos períodos de cheia e seca.

Variável	Cheia			Seca		
	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>
<b>limnológica</b>						
<b>pH*</b>	(n=21) 5,73 ± 0,22	(n=11) 5,99 ± 0,31	(n=11) 5,79 ± 0,30	(n=19) 6,45 ± 0,35	(n=18) 6,50 ± 0,43	(n=18) 6,61 ± 0,65
<b>Temperatura (°C)*</b>	(n=20) 29,05 ± 0,69	(n=12) 29,07 ± 0,34	(n=11) 29,09 ± 0,39	(n=19) 25,52 ± 2,37	(n=18) 25,69 ± 2,39	(n=16) 25,61 ± 2,22
<b>CE (µS/cm)</b>	(n=14) 45,50 ± 5,08	(n=11) 44,88 ± 7,79	(n=07) 50,83 ± 6,41	(n=19) 43,01 ± 20,28	(n=18) 42,89 ± 20,91	(n=16) 48,36 ± 14,93
<b>OD (mg/L)*</b>	(n=20) 1,92 ± 0,92	(n=15) 1,66 ± 0,82	(n=11) 1,88 ± 0,64	(n=19) 7,61 ± 1,34	(n=18) 7,89 ± 0,63	(n=16) 7,77 ± 1,00
<b>Saturação OD (%)</b>	(n=20) 24,38 ± 11,23	(n=08) 24,15 ± 13,11	(n=07) 27,37 ± 10,41	(n=19) 94,09 ± 16,99	(n=18) 95,95 ± 10,58	(n=16) 95,87 ± 11,84
<b>Turbidez (UNT)*</b>	(n=16) 17,73 ± 8,93	(n=09) 15,93 ± 8,53	(n=09) 13,44 ± 3,30	(n=19) 19,03 ± 5,50	(n=19) 22,80 ± 7,11	(n=17) 21,68 ± 7,84
<b>CT (UFC/100mL)</b>	(n=12) 138467 ± 61282	(n=06) 119867 ± 56098	(n=05) 136400 ± 86689	(n=06) 74400 ± 89418	(n=11) 138091 ± 92465	(n=12) 95067 ± 97650
<b>CF (UFC/100mL)*</b>	(n=11) 23673 ± 37387	(n=06) 22733 ± 38752	(n=05) 6200 ± 6200	(n=06) 6200 ± 10375	(n=11) 4509 ± 7887	(n=11) 8455 ± 12484
<b>DBO (mg/L)*</b>	(n=12) 1,58 ± 0,72	(n=06) 0,94 ± 0,42	(n=05) 0,90 ± 0,28	(n=06) 1,26 ± 0,70	(n=12) 1,39 ± 0,47	(n=11) 1,36 ± 0,62

<b>RT (mg/L)*</b>	(n=12)	(n=06)	(n=05)	(n=06)	(n=11)	(n=11)
	45,13 ± 53,92	69,44 ± 11,76	61,33 ± 15,92	58,06 ± 5,44	66,70 ± 15,61	56,99 ± 20,17
<b>NT (mg/L)*</b>	(n=12)	(n=06)	(n=05)	(n=06)	(n=11)	(n=11)
	0,54 ± 0,06	0,51 ± 0,04	0,55 ± 0,06	0,18 ± 0,06	0,25 ± 0,06	0,25 ± 0,07
<b>PT (mg/L)*</b>	(n=12)	(n=06)	(n=05)	(n=06)	(n=11)	(n=11)
	0,79 ± 0,42	0,36 ± 0,18	0,33 ± 0,19	0,81 ± 0,26	1,73 ± 1,16	1,42 ± 0,95
<b>CO (mg/L)</b>	(n=12)	(n=06)	(n=05)	(n=04)	(n=11)	(n=11)
	12,52 ± 2,89	14,25 ± 3,87	13,90 ± 4,37	4,97 ± 0,85	3,84 ± 1,81	3,17 ± 0,77
<b>CI (mg/L)</b>	(n=12)	(n=06)	(n=05)	(n=06)	(n=11)	(n=11)
	5,21 ± 1,08	6,62 ± 1,29	6,02 ± 0,52	7,95 ± 2,40	6,49 ± 2,09	5,45 ± 2,16

**Legenda:** \*Variáveis que compõem o quadro do IQA; T<sub>1</sub>= Centro; T<sub>2</sub>= Banco de macrófitas; T<sub>3</sub>= Fora do banco de macrófitas; **CE** = Condutividade elétrica; **OD** = Oxigênio dissolvido; **CT** = Coliformes totais; **CF** = Coliformes fecais; **DBO** = Demanda bioquímica de oxigênio; **RT** = Resíduos totais; **NT** = Nitrogênio total; **PT** = Fósforo total; **CO** = Carbono orgânico; **CI** = Carbono inorgânico.

**APÊNDICE C.** Média dos valores de IQA considerando os três tratamentos e períodos de cheia e seca em que T<sub>1</sub> = Centro; T<sub>2</sub> = Banco de macrófitas; T<sub>3</sub> = Fora do banco de macrófitas.

Seca			Cheia		
T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>
IQA	IQA	IQA	IQA	IQA	IQA
83,56	79,63	58,28	62,61	65,74	37,78
83,08	81,91	54,17	51,53	37,66	62,73
51,19	82,71	58,74	36,27	44,10	40,54
56,78	52,12	49,84	36,76	52,41	62,75
59,47	78,13	84,59	43,55	<b>n = 04</b>	<b>n = 04</b>
76,62	55,75	82,17	34,96	<b>MD 49,98 ± 12,11</b>	<b>MD 50,95 ± 13,66</b>
<b>n = 06</b>	72,79	73,80	44,86		
<b>MD 68,45 ± 14,30</b>	73,79	78,58	38,69		
	73,04	53,30	59,18		
	56,69	78,92	<b>n = 09</b>		
	57,33	<b>n = 10</b>	<b>MD 45,38 ± 10,24</b>		
	<b>n = 11</b>	<b>MD 67,24 ± 13,54</b>			
	<b>MD 69,44 ± 11,62</b>				
<b>Seca (n = 27) MD 68,45 ± 13,06</b>			<b>Cheia (n = 17) MD 47,92 ± 10,18</b>		

**APÊNDICE D.** Variação temporal de COP (%), COD (%), e CM (%) das incubações anaeróbias de *Eichhornia azurea*, *Eichhornia crassipes* e detritos mistos nas temperaturas de 29°C e 31°C.

Incubações	Dia amostral	29°C			31°C		
		COP (%)	COD (%)	CM (%)	COP (%)	COD (%)	CM (%)
<i>Eichhornia azurea</i>	0	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
	1	83,86	17,53	0,00	86,19	14,38	0,00
	3	75,90	8,48	15,61	75,83	6,88	17,29
	5	81,81	9,28	8,91	81,28	9,53	9,19
	10	79,03	9,54	11,43	81,63	8,53	9,84
	15	66,51	7,83	25,65	81,70	12,10	6,19
	30	75,98	9,26	14,76	73,70	8,41	17,90
	60	81,37	8,01	10,62	77,21	6,09	16,70
<i>Eichhornia crassipes</i>		<b>COP (%)</b>	<b>COD (%)</b>	<b>CM (%)</b>	<b>COP (%)</b>	<b>COD (%)</b>	<b>CM (%)</b>
	0	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
	1	70,32	10,86	18,82	74,08	16,54	9,38
	3	75,69	9,95	14,36	72,79	7,01	20,20
	5	72,60	14,88	12,52	73,26	9,98	16,76
	10	67,49	11,13	21,39	68,94	16,56	14,50
	15	72,51	16,46	11,03	69,86	13,05	17,08
	30	67,12	14,35	18,53	66,04	11,10	22,87
60	53,06	8,03	38,91	67,42	6,71	25,87	
Misto		<b>COP (%)</b>	<b>COD (%)</b>	<b>CM (%)</b>	<b>COP (%)</b>	<b>COD (%)</b>	<b>CM (%)</b>
	0	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
	1	81,83	20,18	0,00	84,87	16,60	0,00
	3	81,81	10,46	7,73	80,84	9,64	9,52
	5	77,41	14,33	8,27	73,49	10,72	15,79
	10	76,26	14,44	9,30	83,37	9,34	7,29
	15	81,87	12,28	5,85	78,58	7,73	13,69
	30	83,24	11,10	5,66	74,23	10,03	15,74
60	80,71	11,43	7,86	68,26	6,47	25,27	

**APÊNDICE E.** Fluxo difusivo de metano e gás carbônico das baías Caiçara e Salobra em pontos sem macrófita (Z = 50 cm) e com macrófitas.

	Fora do branco de macrófitas (Z = 50 cm)		No banco de macrófitas	
	CH <sub>4</sub> (mg/m/dia)	CO <sub>2</sub> (mg/m/dia)	CH <sub>4</sub> (mg/m/dia)	CO <sub>2</sub> (mg/m/dia)
Caiçara	35,20	1810,08	29,22	8629,61
	31,73	2363,84	6,90	6840,97
	47,58	3421,71	4,64	21344,89
<b>MD</b>	<b>38,17</b>	<b>2531,87</b>	<b>13,59</b>	<b>12271,82</b>
<b>±</b>	<b>8,33</b>	<b>818,85</b>	<b>13,59</b>	<b>7908,24</b>
Salobra	52,33	4412,32	7,59	1523,00
	76,43	5837,34	18,56	2848,29
	29,08	2782,74	19,57	29597,14
<b>MD</b>	<b>52,61</b>	<b>4344,14</b>	<b>15,24</b>	<b>11322,81</b>
<b>±</b>	<b>23,68</b>	<b>1528,44</b>	<b>6,64</b>	<b>15839,90</b>