

Córregos urbanos são importantes contribuintes de gases de efeito estufa?

Are urban streams important contributors to greenhouse gases?

¿Son los arroyos urbanos contribuyentes importantes de gases de efecto invernadero?

Recebido: 28/01/2023 | Revisado: 27/02/2023 | Aceitado: 02/03/2023 | Publicado: 08/03/2023

Josiane Santos Batista Carioca de Paula

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6146-471X>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: josiane.santos3@unemat.br

Wilkinson Lopes Lázaro

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6499-6631>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: wilkinsonlopes@gmail.com

Claumir Cezar Muniz

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2082-2234>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: claumir@unemat.br

Ernandes Sobreira Oliveira Junior

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6953-6917>

Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

E-mail: ernandes.sobreira@gmail.com

Resumo

O objetivo deste estudo foi analisar a emissão de gases de efeito estufa por meio do fluxo difusivo de CO₂ na interface água-atmosfera de quatro córregos urbanos, que desaguam em um dos principais rios do Pantanal (rio Paraguai). Para tal, usamos uma câmara flutuante sobre macrófitas aquáticas e em leito aberto, considerando o fluxo (emissão e/ou absorção) de CO₂. As coletas foram realizadas nas estações de chuva (fevereiro) e estiagem (setembro) do Pantanal. Durante o período de chuvas, os córregos apresentaram entre 5 e 40 % de cobertura vegetal, enquanto na estiagem foi de 80 a 100 %. O período chuvoso apresentou uma emissão de cerca de duas vezes maior que no período estiagem (5.180,64 ± 8.196,20 mg m⁻² d⁻¹ e 2.654,92 ± 7.190,64 mg m⁻² d⁻¹, respectivamente). Somente em um dos córregos analisados, não foi possível encontrar absorção de CO₂ por macrófitas, enquanto os outros três apresentaram absorção por esses vegetais. Esses ambientes são bastante negligenciados, entretanto, em ambientes tropicais demonstram possuir um papel importante como contribuintes para a redução de gases de efeito estufa podendo auxiliar no estoque de carbono e ciclagem de nutrientes. Nestes locais, as macrófitas aquáticas são importantes para a redução de CO₂ podendo ser mais bem exploradas para o paisagismo e como fonte de redução de carbono atmosférico.

Palavras-chave: Águas urbanas; Gás carbônico; Macrófitas aquáticas.

Abstract

The objective of this study was to analyze the emission of greenhouse gases through the diffusion flow of CO₂ in the water-atmosphere interface of four urban streams, which flow into one of the main rivers of the Pantanal (River Paraguay). For this, we used a floating chamber on aquatic macrophytes and in an open water, considering the flow (emission and/or absorption) of CO₂. The field campaign was carried out in the wet season (February) and dry season (September) in the Pantanal. During the rainy season, the streams had between 5 and 40% of vegetation cover, while in the dry season it was 80 to 100%. The rainy season presented an emission about twice as high as in the dry season (5.180,64 ± 8.196,20 mg m⁻² day⁻¹ and 2.654,92 ± 7.190,64 mg m⁻² day⁻¹, respectively). Only in one of the analyzed streams, it was not possible to find absorption of CO₂ by macrophytes, while the other three showed absorption by these plants. These environments are quite neglected, however, in tropical environments they demonstrate an important role as contributors to the reduction of greenhouse gases and can help in carbon storage and nutrient cycling. In these places, aquatic macrophytes are important for CO₂ reduction and can be better exploited for landscaping and as a source of atmospheric carbon reduction.

Keywords: Urban waters; Carbon dioxide; Aquatic macrophytes.

Resumen

El objetivo de este estudio fue analizar la emisión de gases de efecto invernadero a través del flujo de difusión de CO₂ en la interfaz agua-atmósfera de cuatro arroyos urbanos, que desembocan en uno de los principales ríos del Pantanal (Río Paraguay). Para ello, se utilizó una cámara flotante sobre macrófitas acuáticas y en lecho abierto, considerando el flujo (emisión y/o absorción de CO₂). Las colectas se realizaron en época húmeda (febrero) y seca (septiembre) en el Pantanal. En la época de lluvias los arroyos tuvieron entre 5 y 40% de cobertura vegetal, mientras que en época seca

fue de 80 a 100%. La época lluviosa presentó una emisión alrededor del doble que la época seca ($5.180,64 \pm 8.196,20$ $\text{mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $2.654,92 \pm 7.190,64$ $\text{mg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente). Solo en uno de los arroyos analizados no fue posible encontrar absorción de CO_2 por macrófitos, mientras que los otros tres mostraron absorción por parte de estas plantas. Estos ambientes están bastante descuidados, sin embargo, en ambientes tropicales demuestran un papel importante como contribuyentes a la reducción de gases de efecto invernadero y pueden ayudar en el almacenamiento de carbono y el ciclo de nutrientes. En estos lugares, las macrófitas acuáticas son importantes para la reducción de CO_2 y pueden aprovecharse mejor para el paisajismo y como fuente de reducción de carbono atmosférico.

Palabras clave: Aguas urbanas; Dióxido de carbono; Macrófitas acuáticas.

1. Introdução

As abordagens sobre o fluxo de CO_2 em águas interiores são cruciais para o balanço total do carbono global (Raymond et al., 2013). Em águas tropicais a temperatura das águas é maior que as encontradas em regiões temperadas, desse modo, a mineralização do carbono (C) tende a ser maior também, regulando significativamente as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) nesses corpos hídricos (Cardoso, et al., 2014; Marotta, et al., 2014).

Estudos em água doce têm demonstrado que rios e córregos devem ser considerados contribuintes substanciais para o fluxo de CO_2 na atmosfera, mesmo que em menor quantidade se comparado com o fluxo de CO_2 em oceanos (Aumont et al, 2001; Ho et al., 2020). Rios urbanos são *hotspots* para emissão de GEE com potencial para aumento do aquecimento global (Zhanget al., 2021). Esses ambientes podem apresentar significativa emissão de GEE pelo alto teor de matéria orgânica e concentração de nutrientes na água (Smith, et al., 2017). De fato, o fluxo de carbono em ambientes aquáticos se dá mediante a interação de fatores físicos e químicos (e. g. temperatura, oxigênio, luminosidade e pH), (Koehler, et al., 2014; Davidson et al., 2015; Smith et al. 2017; Junger et al., 2019; Ho et al., 2020), além dos fatores bióticos (Harpenslager et al., 2022).

Ao contrário das emissões causadas pelas águas dos córregos urbanos, produtores primários como, macrófitas aquáticas podem auxiliar na redução das emissões, auxiliando na absorção de CO_2 atmosférico (Attermeyer et al., 2016; Peixoto, et al., 2016; Oliveira Junior et al., 2021). As macrófitas aquáticas têm sido reportadas em diversos estudos como importante reguladoras dos GEE na interface água-atmosfera, principalmente relacionado ao papel que exercem no influxo de CO_2 atmosférico em águas tropicais, mesmo que seja por curto períodos de tempo (Harpenslager et al., 2022).

Enquanto as águas abertas normalmente apresentam efluxo (saída) de CO_2 de da água para a atmosfera, as plantas aquáticas são responsáveis por um potencial influxo (entrada) de CO_2 , retirando da atmosfera e transformando em biomassa (Peixoto et al., 2016; Oliveira Junior et al., 2021). A eutrofização de ambientes aquáticos aumenta a produtividade primária propiciando a predominância de macrófitas, além de diminuir as emissões diurnas de CO_2 (Grasset, et al., 2016). Assim, ambientes com alto grau de eutrofização são importantes para a compreensão sobre o balanço de Carbono, principalmente córregos urbanos que recebem grandes quantidades de nutrientes, em especial nitrogênio (N) e fósforo (P). O desequilíbrio causado na biota aquática, além das desregulações físico-químicas (e. g. redução de oxigênio dissolvido) de outros fatores, aumenta significativamente as emissões de gases de efeito estufa em rios poluídos ou em córregos urbanos (Hu et al., 2018; Ho et al., 2020).

Normalmente, córregos urbanos apresentam severa alteração da qualidade da água, resultado de uma intensa alteração antrópica pelo processo de urbanização, tal como o despejo de esgotos domésticos (Tucci, 2008). Alguns nutrientes são considerados problemáticos para o bom funcionamento do ecossistema aquático e quando encontrados em quantidade elevadas, indicam deposição de insumos antropogênicos (Hamid, et al., 2020). A presença do N e P em equilíbrio no ambiente aquático são essenciais para o metabolismo dos sistemas biológicos, tal como, ferro (Fe), sulfato (SO_4^{2-}), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e amônia (NH_3) entre outros (Esteves, 2011).

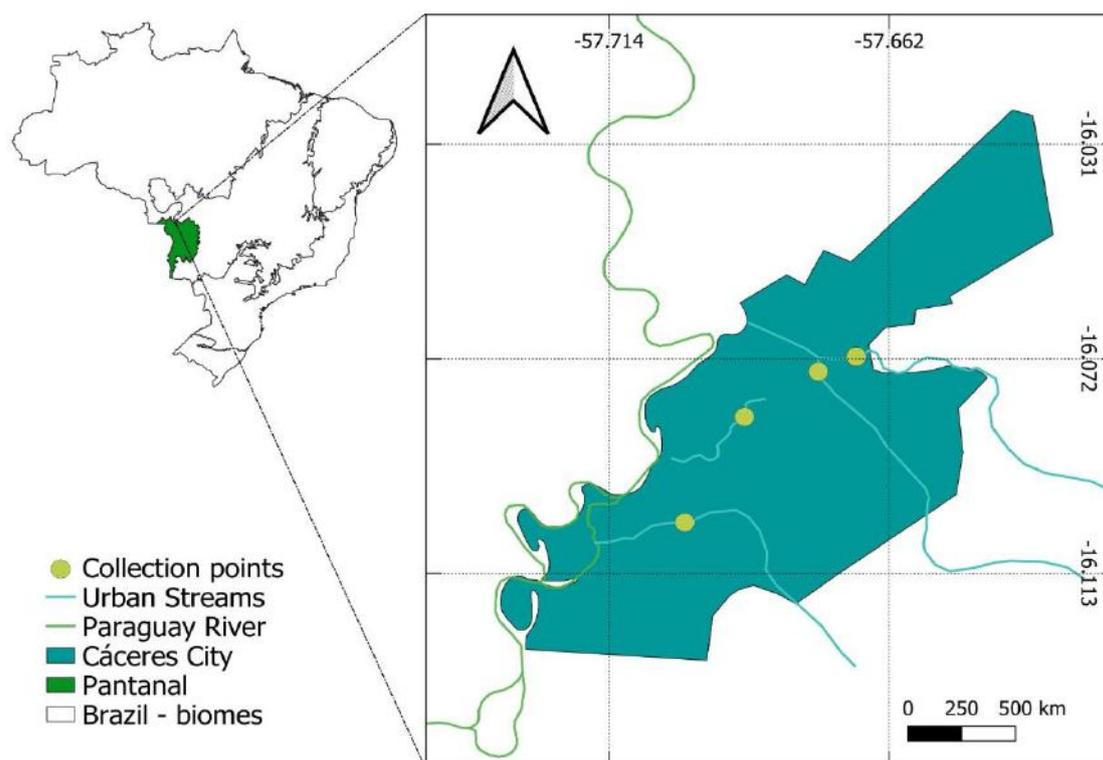
Visto isso, nosso estudo objetivou analisar a emissão de gases de efeito estufa por meio do fluxo difusivo de CO₂ em dois períodos sazonais (estiagem e chuvoso) na interface água-atmosfera e sobre as macrófitas em córregos/canais urbanos que desaguam em um dos principais rios do Pantanal (rio Paraguai) no município de Cáceres, MT, Brasil.

2. Metodologia

Área de estudo

Integrando o bioma Pantanal, o município de Cáceres está localizado na microrregião da Bacia do Alto Paraguai, com uma área de 24.538,591 km² e uma população estimada em 95.339 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2021). A cidade é margeada pelo rio Paraguai, um dos principais rios que compõem o referido Bioma. A pesquisa incluiu campanhas à campo em quatro córregos urbanos (nomeados localmente como canal dos Fontes, Sangradouro, Canal do Renato e Junco), os quais, cruzam a região urbana do município de Cáceres, e tem sua foz no rio Paraguai (Figura 1).

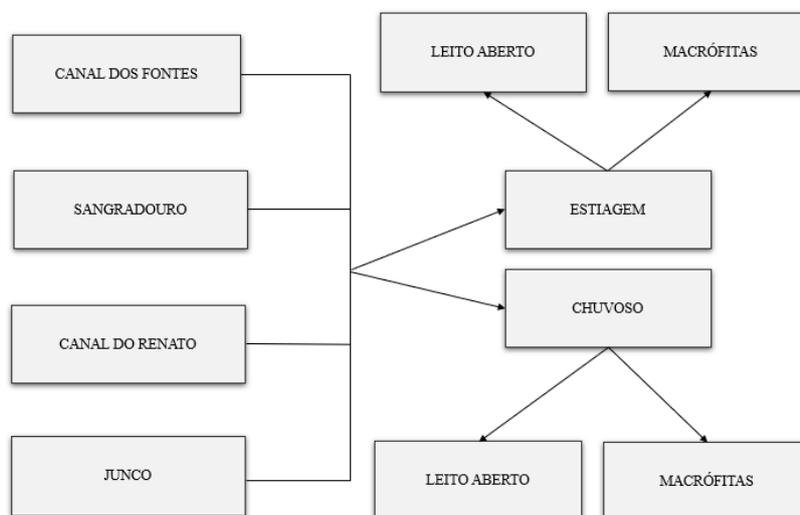
Figura 1 - Representação do bioma Pantanal no qual está inserido o município de Cáceres e os córregos urbanos, com os pontos de coleta para estudo do fluxo difusivo de CO₂.



A figura acima destaca o município de Cáceres às margens do rio Paraguai (em verde) e os córregos e canais urbanos que cruzam a área urbana. Os círculos amarelos representam os pontos de coletas à campo realizados em cada córrego. Fonte: Autores (2023).

A coleta à campo ocorreu no curso médio de cada córrego, num transecto delimitado de 20 metros e em dois períodos sazonais - estiagem (setembro de 2021) e chuvoso (fevereiro de 2022). Para melhor compreender o fluxo de CO₂ nesses ambientes, segmentamos o leito do córrego em dois compartimentos ambientais os quais denominamos, leito aberto (local onde não houve cobertura por plantas aquáticas) e macrófitas (local onde houve cobertura por plantas aquáticas). Os horários da amostragem foram padronizados em todos os córregos e compreenderam o intervalo de 08h:00min às 13h:00min (Figura 2).

Figura 2 - Esquema representando a metodologia de coleta.



Na figura acima apresentamos os córregos e canais urbanos, onde as coletas à campo foram realizadas em dois períodos sazonais (estiagem e chuvoso) e para cada período os dados foram coletados em dois compartimentos ambientais (leito aberto e macrófitas). Fonte: Autores (2023).

Aplicamos dois Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) com as metodologias desenvolvidas por Callisto, et al., (2002) e Rodrigues (2008) para avaliar a estrutura dos córregos quanto ao grau de antropização. Os referidos protocolos avaliam as condições ecológicas de corpos d'água aplicando pontuações para categorias que analisam as condições das margens (ex. mata ciliar e erosão), do leito dos córregos (ex. alterações antrópicas e presença de plantas aquáticas) da água (ex. escoamento e odor). O primeiro protocolo avalia 22 categorias dos córregos e somando as pontuações dessas categorias pode-se atribuir as notas como: impactados (0 – 40 pontos), alterados (41 – 60 pontos) e naturais (acima de 61 pontos). O segundo protocolo apresenta 11 categorias de avaliação, as quais, podem caracterizar os córregos em condição: péssima (0 – 55 pontos), regular (56 – 110 pontos), boa (111 – 165 pontos) e ótima (166 – 220 pontos).

Ainda em campo, também foram coletadas informações da temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ($\mu\text{c}/\text{cm}$) e salinidade (ppt) com uso de uma sonda multiparâmetros (modelo AKSO AK-47), bem como informações sobre a profundidade dos córregos e a transparência da água com um disco de Secchi. Os dados referentes a temperatura do ar (°C), pressão atmosférica (atm) foram subtraídos de um anemômetro multiparâmetros (modelo AKRON-KR875) para compor o cálculo de CO_2 . Amostras das águas de cada córrego foram coletadas em recipiente plástico de 300 mL e preservadas para análises em laboratório.

Em laboratório, analisamos a turbidez da água com uso de um turbidímetro de bancada (modelo Del Lab DLT-WV) e também a concentração de nitrogênio total (NT – mg/L) e fósforo total (PT – mg/L) por meio de um fotômetro multiparâmetros (modelo HANNA HI83399). Para análise da concentração de clorofila, seguimos o protocolo estabelecido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2014).

Análises do fluxo de Carbono

O fluxo de CO_2 água-atmosfera foi mensurado em tréplicas por meio de uma câmara flutuante transparente de acrílico (29,5 cm de diâmetro e 19,3 cm de altura) contendo um sensor de CO_2 (*Sense Air AB - CO_2 Engine K33*). A câmara flutuante foi depositada em leito aberto durante quatro minutos por três vezes. O mesmo padrão foi repetido utilizando a câmara flutuante

sobre as macrófitas. Em córregos onde houve uma cobertura total de macrófitas sobre o leito foi necessário a remoção dessas plantas em um metro quadrado (1 m²) para amostragem do leito aberto (Bastviken, et al., 2015; Oliveira Junior et al., 2021).

Os dados foram transportados por meio do *software UIP5 Revision* (0.0.3.42) para uma planilha no *software Excel*, onde o cálculo foi realizado com base no tempo de captura (segundos), quantidade de CO₂ (ppm), temperatura (°C) e umidade relativa (%) no *headspace* da câmara flutuante. A relação entre o tempo e fluxo difusivo de CO₂ resultou na inclinação da reta no gráfico de dispersão. Apenas os valores em que a função $r^2 > 0,90$ foram considerados para cálculo do fluxo difusivo de CO₂.

A equação utilizada foi:

$$F = \frac{V}{A} * slope * \frac{P * F1 * F2}{R * T}$$

Onde F é o Fluxo de CO₂ em mg m⁻²d⁻¹; V representa o volume da câmara flutuante em litros sobre a área, A, em m². *Slope* corresponde a inclinação da reta de concentração do CO₂ pelo tempo, dado em ppm seg⁻¹; P representa a pressão atmosférica em atm; F1 equivale ao peso da molécula de CO₂ (44 mol⁻¹) e F2 a conversão de segundo para dias; R corresponde a constante ideal dos gases, expresso em 0,08206 atm L K⁻¹ mol⁻¹ e o T, a temperatura em Kelvin (K) (Oliveira Junior et al., 2021).

Estatística aplicada aos dados

Os dados brutos foram testados para normalidade por meio do teste Shapiro-Wilk, e análises de histogramas. A aplicação dos testes estatísticos t de *student* e Análise de Variância (ANOVA) foram realizados por meio dos *softwares Microsoft Excel e R* versão 4.2.1. O nível de significância de 95% foi adotado e os resultados com $p < 0,05$ foram considerados significativos. Aplicamos também uma regressão linear para a relação entre o fluxo de CO₂ e as demais variáveis observadas.

3. Resultados e Discussão

Grau de antropização dos córregos urbanos.

Todos os córregos urbanos foram classificados dentro da categoria “Impactado” de acordo com o protocolo de avaliação rápida proposto por Callisto et al. (2002). O canal dos Fontes obteve a maior pontuação (26 pontos), seguido dos córregos Junco (23 pontos) e Sangradouro (21 pontos) e por fim, o canal do Renato (17 pontos) com a menor pontuação. Todos apresentaram nota mínima para as categorias, odor na água, alterações antrópicas, ausência de mata ciliar e erosão das margens. O canal dos Fontes e córrego Junco se destacaram pelas melhores notas sobre a transparência e odor da água, e menores coberturas dos leitos por macrófitas. O canal do Renato foi o único que apresentou o canal cimentado (no transecto amostrado), principal característica que o definiu na menor pontuação. Os demais, possuíam apenas retificação pelo processo de urbanização do Município.

Nos da aplicação do protocolo de Rodrigues (2008), o canal dos Fontes e córrego Junco obtiveram a mesma pontuação (31 pontos), seguido do córrego Sangradouro (24 pontos) e por último o canal do Renato (16 pontos). Todos se enquadraram na categoria “Péssima” do referido protocolo. O canal dos Fontes e córrego Junco apresentaram melhores condições que os demais nas categorias de disponibilidade de habitats e menor alteração antrópica do canal e velocidade do fluxo. O canal do Renato se destacou positivamente apenas pela condição de escoamento, tal como o córrego Sangradouro.

No estudo realizado por Oliveira Junior et al., (2014), os córregos canal do Renato e Sangradouro foram classificados como poluídos e degradados quando estes se encontram em área urbana. Os mesmos córregos foram avaliados na categoria “péssima” e com as menores pontuações para os dois protocolos aplicados. Em outro estudo de Oliveira Junior et al. (2020), os autores avaliaram o córrego Fontes como “Impactado” e “regular” principalmente pela inexistência de vegetação ciliar, retificação do canal e erosões, corroborando com a avaliação feita por nosso estudo.

Variáveis ambientais

Embora a profundidade dos córregos não tenha sido tão pronunciada, na estiagem esta foi menor do que a do período de cheia (0,42m máximo na estiagem, 0,66m máximo na cheia – teste t; $t = 4,16$, $p < 0,05$). Esta pouca variação demonstra que os córregos possuem um alto potencial de escoamento das águas, mesmo sob chuvas de baixa intensidade (Jang, et al., 2021). Os córregos urbanos estudados são corpos hídricos de fluxo rápido, portanto, não sofrem grandes mudanças nas profundidades entre os períodos sazonais, como ocorre no rio Paraguai, onde desaguam. O período de inundação do Pantanal influencia o aumento significativo do volume d'água durante o período chuvoso (Lázaro, et al., 2020), mas não notamos o mesmo comportamento nos córregos urbanos aqui estudados, provavelmente devido a rápida descarga destes ambientes para o rio Paraguai. Estas mudanças na coluna d'água podem ter refletido também nas variáveis limnológicas. A condutividade e a salinidade foram menores no período chuvoso ($197,91 \pm 3,47 \mu\text{c}/\text{cm}$ e $0,09 \pm 0,01 \text{ ppt}$) do que no período de estiagem ($284,42 \pm 21,48 \mu\text{c}/\text{cm}$ e $0,13 \pm 0,01 \text{ ppt}$) (teste t; $t = -3,16$, $p < 0,05$ e $t = 2,90$, $p > 0,05$, respectivamente). Este fato pode ter ocorrido mediante a descarga orgânica proveniente posterior a períodos de chuvas (Girardi, et al., 2016).

O oxigênio dissolvido foi menor no período de estiagem do que no período chuvoso ($0,30 \text{ mg}/\text{L}$ na estiagem e $1,15 \text{ mg}/\text{L}$ no chuvoso – teste t; $t = 10,35$; $p < 0,05$). Este fato pode estar relacionado a movimentação das águas, as quais são mais intensas em períodos chuvosos (Girardi et al., 2016). Ainda, considerando o padrão de qualidade da água com base no Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) as médias de oxigênio dissolvido encontram-se abaixo do limite mínimo preconizado para proteção das comunidades aquáticas. Considerando ainda o referido padrão os valores de pH estão dentro do proposto, pois, o pH dos córregos urbanos estiveram entre a faixa de 6,04 e 7,12 não apresentando diferenças estatísticas significativas entre os períodos sazonais ($p > 0,05$).

A temperatura média da água dos córregos urbanos foi menor durante o período de estiagem ($26,01 \pm 0,52 \text{ }^\circ\text{C}$), e teve um média de aumento de dois graus para o período chuvoso ($28,52 \pm 0,33$) (teste t; $t = 7,73$; $p < 0,05$). Esta variação na temperatura das águas é esperada devido ao mês de setembro (estiagem) ainda ser considerado como inverno no Pantanal, enquanto que fevereiro (período chuvoso) é verão (Lázaro et al. 2020).

A concentração de clorofila-*a* presente na água dos córregos se apresentou quase duas vezes menor no período chuvoso do que no período de estiagem (teste t; $t = -2,34$ $p < 0,05$). O nutriente analisado NT foi mensurado mais alto no período chuvoso ($25 \text{ mg}/\text{L}$) do que no período da estiagem (valor de $16 \text{ mg}/\text{L}$), já o PT foi o contrário, se apresentando maior no período da estiagem ($2,2 \text{ mg}/\text{L}$) do que no período chuvoso ($0,0 \text{ mg}/\text{L}$). Ambos não apresentaram diferença estatística significativa ($p > 0,05$). Os valores de NT e PT apresentados estão acima do padrão estabelecido pelo CONAMA (2005), sendo o NT, quatro vezes mais alto e o PT 14 vezes mais alto.

No período da estiagem o leito dos córregos apresentou uma cobertura de macrófitas aquáticas entre 80% a 100% dentro do transecto amostrado nos quatro córregos. Os organismos dominantes no leito, pertenciam aos gêneros *Pontederia* sp. nos córregos Fontes e Sangradouro e *Eichhornia* sp. nos córregos canal do Renato e Junco (Figura 3). No período chuvoso a porcentagem de macrófitas no leito apresentou uma variação de 5% a 40% e representavam o gênero *Pontederia* sp. nos córregos Fontes, Sangradouro e canal do Renato. Apenas no córrego Junco o gênero *Eichhornia* sp. esteve presente.

Figura 3 - Registros da presença de macrófitas no período de estiagem, nos córregos urbanos do município de Cáceres, MT, (a) córrego Fontes; (b) córrego Sangradouro; (c) córrego Canal do Renato e (d) córrego Junco.



Nas imagens acima destacamos a cobertura do leito dos córregos por plantas aquáticas no período da estiagem. Note que o canal do Renato (c) apresenta o leito completamente coberto por macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia* sp. Apenas o canal dos Fontes (a) apresentava menor cobertura do leito por macrófitas aquáticas sendo em maior abundância plantas do gênero *Pontederia* sp. Fonte: Autores (2023).

Fluxo difusivo de CO₂

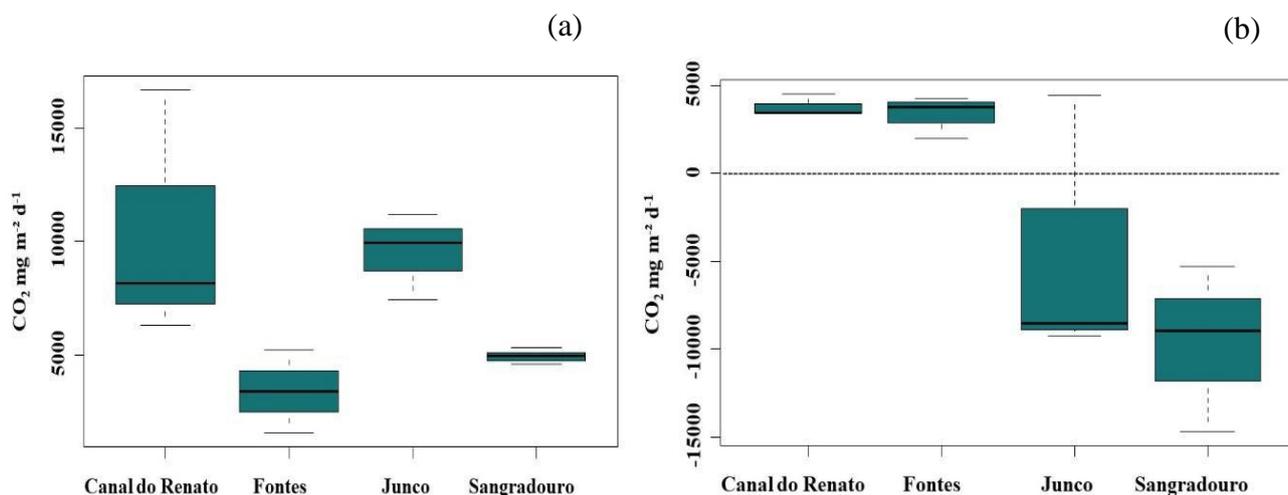
Em média, o fluxo de CO₂ nos córregos urbanos foi de $3.917,77 \pm 7.733,40 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Dentre os córregos analisados, aqueles com menor qualidade de acordo com os PARs utilizados apresentaram maiores emissões de CO₂ (e.g. córrego Canal do Renato - $10.779,48 \pm 7.550,54 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), enquanto que aqueles com melhor qualidade, apresentaram menores emissões (e.g. córrego Fontes $1.117,52 \pm 5.352,17 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). De acordo com Hu et al. (2018) o fluxo de GEE em águas urbanas aumentaram até dez vezes mais devido a descarga de esgoto humano, corroborando com Ho et al. (2020) que afirma que quanto mais poluído se encontra um corpo d'água, maior é a emissão de GEE.

Embora não tenhamos encontrado diferença estatística significativa entre período chuvoso e estiagem (teste t, $p > 0,05$), quando comparamos o fluxo de CO₂ considerando todos os córregos, percebemos que o período chuvoso apresentou uma emissão de quase duas vezes maior do que no período estiagem ($2.654,92 \pm 7.190,64 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ – período de estiagem e $5.180,64 \pm 8.196,20 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ – período chuvoso). Junger et al., (2019) relata que as emissões de CO₂ ocorrem principalmente em período de chuvas, devido a possível entrada de Carbono terrestre. O fato de não termos encontrado diferenças entre os períodos sazonais pode estar ligado ao rápido escoamento das águas nesses ambientes urbanos, levando consigo aqueles elementos que poderiam proporcionar maiores emissões, como aumento de material orgânico particulado, concentração de Nitrogênio e Fósforo, por exemplo. Peixoto et al. (2016), descreve esse aumento a uma possível retirada de CO₂ dos solos para a água durante a estação

chuvosa, visto que também encontrou um padrão de aumento das emissões de CO₂ em águas abertas à medida que o nível da água aumentava.

No período de estiagem, considerando cada córrego como uma unidade, observamos que em nenhum dos córregos houve diferença do fluxo de CO₂ entre os períodos sazonais (teste t; $p > 0,05$). Entretanto, notou-se uma diferença entre os fluxos dos córregos (ANOVA oneway; $F = 5,44$; $p < 0,01$) em que o córrego canal do Renato apresentou a maior emissão por fluxo difusivo de CO₂ ($10.369,73 \pm 5.539,90 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e o córrego Fontes a menor ($1.117,52 \pm 5.352,17 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (Figura 4a). Quando comparamos os córregos em relação ao leito aberto e macrófitas aquáticas separadamente, observamos que os córregos Renato e Fontes apresentaram maiores emissões ($3.796,62 \pm 640 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $3.343,88 \pm 1.171,89 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente; figura 4a), enquanto que os córregos Junco e Sangradouro apresentaram absorções ($-4.437,65 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $-9.644,71 \pm 4.749,04 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente), sendo este último apresentando somente absorções (Figura 4b).

Figura 4 - Emissão de CO₂ por fluxo difusivo na interface água-atmosfera no período da estiagem em leito aberto (a) e macrófitas (b) nos córregos urbanos.



Destacamos nessa figura “a” maior emissão de CO₂ em leito aberto sendo realizada pelo canal do Renato o qual foi caracterizado como o mais antropizado entre os quatro estudados. Na figura “b” o fluxo de CO₂ sobre as macrófitas desses córregos foi positivo (ou seja, emissão) no canal do Renato e no canal do Fontes e apenas houve absorção de CO₂ no Junco e Sangradouro. Fonte: Autores (2023).

Ao comparar macrófitas e leito aberto, observamos que as macrófitas aquáticas proporcionam um influxo de CO₂ ($-266,05 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), enquanto o leito aberto somente apresenta efluxo ($8.101,61 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; teste de Wilcoxon; $z = 3,85$; $p < 0,01$). Ainda, considerando os compartimentos ambientais (leito aberto e macrófitas) como unidades, a emissão de CO₂ no leito aberto foi de $9.157,91 \pm 7.925,39 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no período chuvoso e $7.045,30 \pm 4.052,86 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na estiagem. Enquanto as macrófitas apresentaram um fluxo de $1.203,35 \pm 6.567,86 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de emissão no período chuvoso e uma absorção de $-1.735,46 \pm 7.044,84 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ estiagem. Peixoto et al. (2016), em estudo no Pantanal encontrou diferença significativa no fluxo de CO₂ em área aberta entre períodos sazonais, mas não encontrou diferença significativa para as macrófitas. Em nosso estudo encontramos também diferença significativa entre leito aberto (teste t; $t = 4,31$ $p < 0,05$) mas não para macrófitas (teste t; $p > 0,05$).

Entretanto, no período chuvoso o córrego canal do Renato apresenta emissões de CO₂ cinco vezes maior do que o córrego Junco e quase dez vezes maior que o córrego Fontes (ANOVA oneway; $F = 7,51$; $p < 0,05$; ver Tabela 1). Diferenciando

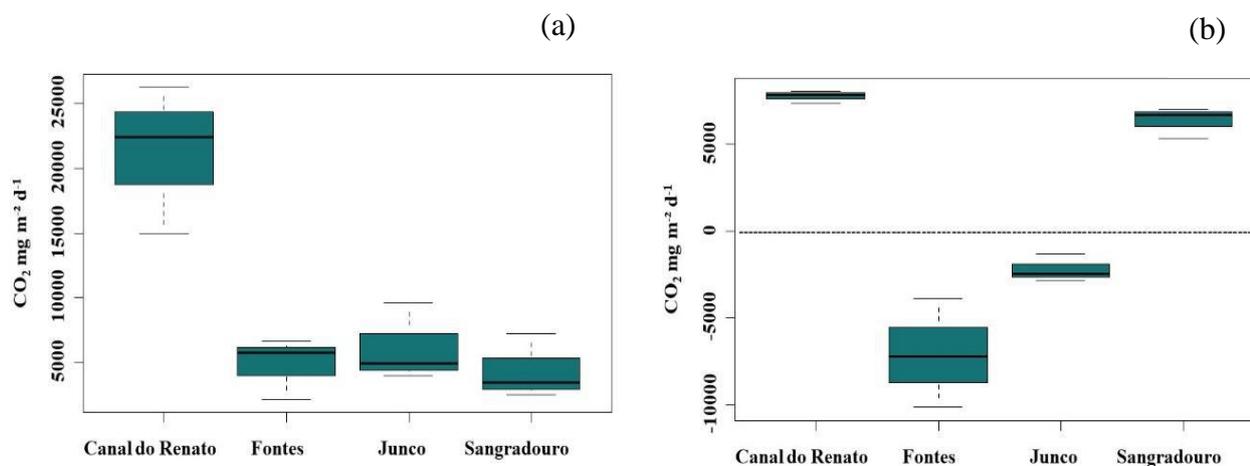
o leito aberto e as macrófitas, observamos que não houve diferença estatística significativa entre os córregos. No entanto, no período chuvoso o leito aberto apresenta maiores emissões no córrego Canal do Renato do que no córrego Fontes e Sangradouro (ANOVA oneway; $F = 14,6$; $p = 0,05$; Figura 5a). O mesmo resultado foi encontrado nas macrófitas aquáticas no período chuvoso (ANOVA oneway; $F = 52,23$; $p < 0,01$; Figura 5b).

Tabela 1 - Fluxo difusivo de CO₂ nos córregos analisados (média ± desvio padrão) durante os diferentes períodos sazonais e nos diferentes compartimentos ambientais. O sinal negativo (-) indica remoção de CO₂ atmosférico.

CÓRREGOS	Chuvoso (CO ₂ mg m ⁻² d ⁻¹)		Estiagem (CO ₂ mg m ⁻² d ⁻¹)	
	Leito Aberto	Macrófitas	Leito Aberto	Macrófitas
Fontes	4.856,50 ± 2.356,64	-7.102,72 ± 3.153,17	3.372,42 ± 1.814,35	3.343,88 ± 1.171,90
Sangradouro	4.418,92 ± 2.494,53	6.378,12 ± 893,56	4.933,26 ± 374,51	-9.644,71 ± 4.749,05
C. do Renato	21.191,93 ± 5.709,88	7.759,65 ± 394,43	10.369,73 ± 5.539,90	3.796,62 ± 640,01
Junco	6.164,31 ± 2.996,21	-2.221,63 ± 793,24	9.505,81 ± 1.906,28	-4.437,66 ± 7.696,42

Observe que o canal do Renato apresenta apenas valores positivos referentes ao fluxo difusivo de CO₂ indicando emissão desse gás para a atmosfera mesmo pelas macrófitas, nos dois períodos sazonais. Além do mais, esse corpo d'água apresenta valores superiores aos demais tanto em leito aberto e macrófitas quanto nos períodos chuvoso e estiagem. Fonte: Autores (2023).

Figura 5 - Emissão de CO₂ por fluxo difusivo na interface água-atmosfera no período chuvoso em leito aberto (a) e macrófitas (b) nos córregos urbanos.



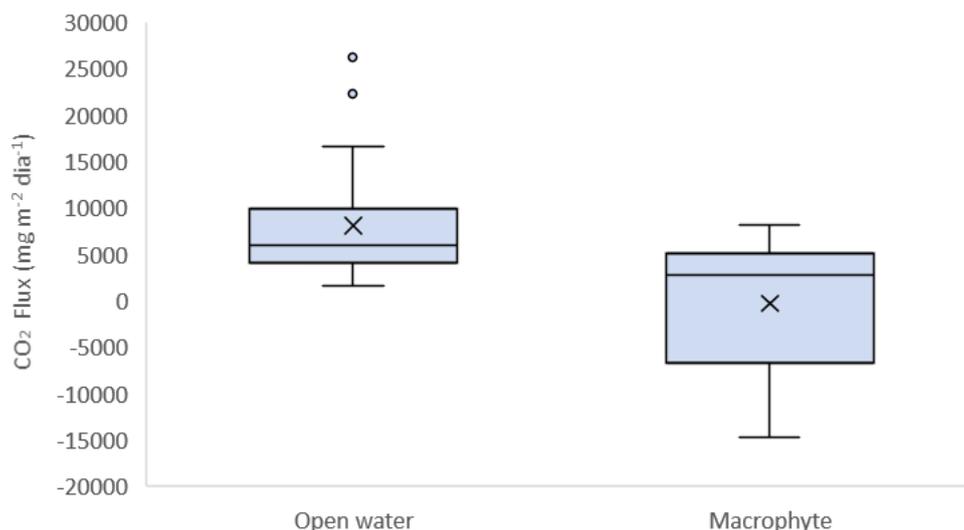
Observe que novamente o canal do Renato apresenta um fluxo difusivo de CO₂ em leito aberto superior aos demais. A mesma situação ocorre também pelas macrófitas do canal do Renato e Sangradouro, onde ao invés de absorverem CO₂, atuaram como emissoras. Fonte: Autores (2023).

Outro fator que pode ter contribuído com o aumento do fluxo de CO₂ nos compartimentos entre as duas estações foi a retirada das macrófitas do leito dos córregos no período chuvoso. Essa prática ocorre com frequência nos córregos estudados com a função de “limpar” esses ambientes para melhorar o escoamento da água em direção à foz e desaguar no rio Paraguai. Entendemos que com o aumento da área de leito aberto aumentou também a emissão do CO₂ reduzindo a absorção de CO₂ pela diminuição das macrófitas. Badiou, et al., (2019), afirma que a remoção das plantas em bacias pluviais causa uma piora na qualidade da água, além de aumentar o fluxo de GEE.

Macrófitas e variáveis limnológicas como reguladoras da emissão de CO₂

As macrófitas aquáticas desempenharam um importante papel no fluxo de CO₂ das águas urbanas. Nos córregos urbanos Fontes, Junco e Sangradouro, as macrófitas exerceram o papel de removedoras do CO₂ atmosférico. É importante observar que no córrego Junco, por exemplo, a retirada do CO₂ da atmosfera foi próxima a 50%, comparando com a área de leito aberto. A atuação desses vegetais corrobora com os resultados de outros estudos como, o realizado por Attermeyer et al. (2016), a emissão de CO₂ foram significativamente maiores em áreas abertas e houve uma redução de 57% da emissão de CO₂ pelas macrófitas flutuantes (aguapé) se comparada com áreas de leito aberto. Em Peixoto et al. (2016), as macrófitas são muito importantes para o lago da planície de inundação tropical, atuando como sumidouro de Carbono da atmosfera. Oliveira Júnior et al., (2021), destacam que uma cobertura de 50% do leito de um corpo hídrico deve ser suficiente para compensar a emissão de C. Em se tratando de córregos urbanos, nosso estudo também encontrou uma redução importante das emissões de CO₂ pelas macrófitas aquáticas em até 50% (Figura 6).

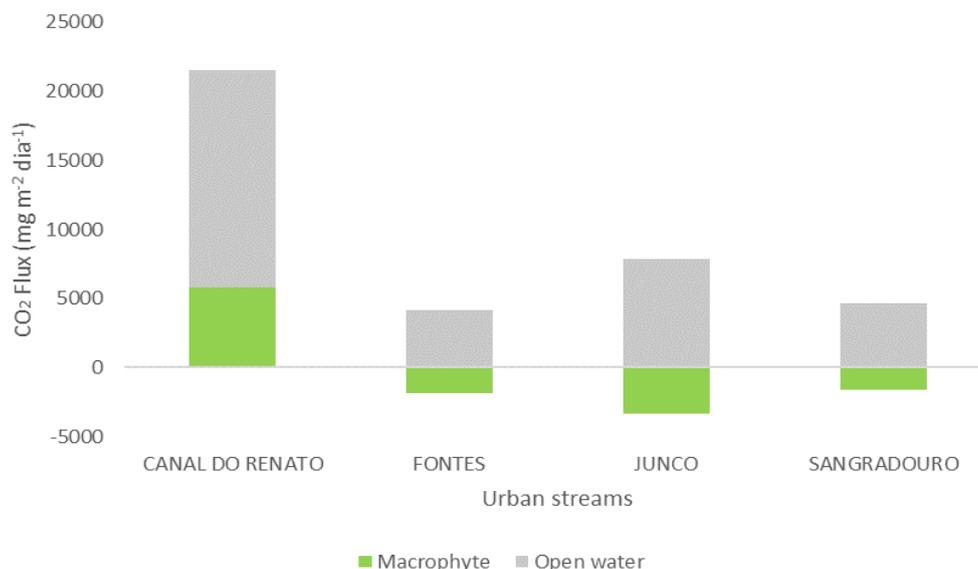
Figura 6 - Fluxos de CO₂ no leito aberto e macrófitas aquáticas dos córregos urbanos nos dois períodos sazonais.



Note que existe diferença no fluxo de CO₂ entre os dois compartimentos ambientais (leito aberto e macrófitas), onde o leito aberto apresenta maior emissão de CO₂ que as macrófitas. Outra questão importante a se considerar é a maior proporção de absorção do que de emissão de CO₂ pelas macrófitas em águas urbanas. Fonte: Autores (2023).

O córrego Canal do Renato, apresentou fluxo de difusivo de CO₂ positivo mesmo sobre as macrófitas, ou seja, não houve retirada de CO₂ da atmosfera (demonstrado quando os valores são negativos). Mesmo ocorrendo essa emissão por parte das macrófitas, a média do fluxo de CO₂ foi três vezes menor que o do leito aberto. Nos outros três córregos, as macrófitas aquáticas apresentaram absorção de CO₂, fazendo com que haja a redução do impacto das emissões causadas pelo leito aberto. Esse fato demonstra o importante papel das macrófitas na regulação do fluxo de CO₂ em córregos urbanos (Figura 7), principalmente se forem utilizadas como instrumentos paisagísticos e com o manejo adequado, retirando-as antes da sua senescência (para evitar acúmulo de matéria orgânica e emissão de metano (CH₄)).

Figura 7 - Fluxo difusivo de CO₂ nos córregos urbanos no leito aberto e sobre as macrófitas aquáticas.



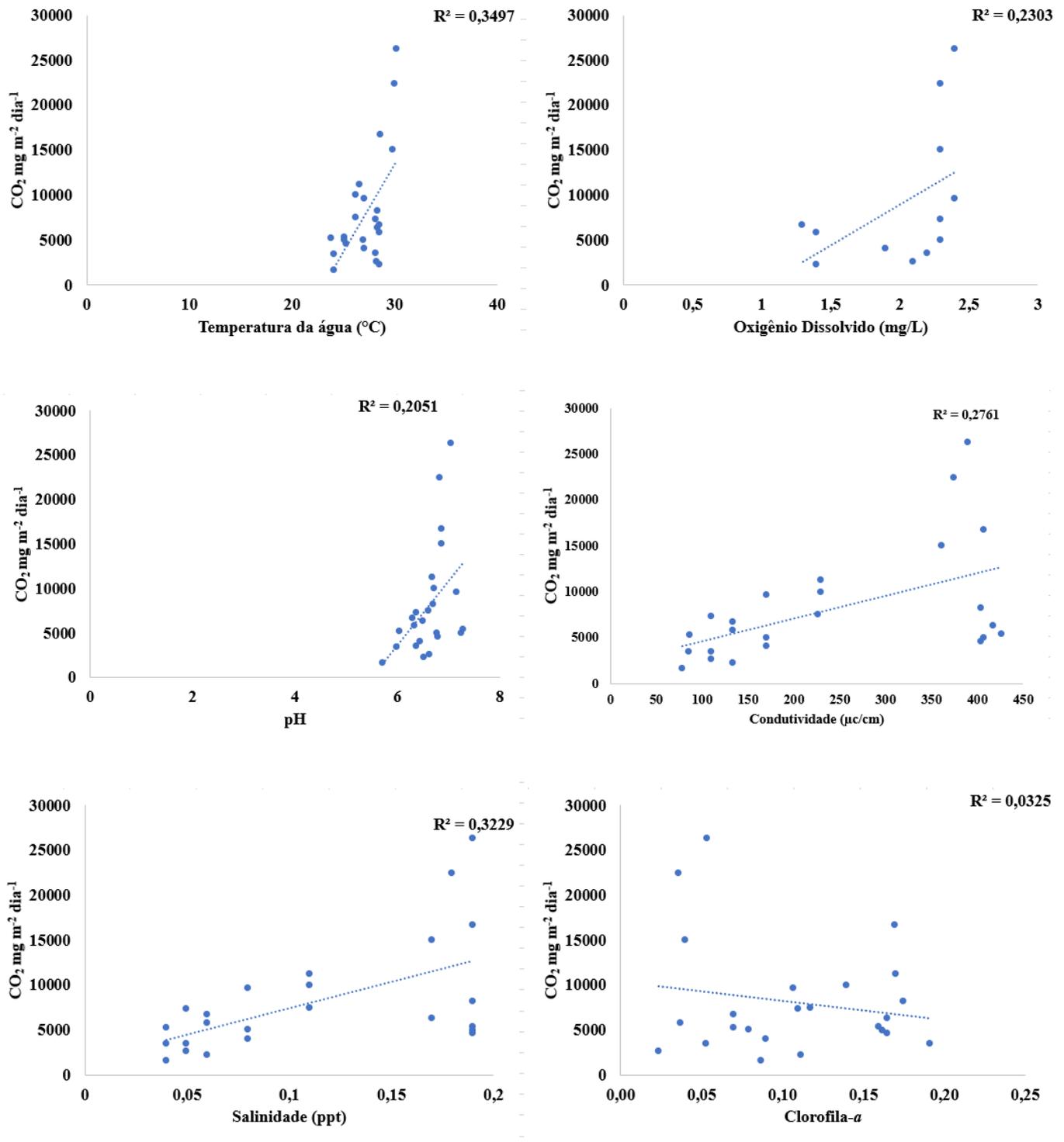
Destacamos na figura acima a proporção da emissão/absorção de CO₂ nos dois compartimentos (leito aberto e macrófitas) em cada córrego/canal urbano. Note que o mais antropizado (canal do Renato) caracterizado pelos PARs foi o que mais emitiu CO₂. Fonte: Autores, (2023).

Nos córregos em que havia *Pontederia* sp., esse vegetal estava fixado no sedimento e não formava cobertura do leito dos córregos como ocorre com a *Eichhornia* sp. Não observamos em nosso estudo diferença entre a emissão do fluxo de CO₂ entre macrófitas flutuante (*Eichhornia* sp.) e macrófitas emergente (*Pontederia* sp.). No entanto, Oliveira Júnior et al., (2021) relataram que em locais com macrófitas flutuantes o influxo de CO₂ foi maior que em macrófitas enraizadas.

Dentre as variáveis limnológicas relacionadas ao fluxo de CO₂, a temperatura da água e a salinidade atuaram como os fatores mais explicativos para o fluxo difusivo de CO₂ em águas urbanas (34% e 32% respectivamente). Os fluxos de CO₂ foram mais evidentes próximo dos 30°C, enquanto a salinidade em até 0,10 ppt foi responsável pela maior quantidade de fluxo, ainda que os maiores fluxos estiveram próximos do maior valor de salinidade (0,19 ppt) registrado em nosso estudo. Cardoso et al. (2014) destacam que a salinidade é um importante fator no controle da mineralização do carbono orgânico, sendo, portanto, responsável também pela oscilação do fluxo de CO₂ encontrado em nosso estudo. Ademais, Oliveira-Junior et al. (2021) relacionam o aumento do fluxo de CO₂ influenciados pela alta taxa de decomposição, em decorrência de temperaturas mais altas (Figura 8).

Segundo Zhang et al. (2021), a clorofila-*a* e a condutividade foram variáveis positivamente relacionadas à saturação de CO₂ em rios urbanos, além do mais, Cardoso et al. (2014) relataram uma relação importante no controle da taxa de mineralização do carbono orgânico pela clorofila-*a* ao contrário do que encontramos em nosso estudo, onde a clorofila-*a* indicou uma relação quase nula. O oxigênio dissolvido é também um importante fator na regulação do fluxo de CO₂ (Ho et al., 2020), notamos que os maiores valores de oxigênio dissolvido na água encontrados em nosso estudo sustentavam um fluxo de CO₂ também maior. Tal como a o faixa de pH regula as taxas de transferência de CO₂ segundo Shanableh (2007), em nosso estudo pH entre 6 e 7 sustentaram maiores fluxos de CO₂ (Figura 8).

Figura 8 - Relação entre o fluxo de CO₂ e as variáveis limnológicas e clorofila-*a* mensuradas nos córregos/canais urbanos.



Destacamos na figura acima a temperatura da água e a salinidade como variáveis mais explicativas para o fluxo de CO₂. Note que a relação das variáveis limnológicas é positiva. A clorofila-*a* apresentou o menor R² entre as variáveis observadas. Fonte: Autores (2023).

4. Conclusão

Os córregos urbanos pantaneiros foram classificados com alto grau de impacto ambiental, tanto por protocolos de avaliação rápida quanto pela legislação brasileira que regula sobre águas doces. Nesses ambientes, as macrófitas aquáticas tomam

conta dos leitos, principalmente em períodos chuvosos, havendo uma máxima proliferação em que muitas vezes cobrindo o corpo d'água completamente.

Nesses ambientes o desenvolvimento de macrófitas aquáticas tem apresentado um papel importante na biota aquática, principalmente quando relacionadas aos GEE. Em nosso estudo destacamos que as macrófitas aquáticas são potenciais redutoras do CO₂ atmosférico e podem absorver até 50% desse gás, se comparado com o leito aberto que são áreas dos córregos que só emitiram CO₂.

O fluxo de CO₂ pode ser alterado de acordo a sazonalidade, onde meses mais chuvosos apresentaram maiores emissões de CO₂, ou pela retirada das macrófitas do leito em situações de manutenção dos córregos urbanos.

Por fim, os córregos urbanos são importantes contribuintes para o estoque global do Carbono e devem ser considerados em futuros estudos para gases de efeito estufa. Além do mais, a presença de macrófitas no leito dos córregos são importantes para a redução do CO₂ atmosférico. Sendo assim, é importante que sejam realizadas manutenções considerando o paisagismo dos córregos e a redução da pressão antrópica sobre esses ambientes.

Sugerimos que futuros trabalhos sobre o fluxo difusivo de CO₂ englobem mais corpos d'águas urbanos, sejam eles córregos, rios ou lagoas para que tenhamos informações mais abrangentes da contribuição desses locais no efeito estufa. Ademais sugerimos a inclusão de outras variáveis físico-químicas e biológicas para entendermos a influência destas no fluxo difusivo de CO₂ em águas urbanas.

Agradecimentos

Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, ao Ministério Público do Estado de Mato Grosso (MP-MT) e ao Laboratório de Ictiologia do Pantanal – LIPAN da Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT.

Referências

- Attermeyer, K., Flury, S., Jayakumar, R., Fiener, P., Steger, K., Arya, V., & Premke, K. (2016). Invasive floating macrophytes reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake. *Scientific reports*, 6(1), 1-10.
- Aumont, O., Orr, J. C., Monfray, P., Ludwig, W., Amiotte-Suchet, P., & Probst, J. L. (2001). Riverine-driven interhemispheric transport of carbon. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(2), 393-405.
- Badiou, P., Page, B., & Ross, L. (2019). 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*, 127, 292-301.
- Bastviken, D., Sundgren, I., Natchimuthu, S., Reyier, H., & Gålfalk, M. (2015). Technical Note: Cost-efficient approaches to measure carbon dioxide (CO₂) fluxes and concentrations in terrestrial and aquatic environments using mini loggers. *Biogeosciences*, 12(12), 3849-3859.
- Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M., & Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 14(1) 91-98.
- Cardoso, S. J., Enrich-Prast, A., Pace, M. L., & Roland, F. (2014). Do models of organic carbon mineralization extrapolate to warmer tropical sediments? *Limnology and Oceanography*, 59(1), 48-54.
- CETESB. (2014). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Análise de clorofila-a como ferramenta no monitoramento das águas. <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/L5306.pdf>
- CONAMA. (2005). Conselho Nacional do Meio Ambiente. 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 (DOU)*, (053), 58-63.
- Davidson, T. A., Audet, J., Svenning, J. C., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Landkildehus, F., & Jeppesen, E. (2015). Eutrophication effects on greenhouse gas fluxes from shallow-lake mesocosms override those of climate warming. *Global Change Biology*, 21(12), 4449-4463.
- Esteves, F. D. A. (2011). *Fundamentos da limnologia*. (3a ed.), Interciência.
- Girardi, R., Pinheiro, A., Garbossa, L. H. P., & Torres, É. (2016). Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. *Rbrh*, 21(3), 514-524.

- Grasset, C., Abril, G., Guillard, L., Delolme, C., & Bornette, G. (2016). Carbon emission along a eutrophication gradient in temperate riverine wetlands: effect of primary productivity and plant community composition. *Freshwater Biology*, 61(9), 1405-1420.
- Hamid, A., Bhat, S. U., & Jehangir, A. (2020). Local determinants influencing stream water quality. *Applied Water Science*, 10(1), 1-16.
- Harpenslager, S. F., Thiemer, K., Levertz, C., Misteli, B., Sebola, K. M., Schneider, S. C., & Köhler, J. (2022). Short-term effects of macrophyte removal on emission of CO₂ and CH₄ in shallow lakes. *Aquatic Botany*, 182, 103555.
- Ho, L., Jerves-Cobo, R., Barthel, M., Six, J., Bode, S., Boeckx, P., & Goethals, P. (2020). Effects of land use and water quality on greenhouse gas emissions from an urban river system. *Biogeosciences Discussions*, 311, 1-22.
- Hu, B., Wang, D., Zhou, J., Meng, W., Li, C., Sun, Z., & Wang, Z. (2018). Greenhouse gases emission from the sewage draining rivers. *Science of the Total Environment*, 612, 1454-1462.
- IBGE. (2021). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/caceres/panorama>.
- Jang, J. Y., Kim, D. W., Choi, Y. J., & Jang, D. W. (2021). Analysis of the water quality characteristics of urban streams using the flow-pollutant loading relationship and a load duration curve (LDC). *Applied Sciences*, 11(20), 9694.
- Junger, P. C., Dantas, F. D. C. C., Nobre, R. L. G., Kosten, S., Venticinqu, E. M., de Carvalho Araújo, F., & Amado, A. M. (2019). Effects of seasonality, trophic state and landscape properties on CO₂ saturation in low-latitude lakes and reservoirs. *Science of the Total Environment*, 664, 283-295.
- Koehler, B., Landelius, T., Weyhenmeyer, G. A., Machida, N., & Tranvik, L. J. (2014). Sunlight-induced carbon dioxide emissions from inland waters. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(7), 696-711.
- Lázaro, W. L., Oliveira-Júnior, E. S., Silva, C. J. D., Castrillon, S. K. I., & Muniz, C. C. (2020). Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 32.
- Marotta, H., Pinho, L., Gudas, C., Bastviken, D., Tranvik, L. J., & Enrich-Prast, A. (2014). Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. *Nature Climate Change*, 4(6), 467-470.
- Oliveira-Junior, E. S., de Lima, T. E., da Silva Poquiqui, A., da Costa Tavares, C., Machado, C. S. D., dos Santos Carvalho, C., & de Souza, C. A. (2020). Aplicação de protocolos de avaliação rápida como ferramenta robusta na qualificação ambiental em dois córregos urbanos que desaguam no rio Paraguai. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, 50, 231-252.
- Oliveira Junior, E. S., van Bergen, T. J., Nauta, J., Budiša, A., Aben, R. C., Weideveld, S. T., & Kosten, S. (2021). Water Hyacinth's effect on greenhouse gas fluxes: a field study in a wide variety of tropical water bodies. *Ecosystems*, 24(4), 988-1004.
- Oliveira Junior, E. S., Buhler, B. F., Muniz, C. C., & Furlan, A. O. (2014). Córregos urbanos do município de Cáceres-MT, Brasil: um olhar para a conservação. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 3268-3274.
- Peixoto, R. B., Marotta, H., Bastviken, D., & Enrich-Prast, A. (2016). Floating aquatic macrophytes can substantially offset open water CO₂ emissions from tropical floodplain lake ecosystems. *Ecosystems*, 19, 724-736.
- Raymond, P. A., Hartmann, J., Lauerwald, R., Sobek, S., McDonald, C., Hoover, M., & Guth, P. (2013). Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(7476), 355-359.
- Rodrigues, A. S. D. L. (2008). *Adequação de um protocolo de avaliação rápida para o monitoramento e avaliação ambiental de cursos d'água inseridos em campos rupestres*. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Brasil.
- Shanableh, A. (2007). pH-dependence and contributions of the carbonic species to CO₂ flux across the gas/liquid interface. *Jordan Journal of Civil Engineering*, 1(1), 109-122.
- Smith, R. M., Kaushal, S. S., Beaulieu, J. J., Pennino, M. J., & Welty, C. (2017). Influence of infrastructure on water quality and greenhouse gas dynamics in urban streams. *Biogeosciences*, 14(11), 2831-2849.
- Tucci, C. E. M. (2008). Águas urbanas. *Estudos Avançados*, 22(63), 97-112.
- Zhang, W., Li, H., Xiao, Q., & Li, X. (2021). Urban rivers are hotspots of riverine greenhouse gas (N₂O, CH₄, CO₂) emissions in the mixed-landscape chaohu lake basin. *Water Research*, 189, 116624.