

ANÁLISE DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PIRAPUTANGA, CÁCERES-MT

THIAGO FERREIRA PEREIRA

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2024**

THIAGO FERREIRA PEREIRA

**ANÁLISE DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PIRAPUTANGA, CÁCERES- MT**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Beatriz Ferraz Bühler

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2024**

PEREIRA, Thiago Ferreira.
P436a Análise dos Serviços Ecossistêmicos da Bacia Hidrográfica
do Córrego Piraputanga, Cáceres-MT / Thiago Ferreira
Pereira – Cáceres, 2024.
89 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu
(Mestrado Acadêmico) Ciências Ambientais, Faculdade de
Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres,
Universidade do Estado de Mato Grosso, 2024.
Orientador: Ernandes Sobreira Oliveira Junior
Coorientador: Beatriz Ferra Buhler

1. Transformações Ambientais. 2. Dióxido de Carbono
(Co₂). 3. Qualidade de Água. Pantanal. I. Thiago Ferreira
Pereira. II. Análise dos Serviços Ecossistêmicos da Bacia
Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres-MT: .
CDU 502:556.1

THIAGO FERREIRA PEREIRA

ANÁLISE DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PIRAPUTANGA, CÁCERES-MT

Essa dissertação foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Cáceres, fevereiro de 2024.

Banca examinadora

Prof.^a Dr.^a Beatriz Ferraz Bühler
(Secretaria de Estado de Educação, SEDUC-MT)
(Coorientadora)

Prof. Dr. Dionei José da Silva
(UNEMAT)

Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Junior
UNEMAT
(Orientador)

Prof. Dr. Everton Valdomiro P. Brum
(UNEMAT)

Prof.^a Dr.^a Marcela B. da Cunha Santino
(UFSCAR)

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2024**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por toda força necessária por ter me feito chegar até aqui. Tenho a plena certeza que se não fosse Ele me guiando não teria forças físicas e emocionais para chegar até esse momento.

Quero agradecer em especial a toda minha família, incluindo meus pais Jeronimo e Jesebel, meus irmãos Jonatas e Ana Clara e minha avó Jacira que sempre acreditaram em mim e me apoiaram em todas as decisões. Agradeço a minha namorada Liahtly por estar ao meu lado incentivando a todo momento.

Agradeço ao Professor e Doutor Ernandes Sobreira que abraçou as minhas ideias desde a graduação até o mestrado, me ajudando, orientando e aconselhando a todo momento. Agradeço a Professora e Doutora Beatriz Ferraz pela coorientação que teve grande importância para mim. Agradeço ao Professor e Doutor Claumir por me acolher no laboratório CELBE/LIPAN, a qual faço parte desde 2017. Agradeço ao Professor Doutor Wilkinson por todas as contribuições em minha pesquisa.

Agradeço a todas as amigas antigas e novas que fiz nesses dois anos de mestrado. Todos foram essenciais para meu crescimento. Agradeço em especial aos colegas de graduação, mestrado e doutorado Janaina Vetoretti, Cleverson Ricardo, Josiane Carioca, Acisa Souza, João Vitor Andrade, Regiane Moturi, Gabriela Elídio, Jessica Silva e demais colegas que ajudaram nas coletas em campo e em laboratório.

Por fim, agradeço ao programa de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) código de financiamento 001, ao Ministério Público do Estado de Mato Grosso e a Fundação Apoio ao Ensino Superior Público Estadual (FAESPE) pelo apoio financeiro ao meu projeto de pesquisa e através da bolsa. Agradeço a Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA pela oportunidade de realização do mestrado.

Obrigado!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	6
RESUMO.....	9
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO GERAL.....	11
CAPITULO 1	17
RESUMO.....	17
ABSTRACT	18
INTRODUÇÃO.....	19
METODOLOGIA.....	21
Área de estudo	21
Transformações ambientais	22
RESULTADOS	26
Transformações ambientais	26
DISCUSSÃO.....	33
CONCLUSÃO.....	36
REFERÊNCIAS	37
CAPITULO 2	42
RESUMO.....	42
ABSTRACT	42
INTRODUÇÃO.....	43
METODOLOGIA.....	46
Área de estudo	46
Coleta de dados análise do fluxo de dióxidos de carbono (Serviço Ecossistêmico de Regulação e Provisão)	47
RESULTADOS	50
DISCUSSÃO	56
CONCLUSÃO.....	60
REFERÊNCIA.....	61
CAPITULO 3	65
RESUMO.....	65
ABSTRACT	66
INTRODUÇÃO.....	66
METODOLOGIA.....	68
RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	71
Comparações entre locais	71
Comparações entre períodos.....	75
CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
AGRADECIMENTOS	81
REFERÊNCIAS	81
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	83
CONCLUSÃO GERAL.....	84
APÊNDICES.....	86

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 01. Desenho esquemáticos dos três artigos. Figura – A: Artigo 01 A transição de uma Bacia Hidrográfica: passado e presente, um modelo preditivo para a Bacia Piraputanga; Figura – B: Artigo 02, Mudança nas emissões totais de CO₂ em uma bacia hidrográfica ecotonal tropical entre savana e pantanal e Figura – C: Diagnóstico da qualidade da água em uma bacia hidrográfica do ecótono Cerrado-Pantanal.....14

CAPÍTULO 01

Figura 01. Bacia hidrográfica do córrego Piraputanga, Cáceres-MT. Local de levantamento de dados distribuídos ao longo do córrego onde os pontos de coleta estão divididos em Nascentes (1), Percurso (2) e Foz (3).....22

Figura 02. Dinâmica do uso e cobertura da terra dentro da área de estudo (Bacia do Córrego Piraputanga) entre os anos de 1985 e 2022.....26

Figura 03. Distribuição espacial e temporal do grau de hemerobia dos impactos humanos sobre o uso e cobertura do solo na região da bacia do córrego Piraputanga.....28

Figura 04. Efeito das transformações ambientais ao longo dos anos dentro da Bacia Piraputanga. Figura A - demonstrando a perda de massa de água na paisagem entre os anos de 1985 e 2021. Figura B - Identificando os níveis de desmatamento na região entre 1987 e 2020. Figura C – Indicando a quantidade de queimadas através dos focos de incêndio ocorridos entre 1998 e 2021. Figura D – Indicando o aumento nas áreas de pastagens entre os anos 1985 a 2020.....29

Figura 05. Efeito da cobertura anual de áreas queimadas em relação a perda de quantidade de água na Bacia Piraputanga (ANOVA, $F=6.59$, $P<0,05$; **figura A**); Impacto do desmatamento na perda de quantidade de água no sistema da Bacia do Córrego Piraputanga (ANOVA, $F=236.80$, $P<0,01$; **figura B**).....31

Figura 06. Análise da previsão da perda de superfície de água até o ano de 2080 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais. Em azul a projeção para os próximos anos até 2080. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....32

Figura 07. Análise da previsão do aumento das áreas desmatadas acumuladas até o ano de 2080 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. Em azul a projeção para os próximos anos até 2080. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....32

Figura 08. Análise da previsão do aumento das áreas de pastagem até o ano de 2080 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais. Em azul a projeção para os próximos anos até 2080. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....33

CAPÍTULO 2

Figura 01. Disposição das câmaras de acrílico alocadas nos diferentes compartimentos ambientais estudados.....47

Figura 02. Fluxo difusivo de CO₂ nos diferentes compartimentos ambientais considerando todos os períodos e locais (Kruskal-Wallis, chi-squared = 5.71, df = 2, p= 0.05). Aplicações do teste de comparações entre grupos disponíveis no gráfico, letras representando diferenças significativas entre os grupos (Dunn-test (Bonferroni), chi-squared = 5.71, p =0.98 "água - exposto"; p = 0.10 "água - vegetado"; p = 0.03 "exposto - vegetado"). Letras diferentes indicam diferença estatística.....48

Figura 03. Análise temporal e espacial comparando a perda de massa d'água com o aumento de solo exposto na região de estudo entre os anos de 1987 e 2022.....51

Figura 04. Análise do fluxo difusivo de CO₂ provenientes da água e do solo exposto em quilômetros quadrados considerando uma série temporal entre 1987 e 2022.....52

Figura 05. Previsão do fluxo total de CO₂ por área de solo exposto da região de estudo até 2087 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. Em azul a linha está indicando a tendência para os próximos 47 anos. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....52

Figura 06. Previsão do fluxo total de CO₂ por área de superfície d'água na região de estudo até 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. Em azul a linha está indicando a tendência para os próximos 47 anos. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....53

Figura 07. Análise da relação entre o fluxo difusivo de CO₂ proveniente da água e do solo exposto abrangendo a área total região de estudo ao passo que os anos avançam (Regressão, F = 26.91, p<0.01). Em azul a linha está indicando a tendência para os próximos 47 anos. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em

cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....54

Figura 08. Previsão do fluxo total de CO₂ por área vegetada na região de estudo até 2100 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. Em azul a linha está indicando a tendência para os próximos 47 anos. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....55

Figura 09. Previsão do fluxo total de CO₂ por área vegetada na região de estudo até 2067. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. A em azul a tendência para os próximos 47 anos. A linha em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95% e a em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.....56

CAPÍTULO 3

Figura 01. Bacia hidrográfica do córrego Piraputanga, Cáceres-MT. Local de coleta de dados distribuídos ao longo do córrego onde os pontos de coleta estão divididos em Nascentes (1), Percurso (2) e Foz (3). 2024.....69

Figura 02. Concentração média das variáveis limnológicas por ponto amostral na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres-MT, Brasil.....71

Figura 03. Valores de pH, Tds, Nitrogênio e Fósforo entre os ambientes nascente (ponto 2), percurso (ponto 3 e 4) foz (ponto 5) dentro da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, (Kruskal-Wallis, pH, H 15.231, P < 0.001 para pH e Tds).....75

Figura 04. Concentração de oxigênio dissolvido nos diferentes períodos de estudo. (Kruskal-Wallis, OD (mg/L) H 28.638 p < 0,001).....77

Figura 05 Análise de PCA demonstrando as concentrações das variáveis limnológicas analisadas vs períodos de coleta.....79

Figura 06. Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga. 80

Pereira, Thiago Ferreira. Análise dos serviços ecossistêmicos da bacia hidrográfica do córrego Piraputanga, Cáceres-MT. Cáceres, UNEMAT. 2024, 74 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais).

RESUMO

A mudança na paisagem é resultado da conversão das áreas naturais por matrizes econômicas devido à alta demanda alimentos, água, combustível e urbanização, que impulsiona as intensas transformações ambientais resultando na perda de serviços ecossistêmicos (SE). Compreender o funcionamento dos SE e quais as consequências das alterações ambientais dentro de uma bacia hidrográfica são fundamentais para sua preservação e consequentemente sua valoração. Desta maneira, objetivou-se analisar o impacto das transformações ambientais nos SE da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga (BHCP) com foco na análise temporal do uso e ocupação do solo e do fluxo de gases de efeito estufa e qualidade da água. No primeiro capítulo foi analisado o impacto das transformações ambientais na mudança das paisagens naturais. Buscou-se dados referentes ao uso e cobertura da terra, desmatamento, perda de área superficial de água e queimadas. O grau de transformação da paisagem baseou-se no grau de hemerobia. Destaca-se que a BHCP apresenta grau de impacto hemeróbico moderado, pois observou-se a transição na paisagem com a diminuição de florestas e água e aumento de pastagens e queimadas. O processo de transição apresenta tendências que podem afetar a capacidade do ecossistema de fornecer serviços ambientais. O segundo capítulo reforça o efeito das transformações ambientais no fluxo dos Gases do Efeito Estufa (GEE). Objetivou-se analisar a dinâmica do fluxo de CO₂ em uma área ecotonal entre Cerrado e Pantanal, demonstrando a contribuição de diferentes compartimentos ambientais nas emissões de CO₂. A medida do fluxo de CO₂ envolveu o uso de câmaras fechadas de acrílico transparente, posicionadas sobre a água e solo. As análises evidenciam que a diminuição substancial da superfície de água na BHCP afeta o balanço do carbono. As médias de CO₂ registradas na água foram maiores em comparação ao solo exposto. No entanto, a análise temporal revela diminuição das áreas aquáticas e um aumento paralelo nas áreas de solo exposto. Nesse sentido, observou-se que está ocorrendo uma inversão notável no sistema, onde há diminuição na superfície de água e consequentemente aumento de solo exposto. Essa inversão causa desequilíbrio no fluxo de GEE, neste caso uma crescente emissão de CO₂ em áreas de solo exposto. No terceiro capítulo o objetivo foi investigar a qualidade da água que nasce no Cerrado e deságua dentro da BHCP, no Pantanal. Assim, as coletas foram realizadas desde a nascente até a foz da BHCP em diferentes períodos do ano. Nossos resultados indicaram que a qualidade da água desta bacia não varia significativamente entre os pontos de amostragem. Entretanto, destaca-se as concentrações de nitrogênio e fósforo que apresentaram valores acima daqueles preconizados pela Resolução CONAMA 357/05. Em suma, a BHCP apresenta boa qualidade da água, porém é necessário continuar com políticas públicas e ações sustentáveis na região para garantir a saúde do ecossistema. As análises de previsões reforçam ainda mais nossos achados. A longo e médio prazo (40 anos) as simulações para as transformações ambientais indicam à perda de água no sistema e consequentemente, aumento de áreas de pastagem e de solo exposto, devido a queimada e o acúmulo de áreas desmatadas.

Palavras-chave: Transformações ambientais. Dióxido de Carbono (CO₂). Qualidade de água. Pantanal

Pereira, Thiago Ferreira. Analysis of ecosystem services of the Piraputanga stream water basin, Cáceres-MT. Cáceres, UNEMAT. 2024, 74 p. (Dissertation for Environmental Sciences Graduate Program).

ABSTRACT

The change in the landscape is the result of the conversion of natural areas into economic matrices due to the high demand for food, water, fuel and urbanization, which drives intense environmental transformations resulting in the loss of ecosystem services (ES). Understanding how ES works and the consequences of environmental changes within a river basin are fundamental for their preservation and consequently their valuation. In this way, the objective was to analyze the impact of environmental transformations in the SE of the Córrego Piraputanga Hydrographic Basin (BHCP) with a focus on the temporal analysis of land use and occupation and the flow of greenhouse gases and water quality. In the first chapter, the impact of environmental transformations on changes in natural landscapes was analyzed. Data was sought regarding land use and coverage, deforestation, loss of surface water area and fires. The degree of landscape transformation was based on the degree of daylily. It is noteworthy that the BHCP has a moderate degree of hemerobic impact, as a transition was observed in the landscape with a decrease in forests and water and an increase in pastures and fires. The transition process presents trends that can affect the ecosystem's ability to provide environmental services. The second chapter reinforces the effect of environmental transformations on the flow of Greenhouse Gases (GHG). The objective was to analyze the dynamics of CO₂ flow in an ecotonal area between Cerrado and Pantanal, demonstrating the contribution of different environmental compartments to CO₂ emissions. The measurement of CO₂ flow involved the use of closed transparent acrylic chambers, positioned over water and soil. The analyzes show that the substantial decrease in the water surface in the BHCP affects the carbon balance. The CO₂ averages recorded in the water were higher compared to exposed soil. However, temporal analysis reveals a decrease in water areas and a parallel increase in areas of exposed soil. In this sense, it was observed that a notable inversion is occurring in the system, where there is a decrease in the water surface and consequently an increase in exposed soil. This inversion causes an imbalance in the flow of GHG, in this case an increasing emission of CO₂ in areas of exposed soil. In the third chapter, the objective was to investigate the quality of the water that originates in the Cerrado and flows into the BHCP, in the Pantanal. Thus, collections were carried out from the source to the mouth of the BHCP at different periods of the year. Our results indicated that the water quality of this basin does not vary significantly between sampling points. However, the concentrations of nitrogen and phosphorus are highlighted, which presented values above those recommended by CONAMA Resolution 357/05. In short, BHCP has good water quality, but it is necessary to continue with public policies and sustainable actions in the region to guarantee the health of the ecosystem. Forecast analyzes further reinforce our findings. In the long and medium term (40 years) simulations for environmental transformations indicate the loss of water in the system and consequently, an increase in pasture areas and exposed soil, due to burning and the accumulation of deforested areas.

Keywords: Environmental transformations. Carbon Dioxide (CO₂). Water quality. Pantanal

INTRODUÇÃO GERAL

Os serviços ecossistêmicos (SE) referem-se aos benefícios que a natureza fornece à humanidade, garantindo a sustentabilidade das necessidades humanas fundamentais, alimento, abrigo e condições para a sobrevivência. Eles são categorizados em quatro principais tipos: serviços de provisão, como água e alimentos; serviços de regulação, como a purificação do ar e a regulação do clima; serviços culturais, que incluem benefícios recreativos, espirituais e educacionais; e serviços de suporte, como a formação do solo e os ciclos de nutrientes, que são importantes para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos. A manutenção desses serviços é fundamental para a qualidade da saúde e para o equilíbrio do planeta e do bem-estar humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Os SE se destacam por promover, ou garantir, as condições ambientais necessárias para a sobrevivência humana, seja ela devido questões materiais ou imateriais. Em relação material, pode ser destacada a água potável, os alimentos, as matérias-primas para construção e os medicamentos, das quais estes recursos servem de base para a economia humana e sustentam atividades diárias essenciais (TEEB, 2010; Benson, et al., 2020).

Em relação a regulação, pode-se destacar que são benefícios diretos e indiretos aos seres humanos, como a regulação do clima, controle de enchentes, polinização de culturas alimentares e a decomposição de resíduos (Riis, et al., 2020). Esses serviços ajudam a manter o equilíbrio e a saúde do ambiente que, por sua vez, suporta a vida humana. Por exemplo, as áreas úmidas atuam como barreiras naturais contra tempestades e erosão (Temmerman, et al., 2023), enquanto as abelhas e outros insetos polinizadores são essenciais para a produção de culturas (Giannini, et al., 2020). Em florestas tropicais, os SE reguladores como estoque de carbono ou qualidade da água são economicamente os mais representativos, onde dois terços do valor econômico total é atribuído a esses tipos de serviço (TEEB, 2010).

Os serviços culturais ou imateriais incluem os benefícios psicológicos, espirituais, educacionais e recreativos que os ecossistemas proporcionam (Riss, et al., 2020). Estes serviços reforçam a conexão entre os seres humanos e a natureza, promovendo bem-estar, inspiração, recreação e a aprendizagem (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Espaços naturais como parques, reservas e praias são locais onde as pessoas podem se conectar com a natureza, relaxar e se exercitar, contribuindo significativamente para a saúde mental e física (Grima, et al., 2020).

Os serviços de suporte podem ser representados principalmente pela formação do solo, pelos ciclos de nutrientes e produção primária (Riis, et al., 2020). Muitas vezes esses elementos

não são tidos/vistos como recursos, mas são fundamentais para que os outros serviços possam ser estabelecidos, pois a formação do solo pode impactar na formação vegetal, no escoamento das águas (Kihara, et al., 2020). Além disso, os ciclos biogeoquímicos também são importantes elementos a serem analisados, pois contribuem para a formação de plantas de acordo com a disponibilização de nutrientes, o fluxo destes impacta a microbiota e a biota como um todo (MA, et al., 2021). De todo modo, eles são essenciais para a produção de alimentos, água limpa e ar puro (Kihara, et al., 2020).

As transformações ambientais podem causar severos danos aos serviços ecossistêmicos (Arruda et al 2024, Capítulo 1), principalmente no que se refere ao fluxo de carbono, por exemplo. A dinâmica do carbono em locais com transformação ecossistêmica é um tópico das discussões sobre as mudanças climáticas globais (Keller, et al 2020; Paranaíba, et al 2022). À medida que os ecossistemas são alterados por atividades humanas, como desmatamento, urbanização, agricultura e mudanças no uso da terra, o ciclo do carbono também é significativamente impactado (ver Capítulo 2). Estas transformações podem afetar tanto a capacidade dos ecossistemas de armazenar carbono (sequestro de carbono) quanto de liberá-lo de volta à atmosfera.

Ecossistemas naturais intactos, como florestas, pântanos e pradarias, são importantes sumidouros de carbono, capazes de absorver CO₂ da atmosfera e armazená-lo na biomassa vegetal e no solo (Amthor e Hustoun, 1998; Boddey, et al 2006). Quando esses ecossistemas são transformados ou degradados, sua capacidade de sequestrar carbono é reduzida. Por exemplo, o desmatamento não apenas libera o carbono armazenado nas árvores, mas também diminui a capacidade da área de capturar carbono futuramente (Neill, et al 1997; Adnan, et al 2014; Rageeb, et al 2024).

A transformação de paisagens naturais em áreas urbanizadas, além das agricultáveis, ou de uso para pecuária e indústrias frequentemente resulta em um aumento líquido das emissões de carbono para a atmosfera, embora haja diversas formas de manejo para minimizar as emissões (Paustian, et al., 2000). A perturbação do solo, a queima de biomassa e a perda de vegetação são processos comuns que liberam carbono armazenado, afetando drasticamente o efeito estufa e as mudanças climáticas (Fang, et al., 2018).

Em zonas ecotonais, onde a tensão ecossistêmica é ainda maior, as transformações ecossistêmicas podem ser ainda mais severas (Shea, et al., 2022; Sales, 2023). A Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga é uma bacia dividida pelo Cerrado e Pantanal (Rodrigues,

et al., 2021) e participa na subsistência de mais de 90 mil habitantes por fornecer diversos serviços ecossistêmicos, dentre os quais destaca-se o de suporte.

É bastante sabido que esta bacia está apresentando grande transformação ecológica há vários anos em virtude do acréscimo do número de propriedades particulares para o desenvolvimento da pecuária, principalmente (Neves, et al., 2014; Ramos, et al., 2018; Funaro, et al., 2022). Entretanto, tendo como base o fato de que a região do Pantanal está perdendo água (Lázaro e Oliveira Junior, et al 2020), esta região poderá sofrer impacto bastante drástico nos próximos anos, principalmente no que se refere aos serviços ecossistêmicos.

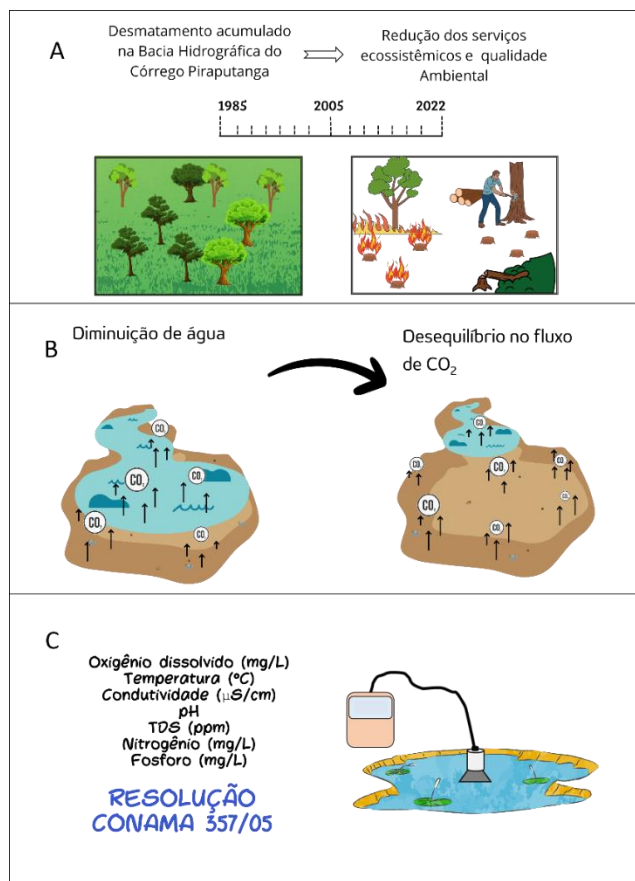
Desta forma, este trabalho tem como objetivo analisar o impacto das transformações ambientais nos serviços ecossistêmicos da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga/MT com foco na análise do fluxo de gases de efeito estufa, quantidade e qualidade da água. As hipóteses para a realização deste trabalho consistem em I. As transformações ambientais (Desmatamento, áreas queimadas e diminuição da área superficial de água) influenciam diretamente os serviços ecossistêmicos dentro da bacia hidrográfica o que contribui para maiores perdas de massa d'água no canal do córrego e resultando em baixa qualidade de água. II. A perda da vegetação contribui para a alteração dos ciclos biogeoquímicos, favorecendo elevadas emissões de CO₂ nos ambientes de solo exposto (onde não ocorre presença de vegetação).

O trabalho foi organizado em 3 capítulos (ver esquematização na figura 01), com os seguintes objetivos: 1. *analisar o impacto das transformações ambientais na mudança das paisagens naturais da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga*, relacionando-se especialmente com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) que versa sobre a vida terrestre e busca proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerenciar de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação do solo e deter a perda da biodiversidade; 2. *analisar a dinâmica do fluxo de Carbono (principalmente CO₂) em uma área ecotonal situada nos biomas Cerrado e Pantanal, demonstrando a contribuição de diferentes compartimentos ambientais nas emissões de gases de efeito estufa (CO₂)*. Este segundo capítulo visa atingir o ODS 'Ação contra a Mudança Global do Clima', visando tomar medidas para o combate frente as mudanças climáticas e seus impactos, especialmente a mitigação de gases do efeito estufa; 3. *investigar a qualidade da água em uma bacia hidrográfica de um Córrego que nasce no Cerrado e deságua no Pantanal, na municipalidade brasileira de Cáceres, Mato Grosso*. Neste capítulo buscamos discutir sobre o ODS Água Potável e Saneamento que busca garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos afim de garantir a melhoria da qualidade da água, por meio da conservação e

restauração da água. Além disso, fortalecer a participação das comunidades locais em busca de melhoria na gestão da água e do saneamento.

Além disso, o trabalho ainda apresenta 1 apêndice com 1 texto produzido para os moradores e gestores da região considerando os principais impactos que a região vem sofrendo nos últimos anos, principalmente em relação a conversão da floresta e do recurso hídrico em solo exposto (Boletim Informativo nro 017/2024-LIPAN - [Produções – LIPAN](#)). Outro material produzido a ser destacado devido à realização desta dissertação é a participação em um podcast – PantanalCast no dia 21/12/2023 publicado no dia 21/02/2024. Neste podcast foi abordado sobre o efeito das transformações ambientais e os serviços ecossistêmicos, bem como a contribuição para a comunidade (<https://open.spotify.com/episode/7JusBjPYH9eCjKzZkZeJiw?si=5jLXrdtARNqQf15IP2v6bg>).

Figura 01. Desenho esquemáticos dos três artigos. Figura – A: Artigo 01 Modelo preditivo da transição da bacia hidrográfica da Piraputanga: passado, presente e projeções futuras; Figura – B: Artigo 02, Mudança nas emissões totais de CO₂ em uma bacia hidrográfica ecotonal tropical entre savana e pantanal e Figura – C: Diagnóstico da qualidade da água em uma bacia hidrográfica do ecótono Cerrado-Pantanal



REFERÊNCIAS

ADNAN, A., MIRZA, S.M. and NIZAMI, S.M., 2014. Assessment of biomass and carbon stocks in coniferous forest of Dir Kohistan, KPK. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, vol. 51, no. 2, pp. 345-350

AMTHOR, J.S. & HUSTOUN, M. *Terrestrial Ecosystem Responses to Global change: A Research Strategy*. ORNL/TM-1998/27. Oak Ridge National Laboratory, 1998.

BENSON, S., 2020. Growing Better - Ten Critical Transitions for Transform Food and Land Use, The Food and Land Use Coalition. United States of America. Retrieved from <https://policycommons.net/artifacts/11317094/growing-better/12202777/> on 01 Mar 2024. CID: 20.500.12592/h44j5v2.

BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; MACEDO, M.O.; OLIVEIRA, O.C.; RESENDE, A.S.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic Forest region of Brazil. In: *Carbon sequestration in soils of Latin America*. Haworth Press, Binghamilton. 2006. pp. 305-347.

FANG, J., YU, G., LIU, L., HU, S. and CHAPIN III, F.S., 2018. Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 115, no. 16, pp. 4015-4020. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1700304115>. PMID:29666313.

FUNARO J. S., et al. Médio curso da bacia hidrográfica do córrego Piraputangas, no município de Cáceres–Mato Grosso: uso da terra e alterações ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 15, n. 06, p. 2831-2852, 2022.

GIANNINI, Tereza Cristina et al. Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management. *Apidologie*, v. 51, p. 406-421, 2020.

GRIMA, Nelson et al. The importance of urban natural areas and urban ecosystem services during the COVID-19 pandemic. *Plos one*, v. 15, n. 12, p. e0243344, 2020.

KIHARA, J. et al. Soil health and ecosystem services: Lessons from sub-Saharan Africa (SSA). *Geoderma*, v. 370, p. 114342, 2020.

MA, Bin et al. Acoplamentos do ciclo biogeoquímico do solo inferidos a partir de uma rede de táxons de função. *Pesquisa*, 2021.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 2005.

NEILL, C.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.J.; STEUDLER, P.A.; MORAES, J.F.L. & PICCOLO, M.C. Stocks and dynamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A., eds. Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton, CRC Press, p.9-28, 1997.

NEVES, S. M. A. S., NEVES, R. J., PAIVA, S. L. P. ANÁLISE, SUBSIADA NAS GEOTECNOLOGIAS, DOS COMPARTIMENTOS MORFOPEDOLÓGICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAPUTANGA/MT, BRASIL. REVISTA GEONORTE, v. 5, n. 23, p. 167-172, 2014.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. Biogeochemistry, v. 48, p. 147-163, 2000.

RAMOS, A. W. P., LUZ, C. C. D. S., NEVES, S. M. A. S. Análise da capacidade e conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do Córrego da Piraputanga-MT, Brasil. Caderno de Geografia, Belo Horizonte, v. 28, n. 55, p. 812-827, 2018.

RAQEEB, A., SALEEM, A., ANSARI, L., NAZAMI, S. M., Muhammad, M. W., Malik, M., Naqash, M., & Khalid, F. (2024). Assessment of land use cover changes, carbon sequestration and carbon stock in dry temperate forests of Chilas watershed, Gilgit-Baltistan. *Brazilian Journal of Biology*, 84, e253821. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.253821>

RIIS, Tenna et al. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. BioScience, v. 70, n. 6, p. 501-514, 2020.

RODRIGUES, L. C. et al. Análises da transformação antrópica e morfométrica da bacia Hidrográfica Do Córrego Piraputanga, Mato Grosso, Brasil. Geo UERJ, 39, 2021. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2021.57306>

SALES, Vilane Gonçalves. Modelling non-linear deforestation trends for an ecological tension zone in Brazil. Science of Remote Sensing, v. 7, p. 100076, 2023.

SHEA, Monika E. et al. Pattern of tree species co-occurrence in an ecotone responds to spatially variable drivers. Landscape Ecology, v. 37, n. 9, p. 2327-2342, 2022.

TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis, 2010.

TEMMERMAN, Stijn et al. Marshes and mangroves as nature-based coastal storm buffers. Annual Review of Marine Science, v. 15, p. 95-118, 2023.

CAPÍTULO 1

Preparado de acordo com as normas da revista Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPR)

Modelo preditivo da transição da bacia hidrográfica da Piraputanga: passado, presente e projeções futuras.

Autores: Thiago Ferreira Pereira; Beatriz Ferra Bühler, Sandra Mara Alves da Silva Neves; Wilkinson Lázaro Lopes; Claumir Cesar Muniz; Ernandes Sobreira Oliveira Junior

RESUMO

A temática serviços ecossistêmicos (SE) têm sido alvo de diversos autores, sendo conceituado como os processos em que os ecossistemas naturais sustentam a vida humana. Os SE são divididos em quatro classes: provisão, regulação, suporte e cultural. As transformações ambientais (desmatamento ou degradação) comprometem diretamente os SE. Diante disso, o objetivo central foi analisar o impacto das transformações ambientais na mudança das paisagens naturais da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga (BHCP). Dados referentes ao uso e cobertura da terra, ao desmatamento e perda de área superficial de água disponíveis foram tomados no MapBiomas, e dados de queimadas disponíveis na plataforma INPE. Para classificação do grau de transformação da paisagem utilizou-se o grau de hemerobia em conjunto com modelo baseado na tendência linear com simulações Monte-Carlo. As análises evidenciam tendências de conversão de áreas naturais, como formações florestais e savânicas, para usos agrícolas e de pastagem, que em 2022 representaram 40,51 % da área equivalente a 67,74 km². Houve queda na área superficial de água em 40%. Contrastando o aumento de áreas de pastagem e número de queimadas. As projeções realizadas demonstraram que a quantidade de água na região chegará a desaparecer em 2067, período em que a floresta estará quase toda extinta devido ao aumento da atividade agropecuária. É importante destacar a necessidade de políticas públicas para a atenuação dessas observações. Os dados deste trabalho evidenciam o processo de transição da paisagem, que ainda está classificado como grau de hemerobia moderado. Entretanto, todos os resultados indicam que há um processo de alteração acentuado, e que medidas devem ser tomadas para que a situação não se agrave. O processo de transição na região são tendências que afetam a biodiversidade e a capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços ambientais essenciais. Por fim, as projeções futuras elevam preocupações considerando a perda dos recursos hídricos como fator crucial.

Palavras chave: Serviços ecossistêmicos. Transformação da paisagem. Impacto ambiental.

The transition of a water basin: past and present, what's next for the piraputanga basin

ABSTRACT

The theme of ecosystem services (ES) has been the target of several authors, being conceptualized as the processes in which natural ecosystems support human life. ES are divided into four classes: provision, regulation, support and cultural. Environmental transformations (deforestation or degradation) directly compromise ES. Therefore, the central objective was to analyze the impact of environmental transformations on the change in the natural landscapes of the Córrego Piraputanga Hydrographic Basin (BHCP). Data relating to land use and coverage, deforestation and loss of surface water area were taken from MapBiomas, and fire data was available from the INPE platform. To classify the degree of landscape transformation, the degree of hemerobia was used in conjunction with a model based on the linear trend with Monte-Carlo simulations. The analyzes highlight trends in the conversion of natural areas, such as forest and savanna formations, for agricultural and pasture uses, which in 2022 represented 40.51% of the area equivalent to 67.74 km². There was a drop in surface water area by 40%. Contrasting the increase in pasture areas and number of fires. The projections carried out showed that the amount of water in the region will disappear in 2067, a period in which the forest will be almost entirely extinct due to the increase in agricultural activity. It is important to highlight the need for public policies to mitigate these observations. The data from this work highlights the transition process of the landscape, which is still classified as a moderate degree of hemerobia. However, all results indicate that there is a marked process of change, and that measures must be taken so that the situation does not worsen. The transition process in the region are trends that affect biodiversity and the ability of ecosystems to provide essential environmental services. Finally, future projections raise concerns considering the loss of water resources as a crucial factor.

Keywords: Ecosystem services. Landscape transformation. Environmental impact.

1. INTRODUÇÃO

O conceito de serviços ecossistêmicos está pautado no processo pelo qual o ecossistema sustenta a vida humana garantindo o bem-estar e ao mesmo tempo mantendo a biodiversidade e a produção de bens ecossistêmicos (Daily, *et al.* 1997). A população humana pode se beneficiar direta ou indiretamente dos serviços e funções ecossistêmicas, como alimentos (bens do ecossistema) e assimilação de resíduos (serviço) (Constanza, *et al.* 1997). Além dessas, outras 17 funções e serviços renováveis do ecossistema são descritas por estes autores. Contudo, De Groot, *et al.* (2002), reformula o quadro das funções e serviços ecossistêmicos classificando-os de acordo com as funções do ecossistema, bens e serviços atribuídos aos serviços naturais de forma renovável.

Nas últimas duas décadas os serviços ecossistêmicos tem sido alvo de inúmeras pesquisas, desde então, diversos autores têm abordado os diferentes conceitos de serviços prestados pelo ecossistema. Todos esses conceitos convergem para um ponto central: os ecossistemas naturais são fundamentais na sustentação e promoção do bem-estar humano (Mengist, *et al.* 2020; Torres, *et al.* 2021; Aryal, *et al.* 2022). Entre 2001 e 2005 foi realizada a Avaliação Ecossistêmica do Milênio, com o objetivo central de avaliar as mudanças dos serviços prestados pelo ambiente/ecossistema para o bem-estar humano, considerando ações de conservação e uso sustentável (Mea, 2005).

As atividades humanas não estão dissociadas aos recursos naturais na qual a natureza proporciona, pelo contrário, segundo o relatório *The Economics of Ecosystems & Biodiversity* (TEEB, 2010) estão cada vez mais dependentes dos serviços ecossistêmicos como energia, matéria-prima, casa, alimentos, dentre outros serviços. De acordo com a Mea, (2005), os serviços ecossistêmicos são divididos em quatro classes: i. serviços de abastecimento ou provisão que incluem os serviços ligados diretamente aos benefícios à população, neste caso incluem os alimentos, madeira, água, fibras; ii. serviços de regulação que influenciam na regulação natural do ambiente como a do ciclo hidrológico, qualidade do ar e clima, controle de enchentes e inundações, doenças dentre outros aspectos; iii. serviços culturais como turismo, espirituais e educacionais; iv. serviços de suporte que tratam sobre os serviços fornecidos pelos restantes dos serviços dos ecossistemas contribuindo em sua maioria de forma indireta e a longo prazo com a sociedade incluindo a ciclagem de nutrientes, fotossíntese e manutenção e fertilização do solo (Parron, *et al.* 2015).

A valoração atribuída para os serviços ecossistêmicos florestais tropicais para a provisão de madeira em Camarões, por exemplo, é de US\$ 560 por ha/ano, enquanto a valoração da

regulação climática US\$ 842-2.265 e hidrológica US\$ 24 por ha/ano. Nesse contexto, a estimativa para a valoração por meio da conservação de áreas protegidas na Amazônia estaria em US\$ 46 ha/ano, baseados no relatório (TEEB, 2010).

Dentro da modalidade de serviços ecossistêmicos, encontram-se os serviços ecossistêmicos hídricos, que são os responsáveis por manter e garantir a segurança hídrica para a sociedade (Schuler, *et al.* 2017). A partir da década de 1990, diversos autores incluindo instituições de ensino, organizações governamentais e agendas nacionais definiram o conceito segurança hídrica destaca-se como o acesso e acessibilidade da água como forma de sustentar tanto a saúde humana como o ambiente (Cook & Bakker, 2012), o qual foi evidenciado por Ruscheinsky e colaboradores (2018) uma evolução cronológica do conceito considerando o período de 1999 a 2013. Em 2000 um destaque pode ser observado por meio da Parceria Global da Água (GWP, 2000), na qual foi definida a segurança hídrica para a utilização e proteção dos recursos de forma sustentável para garantir a saúde e o bem-estar das pessoas. O conceito mais recente define segurança hídrica como a capacidade da população proteger a quantidade e qualidade de água para subsistência, bem-estar e desenvolvimento socioeconômico assegurando a preservação do ecossistema contra poluição hídrica (ONU-Water, 2013).

De acordo com a classificação das funções dos serviços ecossistêmicos, o abastecimento de água em córregos, lagos e aquíferos também ocorre de forma natural nos ecossistemas de distribuição regular das águas, como manutenção da irrigação e drenagem, sendo que a cobertura vegetal tem papel importante na filtragem de água, além de ocorrer a retenção e armazenamento pela superfície do solo (De Groot, *et al.* 2002). O abastecimento de água contribui para a qualidade de vida da sociedade, abrangendo benefícios como suprimento de água extrativismo, mitigação de danos relacionados a água, serviços culturais e serviços de suporte ao ecossistema (Brauman, *et al.* 2007). Outro fator importante a ser destacado em relação aos serviços hidrológicos prestados pelos serviços ecossistêmicos é quanto à sua contribuição ao equilíbrio biológico e que garante a conservação de espécies vivas no ambiente (Machado & Pacheco, 2010).

A qualidade dos ciclos hidrológicos é influenciada diretamente pelo estado de preservação das matas ciliares (Ramião, *et al.* 2020; Mota, *et al.* 2023). Além disso, a conservação das matas ciliares contribui para mitigar a poluição em córregos de cabeceiras (Turunen, *et al.* 2021). Os sistemas florestais são essenciais na concepção dos serviços ecossistêmicos no suporte e manutenção de sua estrutura florestal, como por exemplo a riqueza de espécies dentro de um ecossistema florestal (Azevedo, 2012).

Quando um ambiente é degradado ou desmatado, os serviços ecossistêmicos prestados pelo ambiente são comprometidos, como a redução no armazenamento de carbono (Eguiguren, et al. 2019). Segundo o relatório publicado pela TEEB, (2010), a estimativa acumulada na economia nas emissões de gases do efeito estufa (GEE) obtidas por meio da conservação das florestas globais até 2030 equivale a US\$ 3,7 bilhões. É importante salientar que as florestas dentro da perspectiva dos serviços prestados pelo ecossistema destacam-se também pelos serviços culturais, sendo benefícios ligados à sociedade não materiais, onde a biodiversidade florestal, estão ligados aos serviços social e econômico, como atribuição de valor patrimônio natural, dentre outros fatores (Azevedo, 2012).

Uma metodologia robusta para comparar o efeito do grau de impacto humano na mudança da paisagem tanto a nível nacional como regional ao longo do tempo, é por meio da indicadores de hemerobia (Walz e Stein, 2014). Os autores destacam a utilização da hemerobia para avaliar o estado da paisagem (ecossistemas naturais) em função dos impactos humanos (atividades antrópicas) em diferentes períodos. Outras literaturas destacam a utilização da hemerobia como forma de avaliar os impactos das ações antrópicas na mudança da paisagem na perda da qualidade ambiental nas bacias hidrográficas (Freitas e Carvalho, 2008; Gusmão, et al., 2021). A classificação do grau de impacto humano baseado nos índices de hemerobia é apresentado na Tabela 01.

A perda de sistemas florestais contribui para redução da qualidade ambiental em bacias hidrográficas, consequentemente resulta na redução dos serviços ecossistêmicos (Trevisan, 2020). Desta forma, a Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga (BHCP) de Cáceres-MT desempenha um papel essencial na prestação de serviços ecossistêmicos, destacando-se por sua rica diversidade ambiental, que abrange o bioma Cerrado com fitofisionomias de formações florestais, campestres e savânicas (Ribeiro e Valter, 1998). Além de sua importância ecológica, a região da BHCP contribui significativamente para serviços culturais, fomentando atividades turísticas e de lazer. O manejo sustentável e a preservação são imperativos para garantir a vitalidade desse ecossistema (Souza & Sousa, 2014; Tavares, *et al.* 2021).

Diante deste cenário, o presente estudo tem como objetivo analisar o impacto das transformações ambientais na mudança das paisagens naturais da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga de 1985 a 2022. Este trabalho está relacionado principalmente ao Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 15 - vida terrestre, que busca proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerenciar de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação do solo e deter

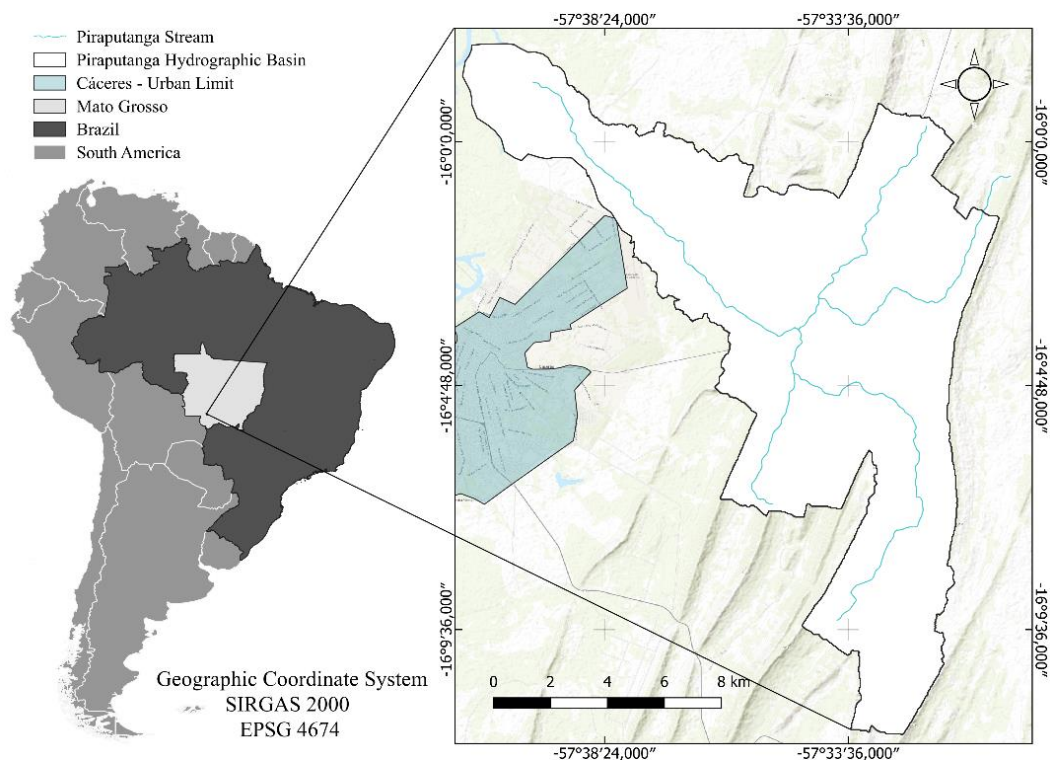
a perda da biodiversidade. A hipótese sugere que as alterações antrópicas realizadas na bacia aumentaram ao longo do tempo (desmatamento e queimadas) resultando na perda de área superficial d'água, levando-a a um grau maior de hemerobia devido à redução da qualidade ambiental. Além disso, acredita-se que as alterações desta bacia podem levar a uma alteração drástica nos próximos 40 anos, havendo aumento no desmatamento, agropecuária e exaurir os recursos hídricos caso nenhuma ação ambiental seja estabelecida.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

A (BHCP) está situada no município de Cáceres, Estado de Mato Grosso, e localizada nas coordenadas 16° 3' 41,904'' e 57° 34' 35,436'', possuindo área de 170 km². A BHCP apresenta fitofisionomias de Cerrado ocupando o maior percentual com 96,22% e Pantanal com 3,78%. (Ramos, *et al.* 2018). Sua nascente é difusa e encontra-se na província serrana (Nascente 1 - 16° 8' 13.58" S e 57° 32' 12.81" O, nascente 2 - 16° 4' 55.09" S e 57° 33' 57.04" O) e suas águas desembocam (Foz 16° 1' 33.69" S e 57° 37' 30.68" O) na margem esquerda do rio Paraguai (Rodrigues, *et al.* 2021). O solo predominante é o argissolo vermelho-amarelo, variando de areia fina a areia grossa. A dinâmica fluvial é influenciada pelos processos de erosão das margens, resultando em cursos d'água heterogêneos, com dinâmicas tanto permanentes quanto intermitentes (Sousa & Souza 2014).

Figura 01. Bacia hidrográfica do córrego Piraputanga, Cáceres-MT. Local de levantamento de dados distribuídos ao longo do córrego onde os pontos de coleta estão divididos em Nascentes (1), Percurso (2) e Foz (3).



Fonte: dos Autores/2024

2.2. Transformações ambientais

Para melhor compreensão dos efeitos das transformações ambientais dentro da BHCP optou-se em dividir os dados em quatro tópicos. Neste sentido, buscou-se dados referente ao i. uso e cobertura da terra, ii. ao desmatamento, iii. a superfície de água e iv. queimadas. Buscou-se contemplar por meio desses tópicos o grau de impacto ocorrido na região devido às transformações ambientais.

A base de dados relativa à cobertura vegetal e uso da terra, disponibilizada na plataforma do projeto MapBiomias (MapBiomias, ©2024, <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura>) foi basilar para a realização desta pesquisa. Sendo assim, para as análises da redução dos serviços ecossistêmicos da bacia foi gerada uma série histórica de 37 anos, de 1985 a 2022, da coleção 08 dos dados da cobertura vegetal e uso da terra, afim de demonstrar as transformações ambientais e a conservação da paisagem natural. As imagens raster empregadas para converter e gerar os mapas e legenda em nível hierárquico, foram adquiridas pelo satélite Landsat 8, sensor OLI, com resolução espacial de 30m,

adquiridas e processadas por meio da plataforma Google Earth Engine[®] disponibilizada pelo MapBiomias, cuja escala cartográfica de representação adotada nesse estudo foi de 1:200.000.

Para a elaboração dos mapas da bacia de estudo e análises foi utilizado o programa Quantum GIS (QGIS[®]). Para definição da legenda dos mapas de cobertura vegetal e uso da terra foi adotado o quarto nível categórico disponibilizado no projeto MapBiomias, que considera a classe de outros sistemas de classificação (FAO, IBGE e GEE).

Foram elaborados gráficos para exploração dos dados referentes ao desmatamento, área de superfície d'água e queimadas. Para as análises de desmatamento e água os dados foram adquiridos por meio da plataforma MapBiomias que usa a tecnologia da plataforma Google Earth Engine. Enquanto isso, para análise de queimadas buscou-se dados de focos de incêndio disponíveis na plataforma do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Para as classes de queimadas e área de superfície de água consideramos a série histórica de 1987 a 2021.

Os dados de 2020 para queimadas diferem significativamente dos anos anteriores e são considerados *outliers*, desta forma não foram incluídos nas análises estatísticas após a supressão desses dados por meio do teste de Dixon. Para os registros de focos de incêndio, foram obtidos dados apenas referentes aos anos de 1998 a 2022, devido à disponibilidade dos dados ser limitada somente para esses anos.

A fim de complementar os dados sobre uso e cobertura da terra e impactos na bacia, utilizou-se o grau de hemerobia para mensurar a amplitude de transformação da paisagem. Essa metodologia é usada para avaliar o grau de impacto ambiental causado na área de estudo e foi determinado baseado na literatura de Walz & Stain (2014), com adaptações. A **tabela 01** demonstra detalhadamente o sistema de escala para o grau de hemerobia na paisagem na literatura.

Tabela 01. Sistema de classificação do grau de hemerobia.

Classificação Hemeróbica	Classes de uso e cobertura da terra	Escala numeral	Impacto Humano
Ahemerobiótico	Rochas, Geleiras e neve perpétua	1	Quase nulo
Oligohemerobiótico	Florestas de folhas largas, coníferas e mistas, Praias, dunas, areia, Pântanos interiores, turfeiras, salinas, lagoa costeira, planície entre marés, Estuários, mar e oceano	2	Fraco
Mesohemerobiótico	Pastagens naturais, Arbusto, Área com vegetação escassa e Área queimada	3	Moderado
β - Euhemerobiótico	Área urbana verde, Pastagens, agricultura, Cursos d'água e Corpos d'água	4	Moderadamente forte
α - Euhemerobiótico	Instalações desportivas e de lazer, Terras aráveis não irrigadas, Vinhedos, Árvores frutíferas e plantações de frutas silvestres e Padrões de cultivo complexos	5	Forte
Polihermerobiótico	Tecido urbano descontínuo, Locais de extração mineral, Locais de despejo e Canteiros de obras	6	Muito forte
Metahemerobiótico	Tecido urbano contínuo, Unidades Industriais ou Comerciais, Rodovias, Ferrovias, Zonas Portuárias e Aeroporto	7	Excessivamente forte

Fonte: Walz & Stain, 2014.

A escala 2 é determinada por grau de impacto humano fraco, no qual foram classificadas as seguintes classes de cobertura vegetal e uso da terra: Formação florestal, Formação Savânica, Formação Campestre, Campo alagado ou pantanoso e Rio; na escala 3 relativa ao grau de impacto humano moderado, ocorreram as classes: Pastagem, Silvicultura e Mosaicos de usos; as escalas 4 e 5 propostas por Walz & Stain (2014) foram adaptadas por meio da junção das duas escalas na classe hemeróbica (Euhemerobiótico), devido as características identificadas

na área de estudo serem semelhantes, desta forma foram caracterizadas com grau de hemerobia forte. Nesta escala foram incluídas as classes Soja e Lavouras temporárias. As escalas 6 e 7 também foram adaptadas e incluídas na mesma classe hemeróbica (Metahemerobiótico) devido também apresentarem semelhanças entre as classes, determinadas com grau de impacto humano excessivamente forte. Nesta escala encontram-se as classes de usos: Área urbanizada e Áreas não vegetadas.

Para as análises estatísticas procedeu-se a utilização de análises de regressão devido à natureza dos dados, buscando comparar o efeito das transformações ambientais em relação aos anos, considerando-se o desmatamento (km²), queimadas (números de focos de incêndio) e área de superfície de água (km²). Desta forma, quando comparadas as variáveis com o tempo, foram utilizados os períodos com maior número de dados disponíveis que contemplassem as duas variáveis de forma pareada. O teste de Dixon foi selecionado para verificação de discrepância dos dados, via o seguinte cálculo:

$$Q = \frac{(x_a - x_b)}{R}$$

Onde, x_a é o valor discrepante, x_b representa os dados mais próximo de x_a e R é o intervalo do conjunto de dados. Em todos os casos foi considerado intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

A análise de previsão baseou-se em modelo linear generalizado (MGL) que foi ajustado aos dados para prever valores futuros da variável dependente, neste caso, dados referentes à área de superfície de água, área de desmatamento acumulado e área de pastagens em período de 80 anos. Os dados extrapolados foram então testados com análises de Monte Carlo com 1000 repetições, considerando intervalos de confiança em 95% e 80%. O modelo de regressão linear consistiu na equação 1:

$$Y = \beta_0 + \beta_n X_n + \epsilon$$

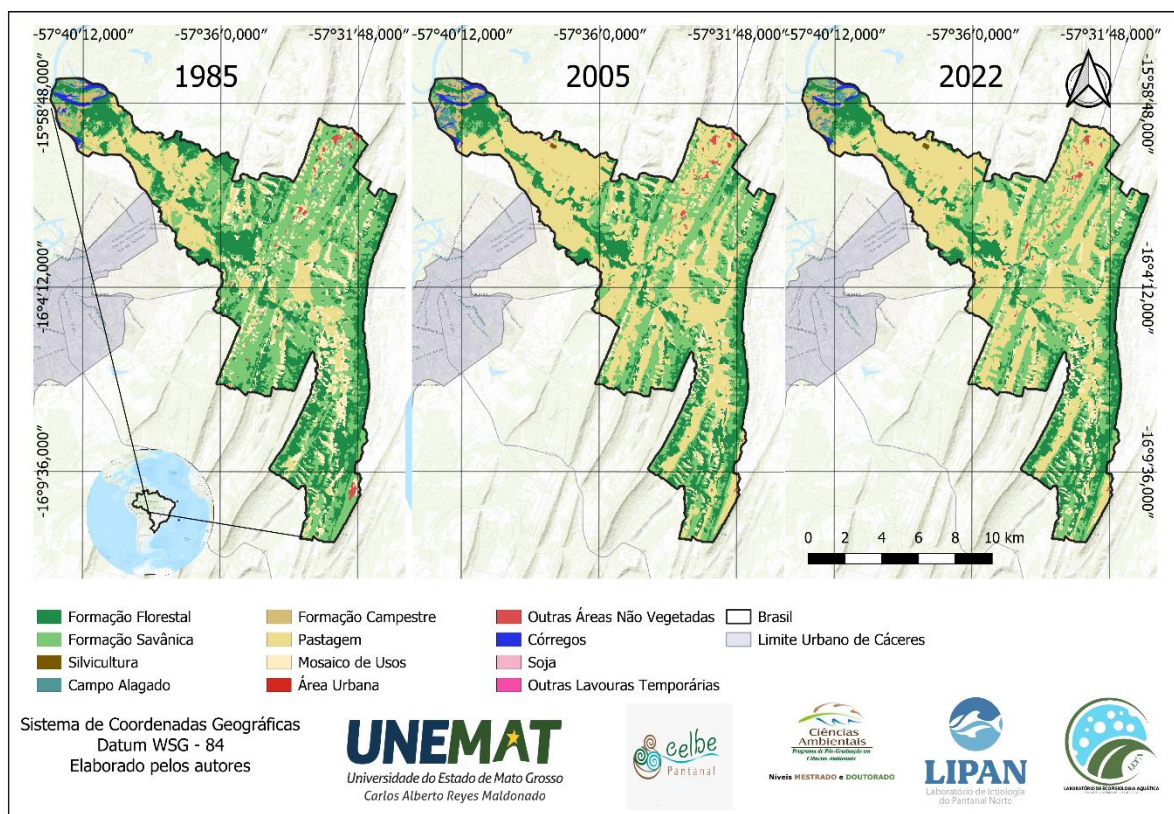
Onde, o Y representa a variável dependente (neste caso, a ser prevista). O β_0 é o intercepto. $\beta_n + X_n$ correspondem ao coeficiente de cada variável independente e por fim ϵ representa o erro do modelo.

3. RESULTADOS

3.1. Transformações ambientais

Na análise de 37 anos do uso e cobertura da terra na BHCP, observou-se redução na cobertura vegetal de 26% atribuída à classe de formação florestal e redução de 30% na formação savânica (**consulte a Figura 02**). As áreas de pastagem testemunharam aumento em 155% durante esse mesmo período, indicando a conversão de sistemas naturais para o uso pecuário. Ou seja, é clara a observação de que há uma transformação das áreas de formação florestal e savânica em áreas de pastagens.

Figura 02. Dinâmica do uso e cobertura da terra dentro da área de estudo (Bacia do Córrego Piraputanga) entre os anos de 1985 e 2022.



Fonte: Elaborado pelos Autores/2024

Entre os anos 1985 a 2005 houve aumento nas áreas urbanizadas, enquanto que de 2005 até 2022 mantiveram estáveis (**Tabela 03**). Adicionalmente, ao longo dos 37 anos a classe de Áreas não vegetadas (atribuídas ao Solo Exposto) reduziram em 31%.

As informações detalhadas das dinâmicas da cobertura vegetal e usos da terra ocorridas na BHCP nos analisados estão apresentados na **tabela 03**.

A formação campestre teve redução de 5,3% de 1985 a 2022. Observou-se que no período de 2005 a 2022 houve aumento nas lavouras temporárias e silvicultura, indicando crescimento da Agricultura e plantio de árvores. A Soja na BHCP constitui em evento singular, considerando que ocorreu em 2022 (**Tabela 03** e **Figura 04**).

Tabela 03. Dinâmica das classes de cobertura vegetal e uso da terra e classificação dos graus de hemerobia por classes de cobertura vegetal e uso da terra da Bacia hidrográfica do Córrego Piraputanga/MT

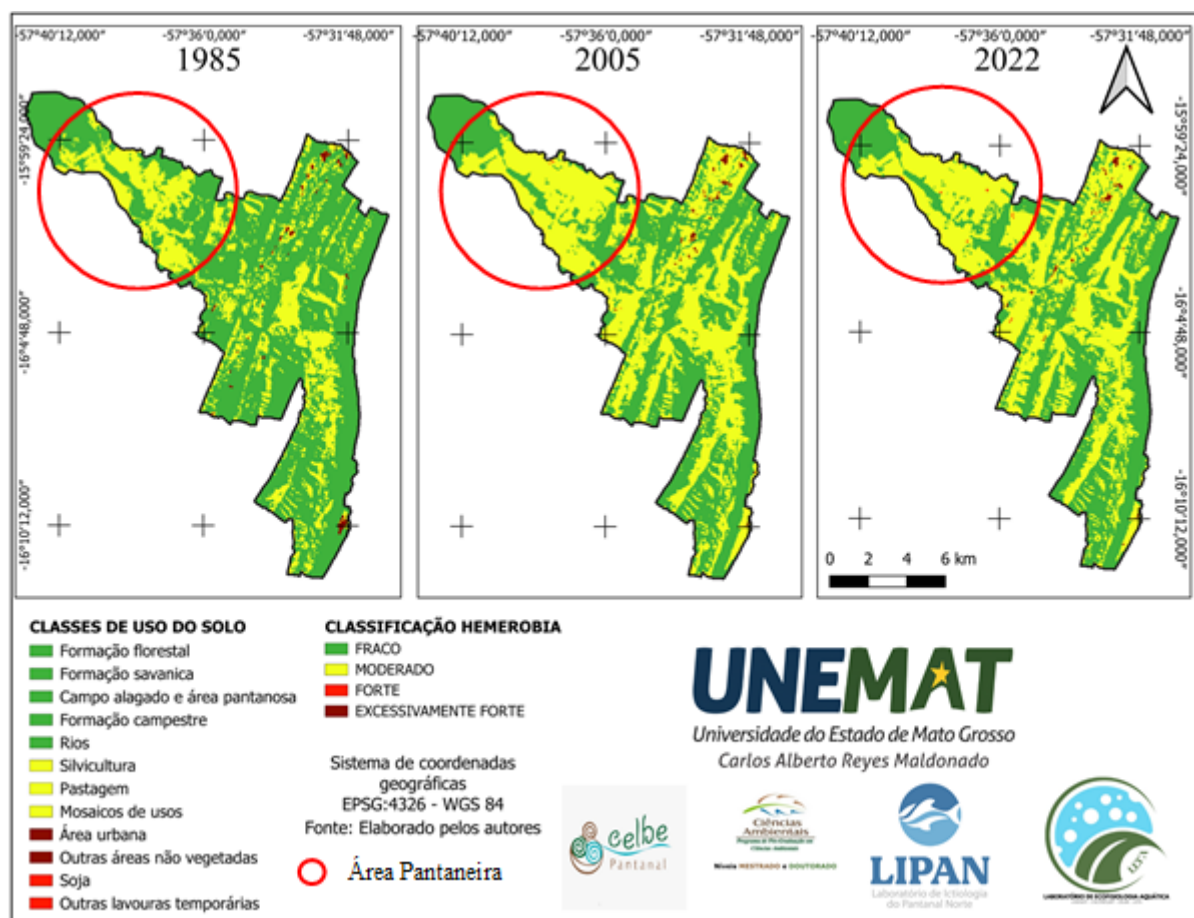
Classes de cobertura vegetal e uso da terra	Grau hemerobiótico	Impacto humano	Graus de impacto	Percentuais anuais (%)		
				1985	2005	2022
Formação florestal	Oligohemerobiótico	Fraco	2	27,42	21,35	20,10
Formação savânica	Oligohemerobiótico	Fraco	2	41,35	27,93	28,81
Campo alagado e área pantanosa	Oligohemerobiótico	Fraco	2	0,60	0,83	0,75
Formação campestre	Oligohemerobiótico	Fraco	2	1,33	1,81	1,40
Rio	Oligohemerobiótico	Fraco	2	0,79	0,70	0,57
Silvicultura	Mesohemerobiótico	Moderado	3	0,00	0,04	0,06
Pastagem	Mesohemerobiótico	Moderado	3	15,82	40,97	40,45
Mosaico de usos	Mesohemerobiótico	Moderado	3	12,09	5,91	7,38
Soja	Euhemerobiótico	Forte	5	0,00	0,00	0,01
Outras lavouras temporárias	Euhemerobiótico	Forte	5	0,00	0,01	0,04
Área urbanizada	Metahemerobiótico	Excessivamente Forte	7	0,00	0,01	0,01
Outras áreas não vegetadas	Metahemerobiótico	Excessivamente Forte	7	0,61	0,44	0,42

Fonte: os autores, 2024.

Na **figura 03 - A**, em 1985 a BHCP apresentava paisagens naturais de formação florestal e savânica, classificadas dessa forma como Oligohemerobiótico – grau de impacto fraco. Isso demonstra que a paisagem se encontrava conservada. Conforme o tempo avançou, em 20 anos, observou-se o início da fase de transição na área da BHCP (**Figura 03 – B**), no qual passou a ser classificada como Mesohemerobiótico – grau de impacto moderado. Essa mudança indica o início da fase transitória resultado das atividades antrópicas, como construções durante esse período.

Na BHCP as porções territoriais da paisagem que mais passaram por mudanças são aquelas encontradas nas áreas mais baixas (depressão) da Bacia Piraputanga (**figura 03 - B** área delimitada em vermelho), cujo grau de impacto foi caracterizado como moderado. Enquanto que as áreas que sofreram menores impactos foram encontradas na província serrana.

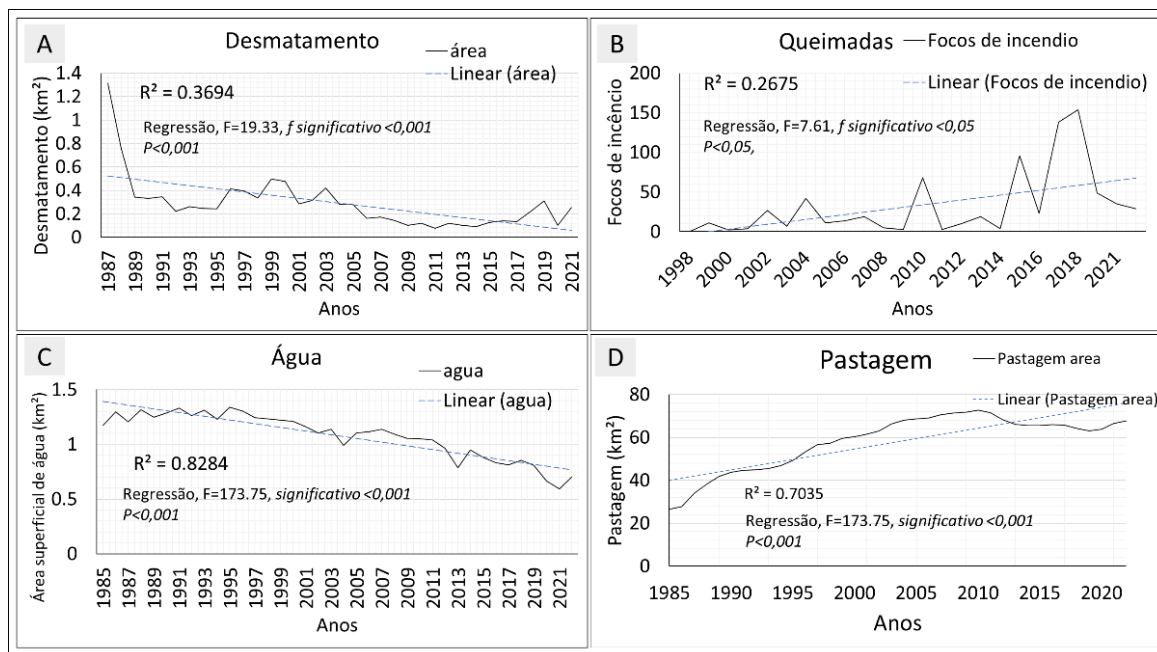
Figura 03. Distribuição espacial e temporal do grau de hemerobia dos impactos humanos sobre o uso e cobertura do solo na região da bacia do córrego Piraputanga. Círculos vermelhos indicando áreas de depressão (planície de inundação) na bacia Piraputanga.



Fonte: Elaborado pelos Autores/2024

Observa-se que de 1985 a 2005 houve maior alteração na paisagem, o que indica início da fase transitória para a região. No entanto, nos períodos de 2005 a 2022 demonstrou redução na mudança da paisagem. A série histórica do desmatamento na BHCP está disponível na **Figura 04 - A**. Na região a maior extensão de área desmatada corresponde ao ano de 1987, nesse ano a extensão de área desmatada na bacia correspondia à 1,31 km². Em 2021 a extensão de área desmatada correspondia em 0,25 km² da região. O ano de 2011 foi aquele com menor taxa de desmatamento, observou-se 0,07 km² de extensão de área desmatada para esse ano. No entanto, vale destacar os últimos anos da série temporal estudada, observou-se que a partir de 2017 (**figura 04 - A**) houve tendência ao aumento da extensão da área desmatadas.

Figura 04. Efeito das transformações ambientais ao longo dos anos dentro da Bacia Piraputanga. Figura A - níveis de desmatamento na região de 1987 a 2020. Figura B - número de focos de incêndio ocorridos de 1998 a 2021. Figura C – perda de superfície de água para os anos de 1985 a 2021. Figura D – aumento das áreas de pastagens para os anos de 1985 a 2020.



Fonte: Elaborado pelos Autores/2024

Diante disso, observou-se que as queimadas ocorridas na região apresentaram impactos significativos (regressão linear, $r^2 = 0,26$; $p<0,05$) com maiores focos de incêndio atribuídos à última década, principalmente para o ano de 2018 (**Figura 04 - B**). Entretanto, o ano de 2020, foi aquele que apresentou maiores focos de incêndio na bacia (1.086), dados não apresentados devido a discrepância encontrada (*outliers*). Assim sendo, em 2020 os registros encontrados foram 7 vezes maiores que 2018, sendo esse ano atribuído como o segundo maior, com 154 focos incêndio. O ano de 1998 foi o único que não apresentou registro de focos de incêndio na região.

Diante desse cenário, evidenciou-se níveis significativos dos efeitos da mudança na paisagem para os serviços ecossistêmicos prestados dentro da Bacia Piraputanga. Por exemplo, foi registrado redução de área superficial de água em 40% ao longo desse período de 37 anos. Em 1985 a superfície de água no sistema ocupava 1,17 km² sendo equivalente a 0,70% da área

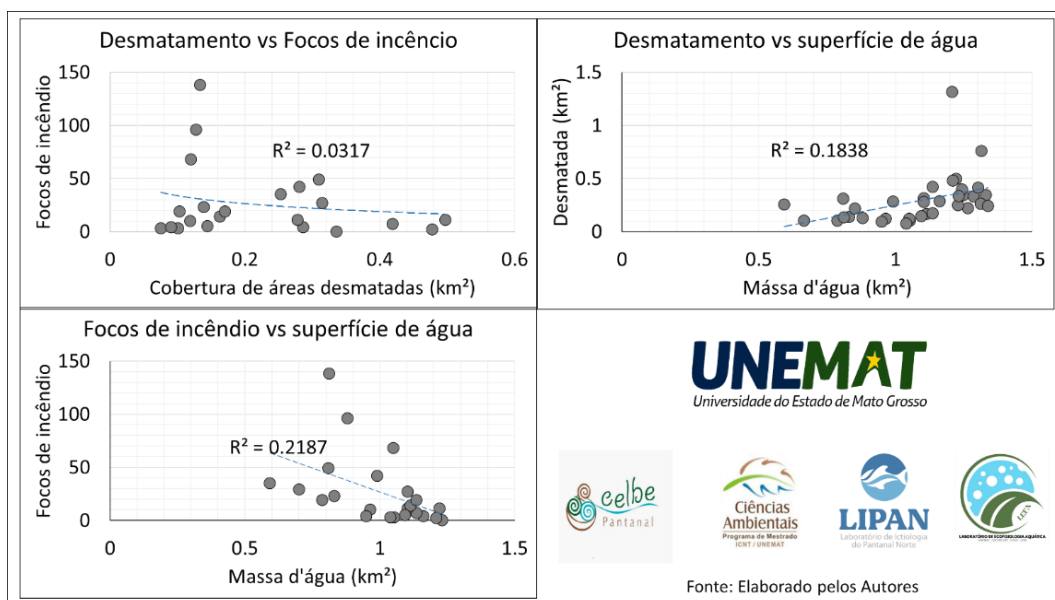
total da bacia. Após 20 anos em 2005 passou a ocupar 1,10 km² e final do período estabelecido pelo estudo ocupando 0,70 km².

Como mencionado anteriormente, a pastagem aumentou significativamente (regressão linear, $r^2 = 0,70$, $F = 85,41$, $p < 0,05$). De 1985 a 2010 foi observado aumento de 2,74 vezes de áreas de pastagem. De 2010 a 2020 apresentou leve redução de 6,8%. (**Figura 04 - D**).

Ao analisar o impacto das áreas desmatadas e o impacto dos focos de incêndios em relação à superfície de água no sistema da BHCP (**Figura 05**), foi observado que não há uma relação logarítmica significativa para as variáveis desmatamento vs. focos de incêndio (**Figura 05 - A**).

Em relação ao desmatamento e a superfície de água no sistema, os resultados estão disponíveis na **figura 05 – B**. Em 2021 houve menor taxa de desmatamento com apenas 0,25 km² desmatado. Enquanto isso, no mesmo ano a superfície de água no sistema ocupava 0,59 km². De acordo com as análises (**Figura 5 - C**), evidenciou-se que os anos com maiores quantidades de água correspondem aos menores índices de focos de incêndio.

Figura 05. Efeito da cobertura anual de áreas queimadas em relação a perda de quantidade de água na Bacia Piraputanga (ANOVA, $F=14,72$, $P<0,05$; **figura A**); Impacto do desmatamento na perda de quantidade de água no sistema da Bacia do Córrego Piraputanga (ANOVA, $F=236,80$, $P<0,01$; **figura B**).

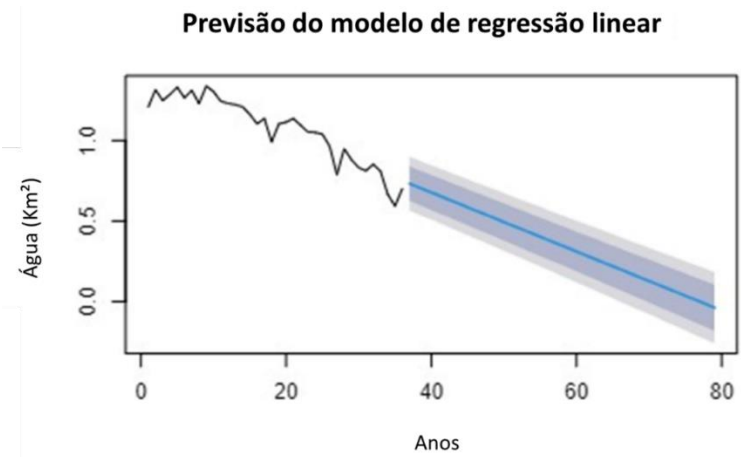


Fonte: Elaborado pelos Autores/2024

A análise estatística preditiva demonstrou queda substancial da superfície de água, sugerindo conforme as projeções, que é provável que até o término do período estabelecido 2067 a escassez de água na BHCP será severa e a massa d'água seja reduzida, podendo não

haver água no sistema (**Figura 06**). É importante destacar que as projeções foram realizadas com intervalos de confiança de 95% e 80%, aumentando a robustez e confiabilidade de nossos resultados. Deste modo, a partir de 2022, espera-se a ocorrência de transformações intensas como a perda de água na BHCP, que se estenderão até 2067.

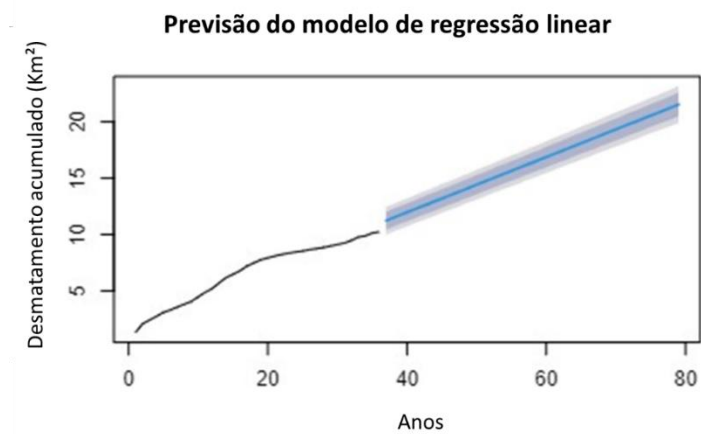
Figura 06. Análise preditiva da perda de superfície de água até o ano de 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais. Em azul a projeção para os próximos anos até 2067. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.



Fonte: Elaborado pelos Autores/2024

As projeções para o acúmulo de áreas desmatadas indicam um aumento linear no desmatamento (**Figura 08**), implicando em sérias perdas dos serviços ecossistêmicos naturais. Destaca-se que os intervalos de confiança foram de 95% e 80% e estão bem próximas as projeções.

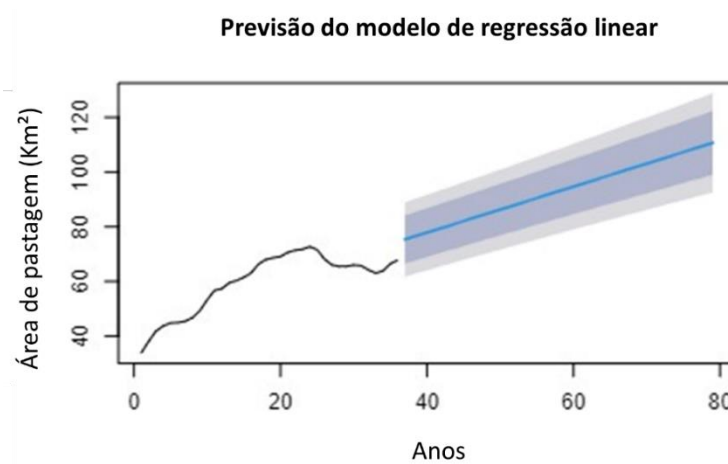
Figura 07. Análise preditiva do aumento das áreas desmatadas acumuladas até o ano de 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. Em azul a projeção para os próximos anos até 2067. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.



Fonte: Elaborado pelos Autores/2024

Observa-se que com o aumento das áreas de pastagem, as projeções indicam que até 2067 essas áreas irão expandir quase o dobro, pouco mais de 130 km² (**Figura 08**). Isso pode ser reflexo do desmatamento ou até mesmo com a perda de superfície de água, indicando que com o passar dos anos a pecuária continuará predominar nessa região.

Figura 08. Análise preditiva do aumento das áreas de pastagem até o ano de 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais. Em azul a projeção para os próximos anos até 2067. A linha destacada em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95%. A Linha destacada em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.



Fonte: dos Autores/2024

4. DISCUSSÃO

As mudanças na paisagem podem ser atribuídas ao crescimento e desenvolvimento de áreas urbanas próximo a região (Dos Santos Funaro, *et al.*, 2022). Os índices de desmatamento acumulado aumentaram conforme os anos avançam. Desta forma, apesar de observada diminuição nos registros anuais de desmatamento, o desmatamento acumulado continua aumentando. De 1985 a 2005 foi observado o maior grau de transformação da paisagem, esse fenômeno pode ser explicado pela taxa do desmatamento acumulado. Isso indica que, embora haja redução na taxa de desmatamento anual, o impacto total ao longo do tempo ainda está aumentando. Nos anos seguintes (2005 a 2022) observou-se menor transformação da paisagem na bacia, indicando uma estabilização na taxa do desmatamento. Essa diminuição na exploração das áreas verdes indica que o ambiente já passou por intensa pressão na transformação da paisagem e as áreas que anteriormente estavam disponíveis para desmatamento já foram exploradas, não havendo mais áreas disponíveis a serem desmatadas no cenário atual.

As áreas menos afetadas pela transformação da paisagem ocorreram nas regiões da província serrana. Essas regiões são Áreas de Preservação Permanente (APP), desta forma, o menor índice de desmatamento nessas regiões é por que pela Lei nº 12.651/2012 as APP's não podem ser exploradas para o desmatamento. Além disso, são áreas de difícil aproveitamento agropecuário.

Este trabalho sustenta as hipóteses levantadas, onde as análises evidenciam tendências de conversão de áreas naturais, como formações florestais e savânicas, para usos agrícolas e de pastagem. Isso tem implicações ambientais que incluem a perda de biodiversidade, alterações climáticas e impactos nos recursos hídricos como quantidade e qualidade da água (Alho, *et al.*, 2019; Feng, *et al.*, 2021).

A observação da fase transitória no aumento de atividades de agricultura e pecuária e a perda significativa de cobertura vegetal na BHCP, foi evidenciado por estudos anteriores. Souza & Sousa, (2014) e Rodrigues, *et al.*, (2021) já haviam documentado a influência das ações antrópicas na região, destacando que as transformações da paisagem estão ocorrendo sob pressões consideráveis. Esse acontecimento, também pode ter sido reflexo do rápido crescimento demográfico da região cacerense, que teve forte impacto no uso e ocupação do solo a partir da década de 1960 (Santos & Zamparoni, 2012).

Para a BHCP esse impacto do aumento populacional é evidenciado por Dos Santos Funaro, *et al.*, (2022), destacando que a expansão rural da região tem acarretado pressão sobre os serviços ambientais, principalmente devido a atividades econômicas, com a substituição de áreas de vegetação nativa por gramíneas por exemplo. Isto está em conformidade com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio publicado no ano de 2005, destacando que as pressões sobre o sistema são resultantes do aumento populacional que demanda consumos elevados. De 1988 a 2018, as atividades de produção com maiores destaques em Mato Grosso foram a pecuária e agrícola, onde a produção de bovinos expandiu em 384,7% (Capoane, 2022). A mudança da paisagem na BHCP é atribuída especialmente a expansão de atividade pecuária devido ao aumento das áreas de pastagem, que é corroborado por estudos anteriores (Ramos, *et al.* 2018; Rodrigues, *et al.*, 2021).

A BHCP apresenta características de Cerrado com fitofisionomias diversificada, dentre elas matas de galeria e matas ciliares, campos e cerrados *sensu strictu* (Ribeiro e Walter, 1998; Paiva, 2023; Sousa & Souza, 2014). Diante disso, a literatura evidencia que as alterações ambientais têm impactos negativos na biodiversidade faunística (Rurangwa, *et al.*, 2021) e florísticas (Araújo, *et al.*, 2023; Shaheen, *et al.*, 2024). Essas implicações são questionamentos

acerca das ameaças à biodiversidade devido à alteração e degradação da paisagem (Dudgeon, *et al.*, 2005; Pérez-Cárdenas, *et al.*, 2021), o que limita o funcionamento dos ecossistemas, visto que a capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos são prejudicados. (Tylianakis, 2007; Aquino, *et al.*, 2012; Araújo, *et al.*, 2023). A degradação dos sistemas florestas além de contribuir para a redução da qualidade do ambiente também prejudica o bem-estar humano, uma vez que, esses sistemas caracterizados como “bens públicos” são essenciais para subsistência de famílias rurais, tornando fundamental a conservação dos recursos como meio de redução da pobreza (TEEB, 2010).

Contudo, estudos apontam que a melhor forma de manter o equilíbrio na produção de serviços ecossistêmicos em sistemas de terras agrícolas é a conservação de 50% de paisagens naturais (Araújo, *et al.*, 2021). Nesse contexto, a preservação da paisagem torna-se uma prioridade crucial. Em determinadas situações de ambientes secos por exemplo, a existência de vegetação desempenha um papel fundamental ao acelerar o processo de regeneração vegetal (Pérez-Cárdenas, *et al.*, 2021). Outro exemplo são os efeitos positivos que os habitats causam na diversidade de insetos por oferecerem melhores condições de sobrevivência, isso porque em leitos abertos como é o caso das pastagens, dificultam suas locomoções, além do mais essas espécies têm preferências por habitats nativos que atuam com abrigo, disponibilidade de alimentos, e propícios a nidificação (Salomão, *et al.*, 2023).

Outro impacto significativo consiste nas alterações climáticas decorrentes da mudança da paisagem. A conversão de florestas em pastagem, por exemplo, contribui para a perda do estoque de carbono dentro do ecossistema (Menezes, *et al.*, 2021). Na década de 1990 e 2010 Dale (1997) e Pielke e Roger (2005) já haviam documentado os efeitos da relação entre as mudanças no uso e cobertura da terra e as mudanças climáticas. Recentemente essa questão ainda continua sendo discutida e projetada para o futuro (Pereira, *et al.*, 2004; Gurara, *et al.*, 2021; Sinha, *et al.*, 2020).

Os achados desta pesquisa corroboram com resultados encontrados para região do alto Paraguai, onde pesquisas apontaram maior redução na superfície d'água já enfrentada pela região pantaneira (Lázaro, *et al.*, 2020), na qual a Bacia Piraputanga deságua. Os autores ainda abordam que quaisquer alterações na paisagem refletem na perda dos serviços ecossistêmicos. Outros eventos históricos de seca, vem sendo documentado na literatura (Trenberth, *et al.*, 2014; Gunacti, *et al.*, 2023; Yuan, *et al.*, 2023), na qual a secas extremas também tem implicações nas alterações climáticas.

A diminuição na superfície de água tem consequências na perda desse importante serviço ecossistêmico devido às alterações na paisagem. A diminuição na superfície de água pareceu combinar com aumento do desmatamento acumulado, evidenciando que a manutenção da paisagem original contribui para a manutenção do fluxo de água. Isso destaca a importância dos impactos do desmatamento em relação ao corpo hídrico de uma bacia, na qual o desmatamento pode influenciar os processos hidrológicos (Kong, *et al.*, 2022). Neste caso, o índice desmatamento da paisagem pareceu coincidir com a quantidade de água. Por exemplo, em alguns momentos em que houve queda da quantidade de água paralelamente houve o aumento de desmatamento na região. Os estudos regionais que conectam o desmatamento aos cursos hídricos ainda carecem de atenção política e de pesquisas, visto que ainda existem muitas negligências em diversas regiões semelhantes (Fugère, *et al.*, 2016).

No ano de 2020, o bioma pantanal foi alvo das atenções mundiais devido ao alto número de focos de incêndio encontrado na região pantaneira (Pelissari, *et al.*, 2020). Tal acontecimento, contribuiu para grande perda vegetal e animal, bem como também afetou a saúde humana (Caumo, *et al.*, 2020). O impacto dos incêndios sobre a biodiversidade afeta diretamente as comunidades aquáticas (Robson, *et al.*, 2018; Gomez Isaza, *et al.*, 2022), isso é evidenciado em outras regiões brasileiras, como a Amazônia, destacando a necessidade da aplicação de uma política já existente visando minimizar os impactos (Feng, *et al.*, 2021). Observou-se relação positiva entre as queimadas e as mudanças na paisagem. Como mencionado, áreas com maior cobertura de água apresentam menores riscos de incêndio, visto que é um recurso natural e atua como meio no controle e prevenção de incêndios (Češljár e Stevović, 2015). Desta forma, a gestão de recursos hídricos é fundamental para manter a conservação do ambiente de forma sustentável (Kalogiannidis, *et al.*, 2023).

Observa-se que as projeções apresentadas indicam redução nos níveis de superfície de água e acréscimo de pastagens e acúmulo de áreas desmatadas. Essas tendências são preocupantes resultando na perda de serviços ecossistêmicos. A água é um elemento chave que sustenta a vida dentro de um ecossistema (Lázaro, *et al.*, 2020) e a perda de água resulta no desequilíbrio dos ciclos biogeoquímicos (Keller, *et al.*, 2020), redução no habitat das espécies de peixes e aves (Alho, *et al.*, 2019), macroinvertebrados (Oliveira Junior, *et al.*, 2013), e até mesmo plantas aquáticas (Oliveira Junior, *et al.*, 2020; Thomasz, 2023).

5. CONCLUSÃO

Evidenciou-se que a BHCP de 1985 a 2005 passou por processo transição da paisagem, com a diminuição de formações florestais e savânicas e aumento de pastagem, o que é reflexo da expansão da atividade agrícola de pastoreio, queimadas e desmatamento. Entretanto de 2005 a 2022 foi evidenciado estabilização na taxa desmatamento. Para a superfície de água foi evidenciado perda significativa ao longo dos 37 anos. A perda de vegetação e de água e o aumento das áreas de pastagem são tendências que afetam a biodiversidade e principalmente a capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços ambientais essenciais.

De acordo com a análise do grau de hemerobia, a fase de transição ao longo de 37 anos evidenciada para a BHCP destaca que a região se encontra em estado de impacto moderado. Os impactos na mudança da paisagem foram maiores evidenciados nas áreas de planície de inundação (região pantaneira). As análises preditivas indicam que a bacia hidrográfica continuará diminuindo água para os próximos 40 anos. Em contrapartida, as áreas de pastagem tendem a aumentar na região. A análise preditiva para o desmatamento indicou que até 2065 a taxa de desmatamento acumulado aumentará. Contudo, destaca-se que as áreas anteriormente disponíveis já foram desmatadas. Isso reforça a necessidade de manter a conservação das áreas permanentes e diminuir o impacto na qualidade ambiental.

Para concluir, este diagnostico adequa-se aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS-15), Vida terrestre, visando o combate ao desmatamento e a degradação do solo. Promover medidas de restauração e conservação dos ecossistemas degradados por eventos de secas ou desertificação. Desta forma, os eventos extremos observados, como o aumento de pastagens e a diminuição de água no Pantanal, enfatizam a relevância deste trabalho alinhados aos objetivos de desenvolvimentos sustentáveis, além de contribuírem com a população regional e local.

Desta forma, é recomendado que políticas de conservação e manejo sustentável devem ser implementadas para mitigar os impactos das mudanças no uso da terra na BHCP e garantir a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos na região. A integração frente aos processos ecológicos e o monitoramento contínuo são essenciais para tomadas de decisão da qual os resultados serviram como lembrete do equilíbrio entre o desenvolvimento humano e a conservação da natureza, considerando principalmente os atuais desafios globais enfrentados frente às mudanças climáticas e à perda de biodiversidade.

6. REFERÊNCIAS

Aryal, K.; Maraseni, T.; Apan, A. How much do we know about trade-offs in ecosystem services? A systematic review of empirical research observations. *Science of The Total Environment*, 806(151229), 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151229>

Azevedo, J. C. Florestas, ambiente e sustentabilidade: Uma abordagem centrada nos serviços de ecossistema das florestas do distrito de Bragança. Academia das Ciências de Lisboa (ACL), Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, 2012. Disponível em: https://bibliotecadigital.ipb.pt/bitstream/10198/7135/3/Florestas_Ambiente_e_Sustentabilidade.pdf

Alho, C.J.R. et al. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. *Ambiente & Sociedade*, 22, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/BqQNwh94qn5g9kh56FZchYj/?lang=en&format=pdf>

Araujo, H.F.P. et al. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. 13(18440), 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>

Aquino, F. D. G. et al. Cerrado: restauração de matas de galeria e ciliares. Embrapa, Brasília, DF. 2012.

Brauman, K. A. et al. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98, 2007.

Capoane, V. (2022). Expansão da fronteira agrícola no Estado de Mato Grosso entre os anos de 1988 e 2018. *Caderno Prudentino de Geografia*, 1(44), 73-98.

Češljarić, G., & Stevović, S. Small reservoirs and their sustainable role in fires protection of forest resources. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 496-503, 2015.

Costanza, R., et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260, 1997. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Caumo, S. et al. Human risk assessment of ash soil after 2020 wildfires in Pantanal biome (Brazil). *Air Quality, Atmosphere & Health*, 15(12), 2239-2254, 2022.

Cunillera-Montcusí, D. et. al. Direct and indirect impacts of wildfire on faunal communities of Mediterranean temporary ponds. *Freshwater Biology*, 64, 323-334, 2018. <https://doi.org/10.1111/fwb.13219>

Cook, C, Bakker, K. Segurança hídrica: Debatendo um paradigma emergente. *Mudança ambiental global*, v. 22(1), 94-102, 2012.

Daily, G. C. et al. Introduction: what are ecosystem services. **Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems**. 1(1), 1997.

De Groot, R. S.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408, 2002.

Dos Santos Funaro, J. et al. Médio curso da bacia hidrográfica do córrego Piraputangas, no município de Cáceres–Mato Grosso: uso da terra e alterações ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 15(06), 2831-2852, 2022.

- Dudgeon, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182, 2006. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dale, V. H. The relationship between land-use change and climate change. *Ecological applications*, 7(3), 753-769, 1997. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0753:TRBLUC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0753:TRBLUC]2.0.CO;2)
- Eguiguren, P.; Fischer, R.; Günter, S. Degradação dos serviços ecossistêmicos e desmatamento em paisagens com e sem conservação florestal baseada em incentivos na Amazônia equatoriana. *Florestas*, 10(5), 442, 2019.
- Feng, X., Merow, C., Liu, Z. et al. How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity. *Nature* 597, 516–521, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03876-7>
- Freitas, A. R., Carvalho, S. M. Classificação Hemeróbica Das Unidades De Paisagem Da Bacia Hidrográfica Do Rio Cará-Cará, Ponta Grossa – PR. *Iniciação Científica Cesumar*, v. 10, n. 01, p. 63-69, 2008
- FAO. Land use statistics and indicators. Global, regional and country trends, 2000–2020. FAOSTAT Analytical Brief, Rome. 48, 15 2022. <https://doi.org/10.4060/cc0963en>
- Fugère, V. et al. Impacts of forest loss on inland waters: Identifying critical research zones based on deforestation rates, aquatic ecosystem services, and past research effort. *Biological Conservation*, 201, 277-283, 2016.
- Gurara, M. A.; Jilo, N. B.; Tolche, A. D. Modelling climate change impact on the streamflow in the Upper Wabe Bridge watershed in Wabe Shebele River Basin, Ethiopia, *International Journal of River Basin Management*, 2021. <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1935978>
- Gusmão, L. H. A., Lobo, A. A., Tourinho, H. L. Z. Mudança do Uso e da Cobertura da Terra e Hemerobia das Paisagens: o caso da Região Geográfica Imediata de Belém – Pará (1985-2018), *Geografia (Londrina)* v. 30, n. 2, p. 169 – 189, 2021.
- Gunacti, M. C. et al. Evaluating impact of land use and land cover change under climate change on the Lake Marmara system. *Water Resources Management*, 37(6-7), 2643-2656, 2023.
- Gomez I.; Daniel F.; Cramp, R L.; Franklin, Craig E. Fire and rain: A systematic review of the impacts of wildfire and associated runoff on aquatic fauna. *Global Change Biology*, 28(8), 2578-2595, 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16088>
- GWP (2000), Partnerships Global Water. Towards Water Security: A framework for action. Global Water, 2000.
- Kalogiannidis, S., et al. Integration of water resources management strategies in land use planning towards environmental conservation. *Sustainability*, 15(21), 15242. 2023.
- Kong, X., et al. Reservoir water quality deterioration due to deforestation emphasizes the indirect effects of global change. *Water research*, 221, 118721 2022.
- Lázaro, W. L. et al. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, 2020.

- Mengist, W., Soromessa, T. & Feyisa, G.L. A global view of regulatory ecosystem services: existed knowledge, trends, and research gaps. *Ecol Process*, 9(40), 2020. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00241-w>
- MEA, Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human well-being Washington, DC: Island press. 5, 563-563, 2005.
- Menezes, R. S. C.; Sales, A. T.; Primo, D. C.; et al. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. *Gederra*. 390, 114943. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114943>
- Machado, A. L. S.; Pacheco, J. B. Serviços ecossistêmicos e o ciclo hidrológico da Bacia Hidrográfica Amazônica – the biotic pump. *Revista GEONORTE*, 01(01), 71-89, 2010.
- Mota, F. A. C., et al. A importância da mata ciliar e cobertura florestal na preservação das características naturais de uma nascente. *Revista Contemporânea*, 3(6), 6582-6602, 2023.
- OECD. Oede-Fao Perspectivas Agrícolas 2015-2024. OECD Editora, Paris, 2015. https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-es
- 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*, 13(2), 188-199, 2013.
- Oliveira Junior, E. S. et al. Water Hyacinth's Effect on Greenhouse Gas Fluxes: A Field Study in a Wide Variety of Tropical Water Bodies. *Ecosystems* 24, 988–1004, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00564-x>
- Paiva, S. L. P. Efeito dos usos da terra e da cobertura vegetal na temperatura superficial do solo da bacia hidrográfica do córrego Piraputanga/MT-Brasil. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Física, Programa de Pós-graduação em Física Ambiental, Cuiabá, 2023.
- Parron, L. M. et al. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE), Brasília, DF. 2015.
- Pérez-Cárdenas, N. et al. Effects of landscape composition and site land-use intensity on secondary succession in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, v. 482, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118818>
- Pielke SR, Roger A. Land use and climate change. *Science*, 310(5754), 1625-1626, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1120529>
- Pereira, R. H. G. et al. Limnological variables and their correlation with water flow in fishponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3), 263-271, 2004.
- Paul, M. J. et al. Wildfire induces changes in receiving waters: A review with considerations for water quality management. *Water Resources Research*, 58(9), 2022. <https://doi.org/10.1029/2021WR030699>
- Ramião, J. P., Cássio, F., & Pascoal, C. O uso da mata ciliar e o habitat dos riachos regulam a qualidade da água. *Limnologica*, 82, 125762, 2020.
- Ramos, A. W. P. et al. Análise da capacidade e conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do Córrego da Piraputanga-MT, Brasil/Analysis of the capacity and conflict of land use in the Piraputanga-MT river basin, Brazil. *Caderno de Geografia*, 28(55), 812-827, 2018.

Rodrigues, L. C. et al. Análises da transformação antrópica e morfométrica da bacia Hidrográfica Do Córrego Piraputanga, Mato Grosso, Brasil. *Geo UERJ*, 39, 2021. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2021.57306>

Rurangwa, M. L.; Gutiérrez, J. A.; Matthews, T. J.; et al. Effects of land-use change on avian taxonomic, functional and phylogenetic diversity in a tropical montane rainforest. *Diversity and Distributions*, 27, 1732-1746. 2021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13364>

Robson, B. J. et al. Post-wildfire recovery of invertebrate diversity in drought-affected headwater streams. *Aquat Sci* 80, 21, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0570-7>

Ruscheinsky, A. et al. Ética, direito socioambiental e democracia. Caxias do Sul: Educs, 2018.

Souza, C. A.; Sousa, J. B. Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres, Mato Grosso–Brasil: Caracterização ambiental e dinâmica fluvial. *Geoaraguaia*, Barra do Graças, 14(1), 83-103, 2014.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. 1998.

Shaheen, H. et al. From biodiversity hotspot to conservation hotspot: assessing distribution, population structure, associated flora and habitat geography of threatened Himalayan Yew in temperate forest ecosystems of Kashmir. *Biodivers Conserv*, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02758-w>

Salomão, R. P. et al. Habitat type affects the diversity of dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages in a neotropical mountainous region of Colombia. *International Journal of Tropical Insect Science*, p. 1-11, 2023. <https://doi.org/10.1007/s42690-023-00987-8>

Santos, L.; Pereira Zamparoni, C. A. G. Evolução demográfica e influência no uso e ocupação do solo urbano em Cáceres (MT) entre 1940 E 2010. *Acta Geográfica*, 6(13), 2012.

Sinha, R. K.; Eldho, T. I.; Subimal, G. Assessing the impacts of land use/land cover and climate change on surface runoff of a humid tropical river basin in Western Ghats, India. *International Journal of River Basin Management*. 2020. <https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1809434>

Schuler, A. E. et al. Serviços ambientais hídricos. Fidalgo, ECC, Prado, RB, Turetta, APD & Schuler, AE Manual para Pagamento por Serviços Ambientais Hídricos: seleção de áreas e monitoramento. Brasília: Embrapa, 14-29, 2017.

Tavares, C. C.; Sousa, J. B.; Da Silva, F. L. Qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego Piraputangas, Cáceres, Mato Grosso. *Revista Equador*, 10(2), 155-182, 2021.

TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis, of approach, conclusion and recommendation of TEEB.

of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

Trevisan, D. P., et al. Environmental vulnerability index: An evaluation of the water and the vegetation quality in a Brazilian Savanna and Seasonal Forest biome. *Ecological Indicators*, 112, 106163, 2020

Turunen, J. et al. As matas ciliares podem mitigar o aquecimento e a degradação ecológica das nascentes agrícolas. *Biologia da Água Doce*, 66(4), 785-798. 2021.

Torres, A. V.; Tiwari, C.; Atkinson, S. F. Progress in ecosystem services research: A guide for scholars and practitioners. *Ecosystem Services*, 49, 2212-0416, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101267>

Tylianakis, F. M.; Ribeiro, E. R.; Lewis, O. T. A modificação do habitat altera a estrutura das teias alimentares hospedeiro-parasitóide tropical. *Natureza*, 445(7124), 202-205, 2007.

Trenberth, K.; Dai, A.; Van Der Schrier, G. et al. Global warming and changes in drought. *Nature Clim Change*, 4, 17–22, 2014). <https://doi.org/10.1038/nclimate2067>

Thomaz, S.M. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. *Hydrobiologia* 850, 2757–2777, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04739-y>

UN-WATER. Water security & the global water agenda: A UN-water analytical brief. SCAPE, UN, United Nations University (UNU), 2013.

Walz, U.; Stein, C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22, 279-289, 2014.

Yuan, Xing et al. A global transition to flash droughts under climate change. *Science*, 380(6641), 187-191, 2023. <https://doi.org/10.1126/science.abn6301>

CAPÍTULO 2

PREPARADO DE ACORDO COM AS NORMAS DA *Science of The Total Environment*

Mudança nas emissões totais de CO₂ em uma bacia hidrográfica ecotonal tropical entre Cerrado e Pantanal

Autores: Thiago Ferreira Pereira; Beatriz Ferra Bühler, Sandra Mara Alves da Silva Neves; Wilkinson Lázaro Lopes; Claumir Cesar Muniz; Ernandes Sobreira Oliveira Junior

RESUMO

As atuais concentrações de Gases do Efeito Estufa (GEE), na atmosfera, principalmente o dióxido de carbono (CO₂), tem sido as mais altas dos últimos anos, em virtude de processos naturais ou antrópicos. O funcionamento natural dos ciclos biogeoquímicos, principalmente ciclagem de Carbono (C) é essencial para assegurar os serviços ecossistêmicos. Entretanto, esse ciclo é alterado em virtude de ações antrópicas. Diante desse cenário de transformações ambientais e perda de serviços ecossistêmicos, objetivou-se analisar a dinâmica do fluxo de CO₂ em uma área ecotonal entre Cerrado e Pantanal, demonstrando a contribuição de diferentes compartimentos ambientais nas emissões de CO₂. Além disso, realizou-se análises de previsão da dinâmica do fluxo difusivo de CO₂ em um intervalo de tempo de 80 anos (1987 a 2067). O fluxo de CO₂ envolveu o uso de câmaras fechadas de acrílico transparente, posicionadas sobre a água e solo. Como esperado, as áreas de superfície aquática registraram médias superiores nas emissões de CO₂ em comparação com as emissões provenientes do solo exposto ($34.214,30 \pm 34.794,49$ na água e $32.662,26 \pm 31.149,73$ no solo). No entanto, a análise temporal revelou que a diminuição da quantidade de água no sistema resulta em uma ampliação da área de solo exposto. Como consequência direta dessa exposição, observa-se uma redução nos fluxos difusivos aquáticos de CO₂ por área, consequentemente, aumentando no ambiente edáfico por área. Normalmente, o CO₂ é 1,74 vezes maior na água do que no solo, mas a exposição do solo, e com o potencial de degradação, as emissões serão causadas de forma mais intensificada. Esse desequilíbrio poderá causar ainda maiores emissões de GEE nos próximos 40 anos. Diante disso, as perspectivas futuras não são promissoras, podendo haver um efeito cascata, causando desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos, principalmente o ciclo do carbono. Desta forma, há uma necessidade urgente na adoção de práticas sustentáveis e execução de políticas públicas por meio de incentivo às práticas sustentáveis e gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Efeito estufa. Ciclo Biogeoquímico. Serviços ecossistêmicos

Change in total CO₂ emissions in a tropical ecotonal river basin between savanna and wetland

ABSTRACT

The current concentrations of Greenhouse Gases (GHG) in the atmosphere, mainly carbon dioxide (CO₂), have been the highest in recent years, due to natural or anthropogenic processes. The natural functioning of biogeochemical cycles, mainly Carbon (C) cycling, is essential to ensure ecosystem services. However, this cycle is altered due to human actions. Given this scenario of environmental transformations and loss of ecosystem services, the objective was to analyze the dynamics of CO₂ flow in an ecotonal area between Cerrado and Pantanal,

demonstrating the contribution of different environmental compartments to CO₂ emissions. Furthermore, forecast analyzes of the dynamics of the diffusive flow of CO₂ were carried out over a time interval of 80 years (1987 to 2067). The CO₂ flow involved the use of closed transparent acrylic chambers, positioned over water and soil. As expected, water surface areas recorded higher average CO₂ emissions compared to emissions from exposed soil ($34,214.30 \pm 34,794.49$ in water and $32,662.26 \pm 31,149.73$ in soil). However, the temporal analysis revealed that the decrease in the amount of water in the system results in an increase in the area of exposed soil. As a direct consequence of this exposure, there is a reduction in aquatic diffusive fluxes of CO₂ per area, consequently increasing the edaphic environment per area. Typically, CO₂ is 1.74 times higher in water than in soil, but with soil exposure, and the potential for degradation, emissions will be caused in a more intensified manner. This imbalance could cause even greater GHG emissions in the next 40 years. Given this, future prospects are not promising, and there could be a cascade effect, causing an imbalance in biogeochemical cycles, especially the carbon cycle. Therefore, there is an urgent need to adopt sustainable practices and implement public policies by encouraging sustainable practices and water resources management.

Keywords: Greenhouse effect. Biogeochemical Cycle. Ecosystem services

1. INTRODUÇÃO

As concentrações de Gases do Efeito Estufa (GEE) como o Dióxido de carbono (CO₂), Metano (CH₄) e o Óxido nitroso (N₂O) na atmosfera atingiram 409,9 partes por milhão (ppm), 1.866,3 partes por bilhão (ppb) e 332,1 ppb respectivamente no ano de 2019. Estas concentrações na atmosfera são as mais altas dos últimos 800.000 anos e a maior parte dessas altas concentrações ocorre devido às atividades antrópicas (IPCC, 2021). Essas concentrações são resultantes das emissões naturais de GEE no ambiente, como alteração no ciclo biogeoquímico, material em decomposição ou até mesmo a respiração dos organismos vivos. Além disso, atividades antrópicas intensificam ainda mais essas emissões através de queimadas, produção de combustíveis fósseis e desmatamento (Aduan, et al., 2004; Moreno et al., 2012; IPCC, 2021).

Dentre os processos de produção dos GEE, o CO₂ por exemplo, é produzido pela decomposição da matéria orgânica do solo, respiração de raízes de plantas através dos organismos microbianos na presença de oxigênio (aeróbica), sendo os processos físicos e

biológicos, tanto no ambiente terrestre (Berglund e Berglund, 2011; Song, et al., 2022), quanto no ambiente aquático (Avila, et al., 2019; Oliveira-Junior, et al., 2020). Com isso, torna-se de extrema importância compreender os processos que contribuem para o aumento e concentração de CO₂ entre solo, água e ar nos ambientes naturais. Uma das formas mais comuns de emissão de CO₂ é por meio do fluxo difusivo nos ambientes aquáticos para a atmosfera devido a temperatura (Keller, et al., 2020; Ray, et al., 2020; Dacal, et al., 2022), oxigenação (Bateganya, et al., 2015; Maucieri, et al., 2017; Wu, et al., 2022), decomposição de material orgânico (Berglund e Berglund, 2011) e no solo exposto principalmente pela respiração das raízes (Jansson, et al., 2020; Saéz-Sandino, et al., 2023; Kudeyarov, 2023.), além de temperatura e precipitação (Ray, et al., 2020).

O funcionamento natural dos ciclos biogeoquímicos, principalmente quando se fala de ciclagem de Carbono (C) é essencial para assegurar os serviços ecossistêmicos prestados, principalmente garantindo a regulação ambiental. Segundo Zemp, et al., (2017), o ciclo destes serviços ecossistêmicos, funcionam continuamente em sistemas de *feedback* da vegetação-atmosfera. Esses ciclos, de forma natural, são absorvidos pelos organismos e voltam a ser disponibilizados em ambiente natural novamente. A Floresta libera oxigênio e armazena na biomassa carbono retirado da atmosfera e parte do carbono retirado da atmosfera no processo de fotossíntese, é transferido para as raízes, agregando ao ciclo de nutrientes do solo (Foley, et al., 2007).

Entretanto, todo esse ciclo é quebrado em virtude de alterações antrópicas no ecossistema, em que o C não segue esta linha teórica geral, dependendo, principalmente, do tipo de uso do solo (Hamamoto, et al., 2022). Neste caso, especialmente fatores como a mudança da paisagem para uso de gado, plantações e o desmatamento faz com que o C estocado no solo seja liberado para a atmosfera (Hong, et al., 2021). De fato, florestas estocam mais C do que pastagens (Silva, et al., 2024), e o solo exposto ainda potencializa essas emissões (Keller,

et al., 2020) fazendo com que o ciclo de C seja desregulado. Desta forma, o serviço ecossistêmico de regulação provido pelas florestas deve ser levado em consideração principalmente no que se refere à manutenção dos ciclos biogeoquímicos.

No cenário global de emissões de CO₂, a mudança na cobertura vegetal e uso da terra, incluindo solo exposto, emitiram 4,32 bilhões de toneladas de CO₂ para a atmosfera no ano de 2022. Nesta perspectiva, o Brasil contribuiu com 1,11 bilhões de toneladas de CO₂ para o mesmo ano de 2022, com emissões provenientes do uso e cobertura da terra equivalente a 25,7% das emissões anuais globais (Global Carbon Budget, 2023).

Diante desse cenário de transformações ambientais e perda de serviços ecossistêmicos tanto no solo quanto na água, este estudo teve como objetivo analisar a dinâmica do fluxo de Carbono (principalmente CO₂) em uma área ecotonal situada nos biomas Cerrado e Pantanal, demonstrando a contribuição de diferentes compartimentos ambientais nas emissões de gases de efeito estufa (CO₂). Além disso, buscou-se estimar de acordo com análises de previsão a dinâmica do fluxo difusivo de CO₂ em um intervalo de tempo de 80 anos (1985 a 2085). Ao abordar esses objetivos de maneira integrada, fornecer insights abrangentes sobre como as mudanças na paisagem e nos compartimentos ambientais que afetam os serviços ecossistêmicos e os ciclos de carbono.

Nossa hipótese inicial sugere que as superfícies hídricas da área investigada (solos hidromórficos) tendem a emitir mais CO₂ em comparação com áreas de solo exposto. Esta suposição se baseia na premissa de que ambientes aquáticos e úmidos frequentemente facilitam processos biogeoquímicos que resultam em maior produção e liberação de CO₂, devido à decomposição de matéria orgânica submersa e atividades metabólicas de organismos aquáticos (Pierre, et al., 2023). A segunda hipótese considera que as áreas vegetadas desempenham papel importante no balanço do carbono da bacia atuando como mecanismo de mitigação. Essa suposição se baseia na premissa de que as plantas exercem o papel ecossistêmico fundamental

por meio da fotossíntese, capturando o CO₂ atmosférico e convertendo em matéria orgânica contribuindo para o balanço regional do carbono e nas concentrações de GEE (Oliveira-Junior, et al., 2021).

2. METODOLOGIA

a. Área de estudo

A área analisada totaliza 170 km² e está localizada nas coordenadas 16° 3' 41,904'' e 57° 34' 35,436'', denominada como Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga em Cáceres-MT (**Fig 01**). Apresenta características ambientais de Cerrado (96,22%), e Pantanal (3,78%), sendo um importante zona ecotonal da região (Rodrigues, et al., 2021). Sua nascente é difusa e encontra-se na província serrana (Nascente 1 - 16° 8' 13.58" S e 57° 32' 12.81" O, nascente 2 - 16° 4' 55.09" S e 57° 33' 57.04" O) e suas águas desembocam (Foz 16° 1' 33.69" S e 57° 37' 30.68" O) na margem esquerda do rio Paraguai (Rodrigues, *et al.* 2021). O solo predominante é o argissolo vermelho-amarelo, variando de areia fina a areia grossa. A dinâmica fluvial é influenciada pelos processos de erosão das margens, resultando em cursos d'água heterogêneos, com dinâmicas tanto permanentes quanto intermitentes (Sousa & Souza, 2014).

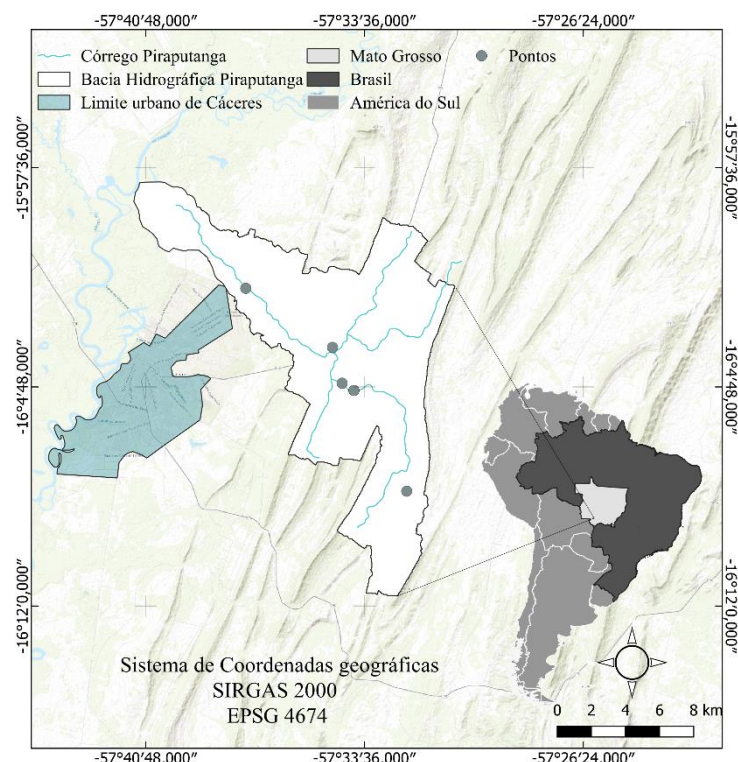


Figura 01. Localização geográfica dos pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga no município de Cáceres-MT, Brasil.

b. Coleta de dados análise do fluxo de dióxidos de carbono (Serviço Ecossistêmico de Regulação e Provisão)

Neste estudo, a fim de mensurar o fluxo difusivo de CO₂ na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, foram adotadas análises espaciais e temporais seguindo o protocolo proposto por Almeida, et al., (2016). Para a análise espacial, foram realizadas expedições de campo, durante as quais coletou-se dados sobre o fluxo difusivo de CO₂ (mg.m⁻².d⁻¹) em cinco pontos amostrais (**Fig 01**) em três compartimentos ambientais distintos (**Fig 02**): **Água**: local onde ocorre a presença constante de água, caracterizado pelo ciclo periódico em determinados períodos. **Solo Exposto**: não há presença de água, e o solo encontra-se exposto à incidência solar. **Vegetação Natural**: presença de vegetação natural, neste caso destaca as gramíneas, que pode influenciar o fluxo de CO₂. As análises temporais do fluxo de CO₂ consistiram na obtenção

da média geral de emissão de CO₂ para os diferentes compartimentos multiplicado pela área total do compartimento analisado para os diferentes anos de 1987 a 2022.

A coleta de dados do fluxo de CO₂ envolveu o uso de câmaras fechadas de acrílico transparente, posicionadas a profundidade de 1 cm nos compartimentos ambientais. No interior das câmaras foi acoplado um sensor de modelo Senserair® k30 que tem função de registrar o fluxo de CO₂ (ppm), temperatura (°C) e umidade (%). O topo das câmaras possuía uma válvula de pressão para ajustar a entrada e saída de gás. Na base exterior das câmaras foi vedada com argila para impedir a entrada ou saída de gás (**Fig. 02**). Realizou-se registros do fluxo difusivo de CO₂ em réplicas, com cada registro tendo uma duração de 4 minutos para todos os pontos amostrais sobre os diferentes compartimentos ambientais.

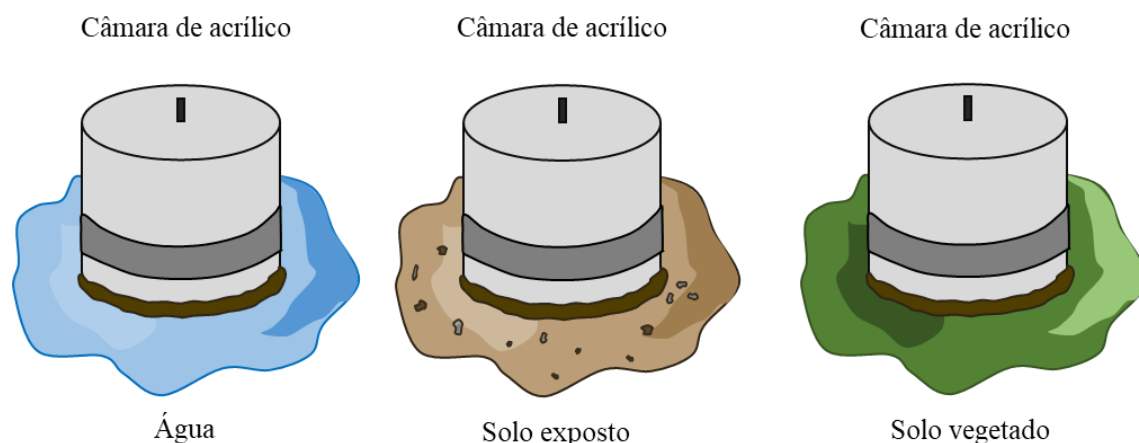


Figura 02. Disposição das câmaras de acrílico alocadas nos diferentes compartimentos ambientais da área de estudo.

Os dados registrados de CO₂ foram processados por meio do software UIP5 Revision® (0.0.3.42) e planilhados em software Excel® (2010). O cálculo para medir o fluxo de CO₂ consiste nos dados referente ao tempo (4 minutos), quantidade de CO₂ (ppm), temperatura (C°) e umidade (%). Ao final obtém-se os valores de inclinação das retas em gráficos de dispersão

considerando valor de $r^2 \geq 0,95$. A equação para calcular e converter o fluxo final de CO₂ de ppm em mg.m⁻².d⁻¹ de acordo com Oliveira Junior, *et al.* (2021) é:

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

Onde:

F corresponde ao fluxo de CO₂ em mg.m⁻².d⁻¹;

V = representa o volume da câmara em litros;

A = área da superfície da câmara (m²);

Slope = inclinação da reta de concentração do CO₂ pelo tempo (ppm s⁻¹);

P = pressão atmosférica (atm);

F1 = peso molecular de CO₂ (44 mol⁻¹);

F2 = conversão de segundo para dias;

R = constante ideal dos gases, expresso em 0,08206 atm L K⁻¹ mol⁻¹;

T = temperatura.

Para testar a normalidade dos dados, foi utilizado o teste Shapiro-Wilk. Para a construção das análises estatísticas do fluxo de CO₂ nos diferentes tratamentos realizou-se o cálculo de raiz quadrada e cúbica, buscando obter uma distribuição normal dos dados, porém não houve êxito, assumindo assim que nossos dados não possuem distribuição normal para essa análise. Diante do exposto, optou-se por executar o teste estatístico de Kruskal-Wallis para testes que não seguem distribuição normal, considerando nível de significância de $p < 0,05$. Utilizou-se o teste de Dixon, para testar a quantidade de *outliers* nos dados, considerando valor atípico significativo de $p < 0,05$. Para a construção do teste de normalidade e das análises de Kruskal-Wallis e teste Dunn (método Bonferroni) foi utilizado o programa RStudio®. Para a execução das análises de regressão e elaboração das figuras utilizou-se o software Excel® (2010).

A análise de previsão baseou-se em modelo linear generalizado (MGL) que foi ajustado aos dados para prever valores futuros da variável dependente, neste caso, dados referentes à área de superfície de água, área de desmatamento acumulado e área de pastagens em período de 80 anos. Os dados extrapolados foram então testados com análises de Monte Carlo com 1000

repetições, considerando intervalos de confiança em 95% e 80%. O modelo de regressão linear consistiu na equação 1:

$$Y = \beta_0 + \beta_n X_n + \epsilon$$

Onde, o Y representa a variável dependente (neste caso, a ser prevista). O β_0 é o intercepto. $\beta_n X_n$ correspondem ao coeficiente de cada variável independente e por fim ϵ representa o erro do modelo.

3. RESULTADOS

A área analisada apresentou um fluxo médio de $25.970,06 \pm 32.776,89 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de CO_2 . O fluxo difusivo no ambiente aquático foi de $34.214,30 \pm 34.794, \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, seguido por $32.662,26 \pm 31.149,73 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no solo exposto, e $11.033,65 \pm 28.509,61 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no solo vegetado, sendo os três ambientes diferentes entre si (Kruskal-Wallis, chi-squared = 5,71, df = 2, p = 0,05). O fluxo de CO_2 apresentou uma diferença estatisticamente significativa entre as áreas "exposto" e "vegetado" (Dunn-test Bonferroni, Z = 2,25, p ajustado = 0,03, **Fig. 03**). Em contraste, não foram encontradas diferenças significativas nos fluxos de CO_2 entre os compartimentos "água" e "exposto" (Dunn-test (Bonferroni), Z = -0,44, p ajustado = 0,98) ou entre "água" e "vegetado".

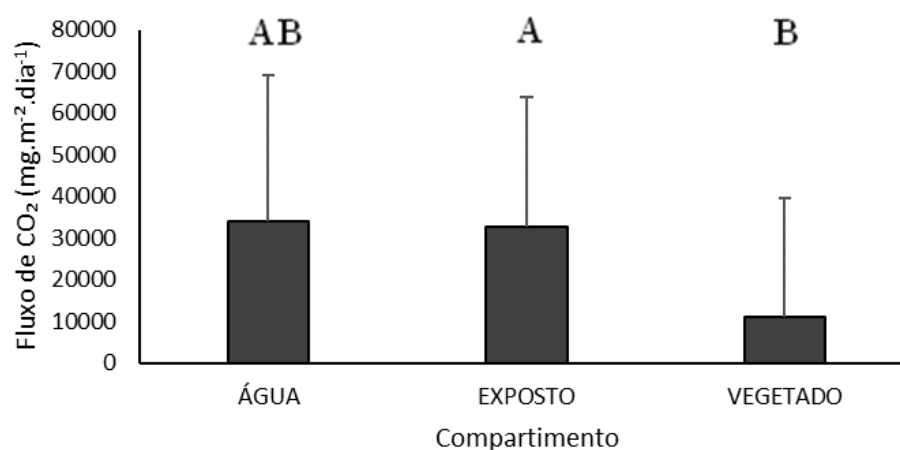


Figura 03. Fluxo difusivo de CO₂ nos diferentes compartimentos ambientais considerando todos os períodos e locais (Kruskal-Wallis, chi-squared = 5,71, df = 2, $p < 0,05$). Aplicações do teste de comparações entre grupos disponíveis no gráfico, letras representando diferenças significativas entre os grupos (Dunn-test (Bonferroni), chi-squared = 5,71, $p > 0,058$ "água - exposto"; $p > 0,05$ "água - vegetado"; $p < 0,05$ "exposto - vegetado"). Letras diferentes indicam diferença estatística.

A análise temporal da perda de área superficial de água na bacia mostra que em 1985 a massa superficial d'água era de 1,17 km² e passou a ser 0,67 km² e 0,59 km² em 2020 e 2021 respectivamente (**Fig. 04**). Neste caso, admite-se que a parte da extensão ocupada pela superfície de água passa a ser solo exposto, em virtude da proximidade com a água e impossibilidade de uso para plantação, ou para outros fins. Sendo assim, a classe solo exposto na bacia era de 0,43 km² em 1987, passou a ser 1,81 km² e 0,73 km² em 2020 e 2021 na mesma ordem (**Fig. 04**).

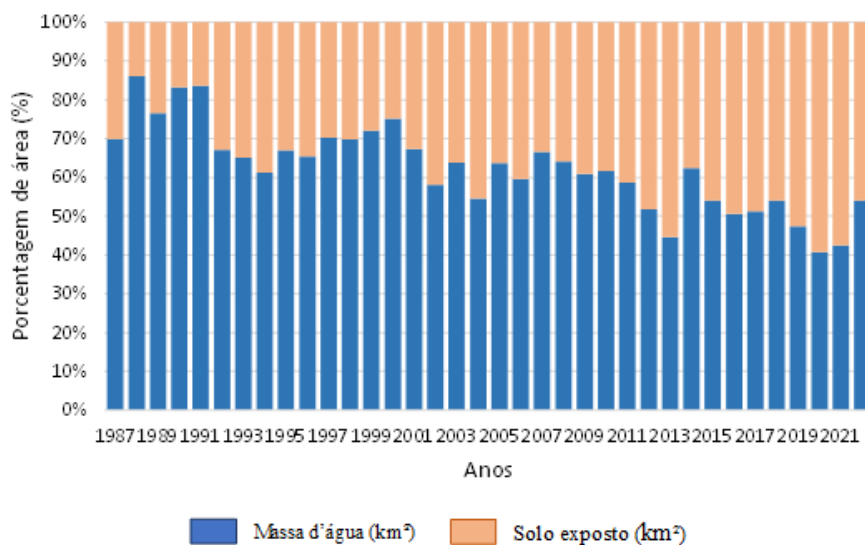


Figura 04. Análise temporal e espacial comparando a perda de massa d'água com o aumento de solo exposto na bacia de estudo entre os anos de 1987 e 2022.

Desta forma, quando se compara as emissões de CO₂ em ambiente aquático *versus* o solo exposto, observa-se que a área total (km²) de água emite 1.74 vezes mais do que a área total (km²) de solo exposto, considerando uma área total (km²). Entretanto, quando se faz um comparativo em uma série anual (1985 a 2022), nota-se que em 2013, 2019, 2020 e 2021 as emissões provenientes do solo exposto suplantaram aquelas provenientes da massa d'água, ou seja, as maiores emissões atuais são provenientes do solo exposto (**Fig. 05**).

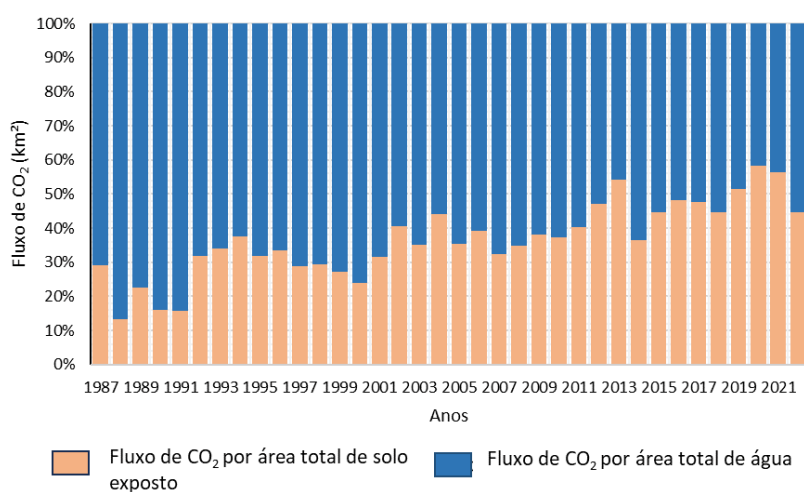


Figura 05. Análise do fluxo difusivo de CO₂ provenientes da água e do solo exposto em quilômetros quadrados considerando a série temporal de 1987 e 2022.

Este fato é muito importante quando se fala em ciclos biogeoquímicos para a modulação do ecossistêmica. Esses resultados indicam uma associação significativa entre a variável analisada e a passagem do tempo indicados na **Fig 05** (Regressão linear simples; $R^2 = 0,44$; $F = 26.91$; $p < 0.01$).

Desta forma, as projeções da dinâmica no aumento do fluxo difusivo de CO₂ provenientes do solo exposto baseadas até 2067 demonstram que a bacia de estudo continuará emitindo mais CO₂ nas áreas de solo exposto, com intervalo de confiança de 95% e 80% (**Fig. 06**).

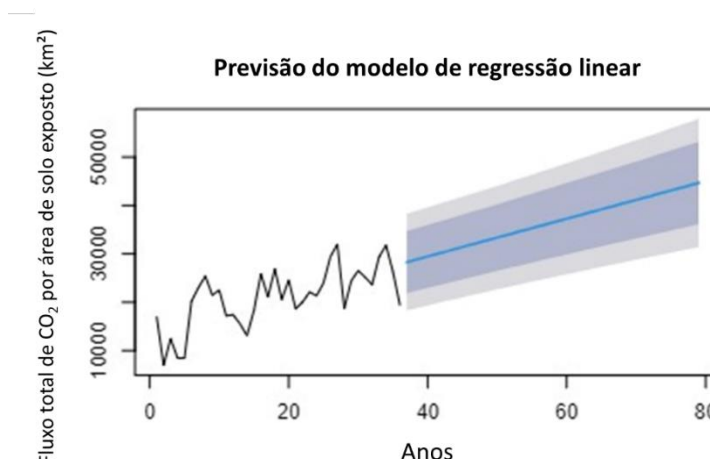


Figura 06. Previsão do fluxo total de CO₂ por área de solo exposto da bacia de estudo até 2067. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. A em azul a tendência para os próximos 47 anos. A linha em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95% e a em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.

Em relação às projeções nas emissões provenientes da água (**Fig. 07**). Observa-se diminuição na emissão de CO₂ dos ecossistemas aquáticos. Essa redução está diretamente associada à perda de massa d'água. Enquanto isso, as projeções apontam queda substancial das emissões de CO₂ na água.

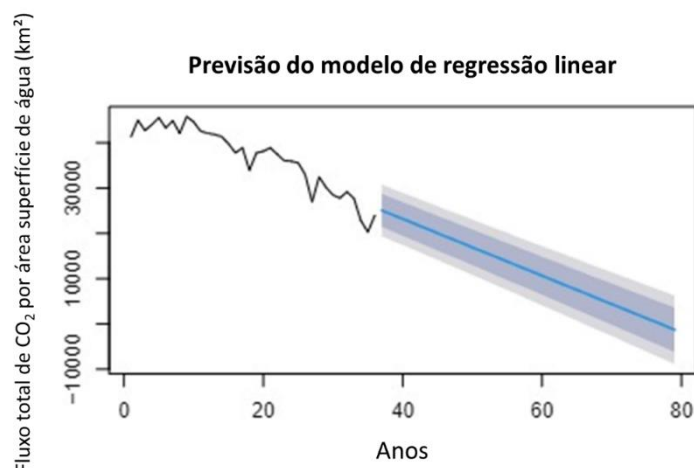


Figura 07. Previsão do fluxo total de CO₂ por área de superfície d'água na região de estudo até 2067. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. A em azul a tendência para os próximos 47 anos. A linha em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95% e a em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.

Sustentando essa ideia, há uma comparação do cenário atual nas emissões de CO₂ entre água vs. solo exposto na bacia (**Fig. 08**). É válido destacar que a diminuição da quantidade de água no sistema resulta em uma ampliação da área de solo exposto, observando-se como consequência direta dessa exposição, redução nos fluxos difusivos aquáticos de CO₂. Paralelamente, ocorre incremento nos fluxos difusivos de CO₂ nas porções territoriais da bacia onde o solo se encontra descoberto (**Fig. 08**).

Adicionalmente, as análises preditivas, apontam para as tendências futuras nos fluxos difusivos de CO₂ (**Fig. 08**). É relevante ressaltar que, a fase transitória das emissões de CO₂ da água para o solo exposto ocorreram a partir de 2019, sendo assim, é notável que, ao concluir o período previsto até 2067, as origens nos fluxos de CO₂ se concentrarão predominantemente no solo exposto.

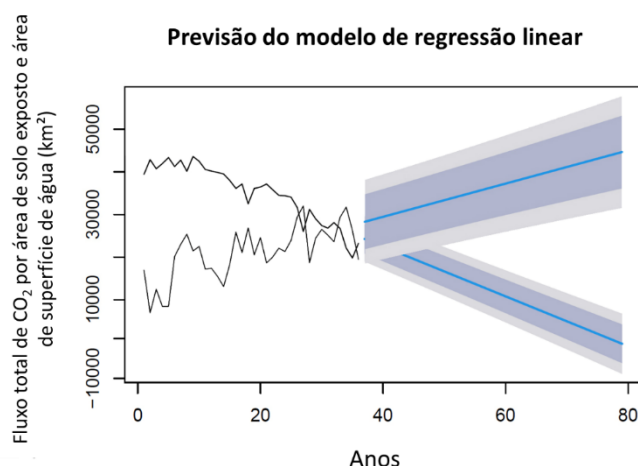


Figura 08. Análise da relação entre o fluxo difusivo de CO₂ proveniente da água e do solo exposto abrangendo a área total região de estudo ao passo que os anos avançam. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. A em azul a tendência para os próximos 47 anos. A linha em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95% e a em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.

Foi observado aumento nas emissões de CO₂ nos solos vegetados (**Fig. 09**). Até o ano de 2010, foi evidenciado aumento nas emissões, conforme indicado pela regressão linear. Posteriormente, entre 2010 e 2019, houve leve redução nesse fluxo. No entanto, a partir de 2019, os dados sugerem tendência no aumento das emissões de CO₂ originárias das áreas vegetadas. Esta observação é reforçada pela análise de projeção até o ano de 2067, que indica tendência contínua de aumento nas emissões de CO₂ provenientes dessas áreas vegetadas.

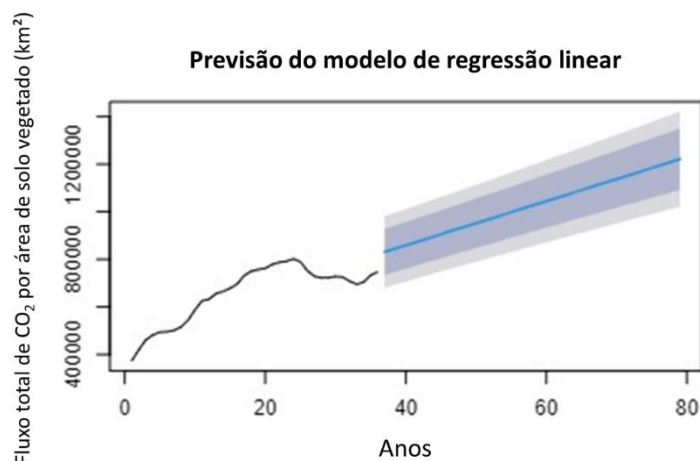


Figura 09. Previsão do fluxo total de CO₂ por área vegetada na região de estudo até 2067. A linha preta indica a regressão linear dos dados reais disponíveis. A em azul a tendência para os próximos 47 anos. A linha em cinza escuro demonstra o intervalo de confiança em 95% e a em cinza claro demonstrando o intervalo de confiança em 80%.

4. DISCUSSÃO

As análises desta pesquisa evidenciaram que até o encerramento da última década (2010), as áreas de superfície aquática registraram médias superiores nas emissões de CO₂ em comparação com as emissões provenientes do solo exposto. No entanto, é crucial salientar que a análise temporal revela diminuição marcante das áreas aquáticas e aumento paralelo nas áreas de solo exposto. Como resultado direto dessa transformação ambiental, as emissões de CO₂ provenientes do solo exposto superaram aquelas de áreas aquáticas.

Este fenômeno não é isolado, pesquisas anteriores também destacaram a elevação dos fluxos difusivos de CO₂ em sistemas de águas interiores que estão se tornando mais secos, corroborando nossa observação (Gómez-Gener, et al., 2016; Keller, et al., 2020). É crucial entender que o fluxo de carbono (C) proveniente do solo desempenha um papel essencial no ciclo de carbono do ecossistema terrestre, na qual este fluxo do solo representa aproximadamente 5% da respiração heterotrófica do solo (Pierre, et al., 2013).

A bacia hidrográfica passou a emitir CO₂ mais pela área de solo exposto, o que indica que o aumento de solo exposto poderá ser ainda mais problemático nos anos futuros. A transformação ambiental marcada pela redução de áreas aquáticas superficiais para conversão em áreas de solo exposto, tem apontado importantes contribuições no balanço global do carbono sendo crucial serem considerados nos estudos biogeoquímicos de habitats de águas interiores (Obrador, et al., 2018; Keller, et al., 2020; Ran, et al., 2021). Além disso, estudos apontam a contribuição do solo exposto como fontes diretas do carreamento de CO₂ para ambientes hídricos como rios e riachos, principalmente aqueles considerados de cabeceiras (Hotchkiss, et al., 2015; Pierre, et al., 2013; Ran, et al., 2021).

A diminuição das áreas de superfície de água é atribuída às áreas de formação Pantanosa, as quais são passíveis de inundação (Souza e Sousa, 2014). Sendo assim, reforçando os resultados em relação à dinâmica da quantidade de superfície de água no sistema encontradas nesse estudo, onde o período de inundação na qual o córrego deságua vai ser determinado pela quantidade de água provenientes das cabeceiras.

Ainda que não identificadas predominância significativas do fluxo de CO₂ na água, os córregos da bacia são importantes fontes na liberação do carbono por meio do ciclo hidrológico, com fortes implicações para o ciclo biogeoquímico (De Paula, et al., 2023; Horgby, et al., 2019). Essas descobertas são enfatizadas pelos estudos de De Paula, et al., (2023), que ressaltam a importância de considerar os fluxos difusivos de CO₂ por meio dos córregos urbanos. Desta maneira, águas interiores desempenham papel importante no ciclo do carbono que é devolvido para a atmosfera devido à decomposição de matéria orgânica (Pierre, et al., 2013). Essas informações são cruciais para compreender e abordar os impactos das atividades humanas no ciclo do carbono e na qualidade ambiental da área de pesquisa.

As mudanças na cobertura vegetal e uso da terra tem importantes contribuições no balanço de gases do efeito estufa, principalmente no setor de Agricultura (Carvalho, et al., 2010;

Ran, et al., 2021). Esperava-se que a presença da vegetação contribuísse para a mitigação de CO₂ na bacia, assim como os identificados em outras literaturas, onde foram realizadas aplicações de modelos dinâmicos a fim de estimar a remoção de CO₂ através da vegetação, principalmente gramíneas (Marchi, et al., 2015). As emissões de CO₂ registradas nos ambientes de vegetação podem ser atribuídas a respiração do solo, que libera CO₂ como produto final das ações microbianas (Berglund e Berglund, 2011; Song, et al., 2022). Apesar de ser evidente as emissões provenientes da vegetação, isso será atenuado, mas principalmente plantas lenhosas que auxiliam na capacidade de estocar carbono (Vianna, et al., 2023). Outro ponto importante é a idade da vegetação, neste caso, gramíneas em fase de crescimento apresentam diferentes taxas de sequestro de Carbono, principalmente considerando os primeiros anos (Shchepeleva, et al., 2017).

Estudos realizados em áreas de Cerrado comparando os efeitos de áreas de pastagens degradadas e manejadas indicaram fortemente que a degradação desses sistemas tem significativas contribuições para as emissões de CO₂ (Campos, 2022). Essas implicações ocorrem em decorrência das dificuldades dessas vegetações degradadas em capturarem CO₂ atmosférico e consequentemente dificultando o estoque no solo, devido aos impactos causados a matéria orgânica presente nos sistemas (Abdalla, et al., 2018). Estudos semelhantes buscando evidenciar a eficiência da recuperação de sistemas agrícolas degradados como forma de mitigação de gases do efeito estufa, evidenciaram que práticas de manejo são importantes para aumentar o estoque de carbono no solo e consequentemente reduzir as emissões de CO₂ (Tavanti, 2020).

Os esforços despendidos neste estudo não abrangeram as degradações presentes na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, contudo, os achados na literatura podem explicar essa lacuna que foi encontrada. Por exemplo, investigações visando avaliar a capacidade do uso do solo nessa mesma bacia, indicou que essa área apresenta tendências a processos erosivos

(Ramos, et al., 2018). A erosão do solo é destacada como um fator importante na perda de vegetação e consequentemente gerando maiores fluxos de CO₂ (Adame, et al., 2021). Foi demonstrado ainda que a proporção de solo vegetado é fundamental na regulação do fluxo de CO₂, enfatizando a importância da conservação de áreas naturais e do manejo sustentável das terras agricultáveis para mitigar as emissões de carbono.

As emissões de CO₂ têm experimentado um aumento significativo ao longo das décadas, sendo impulsionadas por diversas atividades antrópicas (Hong, et al., 2021). Desde 1959, as emissões de CO₂ relacionadas ao uso da terra mostraram uma relativa estabilidade, conforme evidenciado por estudos como o de Friedlingsteins, et al., (2020). No entanto, a última década revelou um crescimento notável nessas emissões. Além disso, essa tendência é corroborada pelo estudo de Hong, (2021), que enfatiza o aumento na intensidade das emissões provenientes do uso da terra na América Latina, principalmente no Brasil.

É essencial enfatizar que as transformações ambientais, especialmente o uso e a cobertura da terra, estão intimamente ligadas às atividades humanas, contribuindo com cerca de 25% das emissões antrópicas de CO₂. Adicionalmente, essas transformações também têm origens em processos naturais, como apontado por Pongratz, et al., (2021). Desta maneira, corrobora com nossas análises que revelaram um aumento substancial nas emissões de CO₂ em ambientes de solo exposto. Essa tendência ascendente é corroborada por nossas projeções futuras, que preveem um impacto significativo no ciclo do carbono até 2067 devido às mudanças na paisagem.

Em nossas projeções do fluxo de CO₂ nos ecossistemas de solo vegetado, apontam para maiores emissões até o ano de 2067. Essa ocorrência pode ser devido às transformações ambientais ocorridas (conversão de florestas em pastagens). Baseado nas projeções da literatura, estudos apontam que até o final do século (2100) grande parte das emissões de CO₂ para a atmosfera ocorrerão devido ao uso e ocupação do solo, com a conversão de florestas

(manguezais) em sistemas de agricultura, na qual os ecossistemas perderam a capacidade de sequestrar carbono (Adame, et al., 2021). Neste caso, este estudo claramente corrobora com os estudos previamente realizados no que se refere as emissões realizadas devido a degradação do solo. As emissões de CO₂ em solo exposto serão até 5 vezes mais do que aquelas emitidas pela água (ver figura 08).

5. CONCLUSÃO

Nas áreas da bacia está ocorrendo inversão no sistema, devido a diminuição de água e aumento de solo exposto, situação que gera problema na dinâmica do fluxo de gases do efeito estufa, com o foco no CO₂ sendo que com a diminuição do sistema aquático, haverá crescente emissão de CO₂ em áreas de solo exposto.

Observou-se que na análise espacial a água emitiu mais CO₂ na região da BHCP do que aquelas emissões provenientes do solo exposto e vegetado. Entretanto, a análise temporal destacou que a região está diminuindo superfície de água e consequentemente expandindo as áreas de solo exposto. Esse fenômeno resulta no desequilíbrio do fluxo de CO₂, onde devido a expansão das áreas de solo exposto o fluxo de CO₂ originário desse compartimento ambiental foi maior que as emissões de CO₂ provenientes da superfície de água. Em outras palavras, está ocorrendo uma inversão no sistema na BHCP, na qual foi evidenciado que antes emitia mais CO₂ pela água e passou a emitir mais pelo solo exposto.

O modelo da análise preditiva reforça o impacto das transformações ambientais no desequilíbrio do fluxo de CO₂. A análise indicou que a inversão dos compartimentos ambientais de água para solo exposto resultará na perda do fluxo de CO₂ nos ambientes aquáticos enquanto o solo exposto emitira ainda mais CO₂.

REFERÊNCIA

- Abdalla K, Mutema M, Chivenge P, et al. 2018. Grassland degradation significantly enhances soil CO₂ emission. *Catena*. 167: 284-292. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.05.010>
- Aduan RE, Vilela MF, Júnior FB R. 2004. Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Planaltina, Distrito Federal (DF), Embrapa Cerrados. 25.
- Almeida RM, Nóbrega GM, Junger PC, et al. 2016. High Primary Production Contrasts with Intense Carbon Emission in a Eutrophic Tropical Reservoir. *Front. Microbiol.* 7-717.
- Ávila MP, Oliveira-Junior ES, Reis MP, et al. 2019. The Water Hyacinth Microbiome: Link Between Carbon Turnover and Nutrient Cycling. *Microb Ecol* 78:575–588 <https://doi.org/10.1007/s00248-019-01331-9>
- Adame MF, Connolly RM, Turschwell MP, et al. 2021. Emissões futuras de carbono da perda global de manguezais. *Biologia das mudanças globais*. 27(12):2856-2866.
- Bateganya NL, Mentler A, Langergraber G, et al. 2015. Carbon and nitrogen gaseous fluxes from subsurface flow wetland buffer strips at mesocosm scale in East Africa. *Ecological Engineering*. 85:173-184. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.081>
- Berglund Ö, Berglund K, et al. 2011. Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 43(5):923-931.
- Campos MO, Cerri CEP, La Scala JR, 2022. Newton. Atmospheric CO₂, soil carbon stock and control variables in managed and degraded pastures in central Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 28:100848.
- Carvalho JLN, Avanzi JC, Silva MLN et al. 2010. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 34:277-290.
- Dacal M, Delgado-Baquerizo M, Barquero J, et al. 2022. Temperature Increases Soil Respiration Across Ecosystem Types and Soil Development, But Soil Properties Determine the Magnitude of This Effect. *Ecosystems*. 25(1):184-198. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00648-2>
- De Paula JSBC, Lázaro WL, Muniz CC, et al. 2023 Córregos urbanos são importantes contribuintes de gases de efeito estufa?. *Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento*, 12(3):18912340340. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v12i3.40340>
- Foley JA, Asner GP, Costa MH, et. al. 2007. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 5(1):25–32, 2007.
- Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones MW, et al. 2020. Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data Discussions*, 12(4):3269-3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>

Gómez-Gener L, Obrador B, Marcé R, et al. 2016. Quando a água desaparece: magnitude e regulação das emissões de dióxido de carbono de riachos temporários secos. *Ecossistemas*. 19:710–723. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9963-4>

Global Carbon Budget (2023) – Annual emissions of carbon dioxide (CO₂) from land-use change, measured in tonnes. Disponível em: <https://ourworldindata.org/grapher/co2-land-use>

Hamamoto T, Nhamo N, Chikoye D, et al. 2021. Responses of CO₂ emissions and soil microbial community structures to organic amendment in two contrasting soils in Zambia. *Sci Rep*. 12:6368. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10368-9>

Hong C, Burney JA, Pongratz J, et al. 2021. Global and regional drivers of land-use emissions in 1961–2017. *Nature*. 589:554–561. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03138-y>

Horgby Å, Canadell MB, Ulseth AJ, et al. 2019. High-resolution spatial sampling identifies groundwater as driver of CO₂ dynamics in an Alpine stream network. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 124(7):1961-1976.

Hotchkiss E, Hall JR, Patrocinador R, et al. 2015. High-Resolution Spatial Sampling Identifies Groundwater as Driver of CO₂ Dynamics in an Alpine Stream Network. *Nature Geosci* 8:696–699. <https://doi.org/10.1038/ngeo2507>

(IPCC) Intergovernmental Panel on Climate Change, 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp. [HTTPS://doi:10.1017/9781009157896](https://doi.org/10.1017/9781009157896)

(IPCC) Intergovernmental Panel on Climate Change. Technical Summary. In: Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press; 2023:35-144. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.002>

Jansson JK, Hofmockel KS. 2020. Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology*. 18(1):35-46. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0265-7>

Keller PS, et al. 2020. Global CO₂ emissions from dry inland waters share common drivers across ecosystems. *Nature communications*. 11(1):2126. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15929-y>

Kudeyarov VN. 2023. Soil Respiration and Carbon Sequestration: A Review. *Eurasian Soil Science*. 56(9):1191-1200. <https://doi.org/10.1134/S1064229323990012>

Marchi M, Pulselli RM, Marchettini N, et al. 2015. Carbon dioxide sequestration model of a vertical greenery system. *Ecological Modelling*, 306:46-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.013>

Moreno AL, Costa FS, Júnio NLA, et al. 2012. Emissão de CO₂ de solos de florestas primária e secundária em regeneração espontânea após corte e queima no sudoeste da Amazônia brasileira.

Maucieri C, Barbera AC, Vymazal J, et al. 2017. A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. *Agricultural and forest meteorology*. 236:175-193. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.006>

MICROSSOFT EXCEL. Microsof excel. , 2010. Computer Software.

Obrador B, Von Schiller D, Marcé R, et al. 2018. Dry habitats sustain high CO₂ emissions from temporary ponds across seasons. *Sci Rep*. 8:3015. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20969-y>

Oliveira Junior ES, Van Bergen TJHM, Nauta J, et al. 2020. Water Hyacinth's effect on greenhouse gas fluxes: a field study in a wide variety of tropical water bodies. *Ecosystems*. 24(4):988-1004. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00564-x>

Oliveira Junior, E.S., van Bergen, T.J.H.M., Nauta, J. et al. Water Hyacinth's Effect on Greenhouse Gas Fluxes: A Field Study in a Wide Variety of Tropical Water Bodies. *Ecosystems*, 24(4), 988–1004, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00564-x>

Pongratz J, Schwingshackl C, Bultan S, et al. 2021 Efeitos do uso da terra no clima: estado atual, progresso recente e tópicos emergentes. *Curr Clim Change Rep*. 7:99–120. <https://doi.org/10.1007/s40641-021-00178-y>

R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2019.

Regnier P. et al. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature geoscience*. 6(8):597-607.

Ramos AWP, Luz CCS, Neves SMAS, et al. 2018. Análise da capacidade e conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do Córrego da Piraputanga-MT, Brasil/Analysis of the capacity and conflict of land use in the Piraputanga-MT river basin, Brazil. *Caderno de Geografia*. 28(55):812-827.

Ray RL, Griffin RW, Fares A, et al. 2020 Soil CO₂ emission in response to organic amendments, temperature, and rainfall. *Sci Rep*. 10:5849. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62267-6>

Ran L, Butman DE, Battin TJ, et al. 2021. Substantial decrease in CO₂ emissions from Chinese inland waters due to global change. *Nat Commun*. 12:1730. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21926-6>

Souza CA, Sousa JB. 2014. Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres, Mato Grosso–Brasil: Caracterização ambiental e dinâmica fluvial. *Geoaraguaia, Barra do Graças*. 14(1):83-103.

Song L, Wang Y, Zhang R, et al. 2023. Microbial Mediation of Carbon, Nitrogen, and Sulfur Cycles During Solid Waste Decomposition. *Microb Ecol* 86:311–324. <https://doi.org/10.1007/s00248-022-02056-y>

- Sáez-Sandino T, García-Palacios P, Maestre FT et al. 2023. The soil microbiome governs the response of microbial respiration to warming across the globe. *Nat. Clim. Chang.* 13:1382–1387. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01868-1>
- Silva FL, Silva MHM, Oliveira Junior ES, et al. 2024. Fertility and carbon stock in pasture and forest environments in the Southern Amazon. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.* 28:270888. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v28n1e270888>
- Shchepeleva, A.S., Vasenev, V.I., Mazirov, I.M. et al. Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development. *Urban Ecosyst* 20, 309–321 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0594-5>
- Tavanti RFR, Montanari R, Panosso AR, et al. 2020. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO₂ emissions in the Brazilian Cerrado?. *Catena*, 194:104702. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104702>
- Viana CRS, Pereira TF, Bisinoto GDS, et al. 2023. Praças urbanas como potenciais ferramentas na neutralização de carbono. *Peer Review*, 5(18), 394-409.
- Wu J, Zhang Q, Guo C, et al. 202. Effects of Aeration on Pollution Load and Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Drainage Ditches. *Water.* 14(22):3783. <https://doi.org/10.3390/w14223783>
- Zemp DC, Schleussner CF, Barbosa HMJ, et. al. 2017. Self-amplified Amazon Forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nature Communications*, 8(3):1–10.

CAPITULO 3

PREPARADO DE ACORDO COM AS NORMAS DA REVISTA CAMINHOS DE GEOGRAFIA

DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO ECÓTONO CERRADO-PANTANAL

Thiago Ferreira Pereira

Universidade do Estado de Mato Grosso, Mato Grosso, MT, Brasil

thiago.ferreira@unemat.br

Beatriz Ferraz Buhler

beatriz.buhler@edu.mt.gov.br

Sandra Mara Alves da Silva Neves

Universidade do Estado de Mato Grosso, Mato Grosso, Brasil

ssneves@unemat.br

Wilkinson Lázaro Lopes

Universidade do Estado de Mato Grosso, Mato Grosso, Brasil

wilkinsonlopes@gmail.com

Claumir Cesar Muniz

Universidade do Estado de Mato Grosso, Mato Grosso, Brasil

claumir@unemat.br

Ernandes Sobreira Oliveira Junior

Universidade do Estado de Mato Grosso, Mato Grosso, Brasil

ernandes.sobreira@gmail.com

RESUMO

As bacias hidrográficas são essenciais na oferta de serviços ecossistêmicos, realizados pelos componentes biofísicos da paisagem. O objetivo desse estudo é investigar a qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga de um córrego que nasce no Cerrado e deságua no Pantanal, no município de Cáceres, Mato Grosso. As coletas foram realizadas desde a nascente até a foz da bacia, em duas estações, sendo seco (abril a novembro) e chuvoso (dezembro a março). A qualidade da água da bacia investigada não variou significativamente entre os pontos de amostragem, entretanto, o pH e a concentração de sólidos totais dissolvidos foram menores nos locais de nascentes e aumentaram no percurso até a foz. Comparando os períodos observou-se que o oxigênio dissolvido foi maior na chuvoso, juntamente com a redução da temperatura. As concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo mostraram valores acima daqueles aceitáveis pela Resolução CONAMA 357/05, principalmente entre percurso e a foz. Embora o estado da qualidade da água tenha sido classificado como mesotrófico, mediante a categorização do estado trófico (IET), as concentrações de Nitrogênio e o Fósforo estão muito acima do preconizado na normativa. Concluiu-se que a qualidade da água da bacia hidrográfica nos ambientes de nascente encontra-se dentro dos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05. Enquanto as regiões de percurso e foz apresentam valores acima do que é permitido por Lei. Desta maneira faz-se necessário a implementação de ações e manejos sustentáveis para manutenção da saúde do ecossistema.

Palavras-chave: Limnologia. Zona ecotonal. Serviços ecossistêmicos. Limites regulatórios. CONAMA 357/05

DIAGNOSIS OF WATER QUALITY IN A WATER BASIN OF THE CERRADO-PANTANAL ECOTONE

ABSTRACT

Watersheds are essential in the provision of ecosystem services, carried out by the biophysical components of the landscape. The objective of this study is to investigate the quality of water in the Córrego Piraputanga Hydrographic Basin of a stream that originates in the Cerrado and flows into the Pantanal, in the municipality of Cáceres, Mato Grosso. Collections were carried out from the source to the mouth of the basin, in two seasons, dry (April to November) and rainy (December to March). The water quality of the investigated basin did not vary significantly between the sampling points, however, the pH and the concentration of total dissolved solids were lower in the spring locations and increased on the way to the mouth. Comparing the periods, it was observed that dissolved oxygen was higher in the rainy season, along with the reduction in temperature. The concentrations of nutrients such as nitrogen and phosphorus showed values above those acceptable by CONAMA Resolution 357/05, mainly between the route and the mouth. Although the water quality status has been classified as mesotrophic, using the trophic status categorization (IET), the concentrations of Nitrogen and Phosphorus are far above those recommended in the regulations. It was concluded that the water quality of the river basin in spring environments is within the standards established by CONAMA resolution 357/05. While the route and mouth regions present values above what is permitted by law. Therefore, it is necessary to implement sustainable actions and management to maintain the health of the ecosystem.

Keywords: Limnology. Ecotonal zone. Ecosystem services. Regulatory limits. CONAMA 357/05

INTRODUÇÃO

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio alerta sobre os efeitos das mudanças ambientais na paisagem, indicando que cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos foram degradados nas últimas décadas (MEA, 2005). A degradação, resultado direto da alta interferência antrópica no sistema devido à demanda por serviços ecossistêmicos, impõe ameaças aos ambientes e ao bem-estar humano futuro (REID, 2005). Diante desse cenário, a temática dos serviços ecossistêmicos tem se destacado, recebendo considerável atenção tanto na esfera científica quanto social, dada sua importância (BALVANERA et al. 2022; ARYAL et al. 2022; GUERRA et al. 2022).

No contexto dos serviços ecossistêmicos, Daily (1997) definiu-os como processos pelos quais os ecossistemas sustentam a vida humana, mantendo a biodiversidade e proporcionando bens ecossistêmicos, abrangendo funções como regulação do clima, controle da erosão e preservação da paisagem (ANDRADE, 2012).

As bacias hidrográficas, definidas por Teodoro (2007) como terras drenadas por rios e afluentes, desempenham um papel importante na oferta de serviços ecossistêmicos, influenciando a economia regional ao longo do tempo. A relação entre qualidade e quantidade dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica é fundamental para o bem-

estar das comunidades locais. É fato importante destacar que as bacias hidrográficas são fontes de água para os seres humanos, os quais precisam dela para sobrevivência e para a realização das atividades sociais e econômicas. Desta forma, os serviços podem ser diferenciados entre regulação, provisão, suporte e cultural. Os serviços ecossistêmicos hidrológicos, em particular, dependem da qualidade da água, influenciada pela paisagem e pelo armazenamento de água no solo (SOUSA et al., 2019). Destacando a importância para a manutenção da vida humana, a conservação das bacias torna-se substancial diante da degradação acelerada por fatores como desmatamento, erosão e redução da quantidade de água (BUCHIANERI, 2017).

A perda de serviços ecossistêmicos resultantes das transformações impacta diretamente a qualidade ambiental. Portanto, compreender e preservar os serviços oferecidos por uma bacia hidrográfica torna-se importante para manter suas funções de regulação, provisão e controle (PETSCH, et al. 2023). A legislação, como a Lei N° 9.433/1997, destaca a água como um bem de domínio público e recurso natural limitado de valor econômico. A qualidade desse recurso, condicionada por variáveis naturais e antrópicas, é essencial para atender às demandas humanas, desde abastecimento até a indústria (ANA, 2021). De acordo com o relatório *The Economics of Ecosystems & Biodiversity* (TEEB, 2010), os serviços ecossistêmicos hídricos (água) têm sido apontados como serviços ecossistêmicos essenciais em termos de valores. Outras normativas como a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA 357/2005, fornece parâmetros para a avaliação da qualidade de um componente hídrico da paisagem. O monitoramento e o cumprimento das normas contribuem na manutenção da boa qualidade da água, possibilitando a sustentabilidade hídrica.

O comportamento climático sazonal no município de Cáceres- MT é identificado como período chuvoso de novembro a março, destaca-se o mês de janeiro com maior precipitação/ano pluvial e período seco de abril a outubro (NUNES et al. 2016). A média total anual de precipitação pluvial na região é de 1.335 mm, com temperatura média de 26,24°C (DA SILVA NEVES et al. 2011).

O escopo dessa pesquisa é investigar a qualidade da água em na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga que nasce no Cerrado e deságua no Pantanal, no município de Cáceres, Mato Grosso. O conjunto dessa pesquisa se insere no sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) Água Potável e Saneamento que busca garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos afim de garantir a melhoria da qualidade da

água, por meio da conservação e restauração da água. Além disso, fortalecer a participação das comunidades locais em busca de melhoria na gestão da água e do saneamento. Têm-se como hipótese de que a qualidade da água esteja em melhor classificação em locais mais próximos às nascentes e reduza esta qualidade em direção à foz, considerando que o relevo movimentado e as legislações ambientais impõem restrições ao desenvolvimento dos usos agropecuários e a supressão da cobertura vegetal nas áreas de nascentes e que no relevo plano ocorra a diversificação dos usos da terra.

A relevância da pesquisa nessa unidade hidrográfica auxiliará os tomadores de decisão e a comunidade local no desenvolvimento de práticas sustentáveis. Além disso, a pesquisa além de ambiental, é socioeconômica, considerando que suas águas são utilizadas pela população municipal na zona rural para lazer e recreação das famílias rurais, turismo regional, piscicultura, agricultura e pecuária e na zona urbana, pois sua foz está situada a montante da cidade Cáceres, para uso consumo humano e no desenvolvimento de diversas atividades produtivas. Dessa forma essa pesquisa auxiliará na compreensão

METODOLOGIA

A unidade hidrográfica definida para investigação foi a Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, com área de 170 km². Está situada nas coordenadas 16° 3' 41,904" e 57° 34' 35,436", na zona rural do município de Cáceres, Mato Grosso, Brasil (**Figura 01**). Apresenta características ambientais dos biomas Cerrado e Pantanal. Suas nascentes estão localizadas em serras, pertencentes a unidade geomorfológica da Província Serrana e suas águas desembocam na margem esquerda do rio Paraguai, a montante da cidade de Cáceres, no Pantanal de Cáceres.

Foram realizadas coletas temporais e espaciais. As coletas temporais foram definidas em dois períodos, sendo período chuvoso (novembro e fevereiro) e período seco (maio e agosto), as estações na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga é apontado por (NUNES et al. 2016; DA SILVA NEVES et al. 2011). As coletas espaciais foram divididas entre nascentes, percurso e foz do córrego Piraputanga.

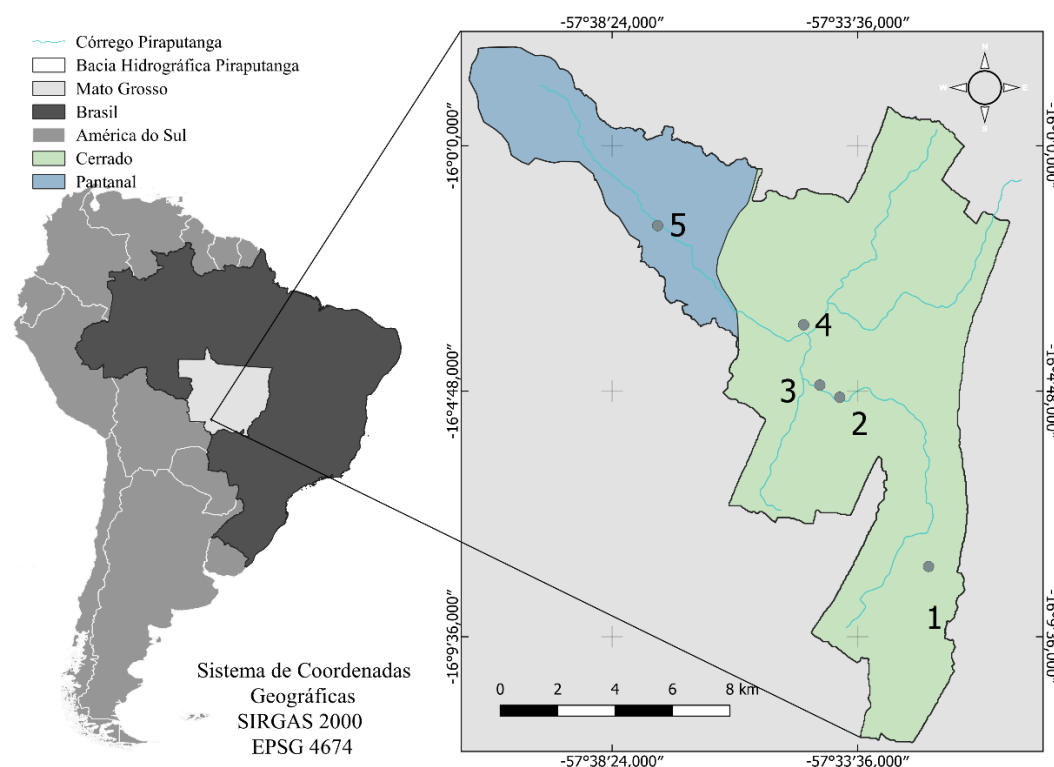
Os pontos de amostragem foram definidos como ponto 1 (16° 8'13.58" S e 57°32'12.81"O) e 2 (16° 4'55.09"S e 57°33'57.04"O) locais de nascente; 3 (16° 4'40.82"S

e 57°34'20.37''O) e 4 (16° 3'30.07''S e 57°34'39.33''O) locais de percurso e ponto 5 (16° 1'33.69''S e 57°37'30.68''O) foz.

Em campo utilizou-se uma sonda multiparamétrica HANNA® HI9829 para mensurar as variáveis limnológicas como: oxigênio dissolvido (mg/L), Temperatura (°C), Condutividade (µS/cm), potencial hidrogeniônico (pH), Sólidos Totais Dissolvidos (TDS - mg/L), Fósforo (mg/L), Nitrogênio (mg/L) nas águas do córrego Piraputanga.

As análises de nutrientes foram determinadas a partir dos resultados obtidos pelas análises de nitrogênio e fósforo, conforme a metodologia de fotometria por meio do fotômetro multiparâmetro para análises dos nutrientes nitrogênio e fósforo modelo HANNA® HI83325-02.

Figura 01. Bacia hidrográfica do córrego Piraputanga, Cáceres-MT. Local de coleta de dados distribuídos ao longo do córrego onde os pontos de coleta estão divididos em Nascentes (ponto 1 e 2), Percurso (ponto 3 e 4) e Foz (ponto 5). 2024.



Fonte: os autores, 2024

Para a avaliação do Estado Trófico do ambiente aquático, adotou-se a metodologia do parâmetro de categorização de Carlson com adaptações por Lamparelli (2004). Neste

sentido utilizou-se os valores da concentração de Fósforo (mg/m^3) para classificar o Estado Trófico da bacia.

Os valores obtidos estão disponíveis em **Material Suplementar** para cada ponto amostral.

Conforme consta no Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2002), as especificações das categorias de estado trófico são:

Oligotrófico: corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água;

Mesotrófico: corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos;

Eutrófico: corpos de água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral, afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos; e

Hipereutrófico: corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, podendo inclusive estar associados a episódios de florações de algas e de mortandade de peixes e causar consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Os valores obtidos foram comparados com os apresentados na Resolução CONAMA 357/05 para a classe 3, pois o uso deste recurso nesta bacia serve para - o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; a pesca amadora; a recreação de contato secundário; e dessedentação de animais.

As análises estatísticas aplicadas para as comparações entre as variáveis vs. períodos e variáveis vs. ambientes envolveram a utilização do teste de Kruskal-Wallis, considerando um nível de significância de 0,95% ($p \leq 0,05$), realizado no software RStudio®. A condução da criação de gráficos foi realizada no software Excel® (2010).

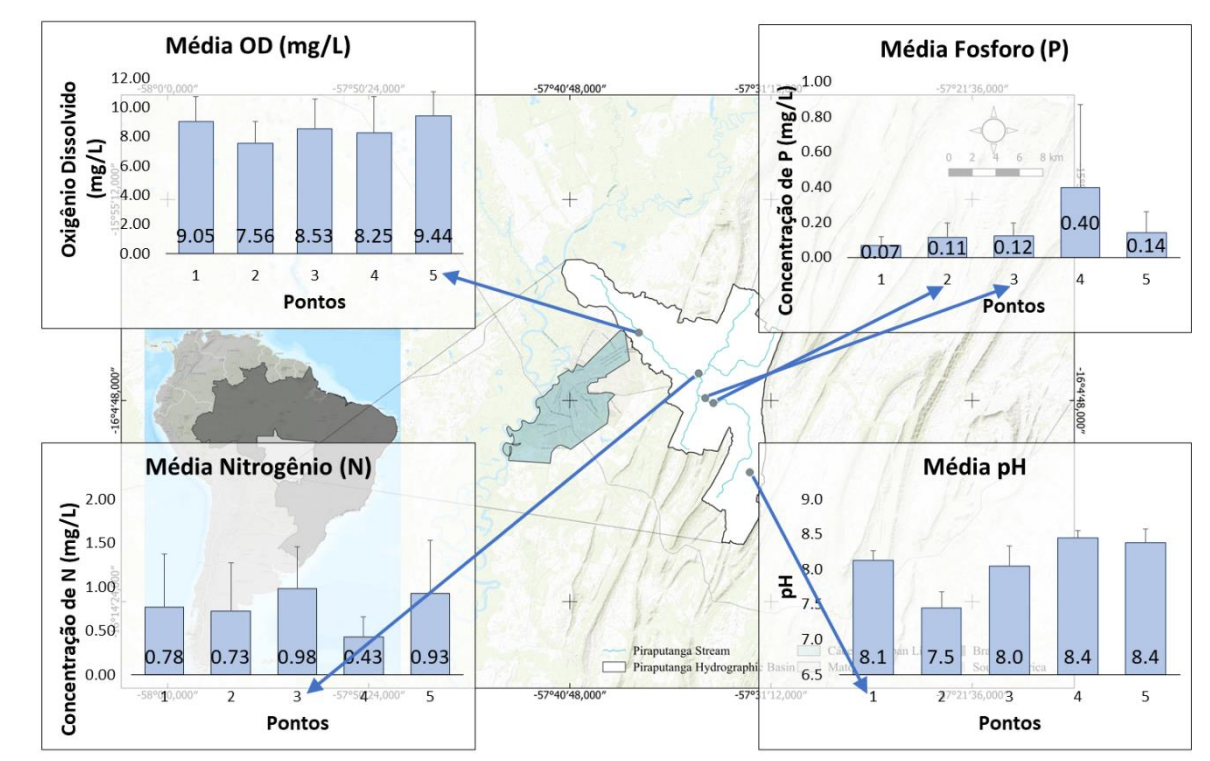
A elaboração dos mapas foi realizada no programa Quantum GIS (QGIS® - 3.30.1) utilizando as bases cartográficas disponibilizadas gratuitamente no sítio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (BRASIL, 2024).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Comparações entre locais

Na bacia hidrográfica estudada houve pouca modificação nos resultados das variáveis limnológicas, sendo que a Temperatura, o pH e a Condutividade foram as variáveis que apresentaram diferenças significativas entres os pontos amostrais (Kruskall-Wallis; $p < 0.05$). As águas do ponto 2 apresentaram maior Temperatura e Condutividade e menor pH (Teste de post-hoc; Dunn). Os valores médios para as variáveis limnológicas de cada ponto amostral situados na bacia hidrográfica estudada para de OD, pH, N e P estão disponíveis no infográfico 02.

Figura 02. Concentração média das variáveis limnológicas por ponto amostral na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres-MT, Brasil.



Fonte: Os autores, 2024.

No contexto da variação da concentração de OD nos pontos amostrais os valores médios encontrados variaram de $8,30 \pm 1,71$ mg/L na nascente a $9,43 \pm 1,63$ na foz

Embora não tenha sido identificada diferença estatisticamente significativa nas concentrações de OD entre os diferentes ambientes ao longo do córrego, é relevante destacar que a maior média de OD na foz pode estar associada a profundidade, temperatura e tipo de sedimento. Estudos indicam que quanto maior a temperatura menor

o OD (Zhi, et al.,2023) neste caso o aumento de OD na foz pode estar associado a menores temperaturas identificadas nesse ambiente. Souza & Sousa (2014) apontam que a região estudada apresenta considerável variabilidade de sedimentos ao longo do canal. Desta forma, indicando que as características sedimentares podem contribuir para maior disponibilidade nas concentrações de OD (JORGENSEN, et al. 2022), principalmente como no caso do local estudado que estes pontos apresentaram maior movimentação da superfície hídrica (PEREIRA, et al., 2004). Os valores de OD estão de acordo com aqueles preconizados pela Resolução CONAMA 357/05, que determina que o oxigênio dissolvido pode estar entre acima de 4 mg/L.

Nota-se que os pontos 2 (Águas Claras) e 3 (Balneário São Silvestre) foram aqueles com temperaturas mais elevadas (Kruskal-Wallis; $H = 10.665$; $p < 0.05$). As médias de temperaturas mais elevadas foram encontradas nas águas dos pontos amostrais situados em áreas de nascentes com $25.20 \pm 1.57^{\circ}\text{C}$, seguido pelos de percurso e foz, com média de $24.69 \pm 2.05^{\circ}\text{C}$ e $23.44 \pm 1.99^{\circ}\text{C}$, respectivamente. A variação da temperatura na água tem impacto direto nas comunidades aquáticas, influenciando processos fisiológicos, reprodutivos e até mesmo na taxa de mortalidade (EDORI, 2020; BOWERMAN, et al., 2021).

A condutividade da água não apresentou diferença estatística entre os trechos de nascente, percurso e foz. As amostras de águas de nascentes apresentaram valores médios inferiores às de percurso e foz, com médias de $435 \pm 72 \mu\text{S/cm}$, $461 \pm 56 \mu\text{S/cm}$, $477 \pm 5 \mu\text{S/cm}$, respectivamente. Verificou-se diferenças estatísticas entre os pontos amostrais (Kruskal-Wallis, Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), $H 32.846$ $p < 0.001$), na qual o ponto 2 (Águas Claras) apresentou maiores valores de condutividade. A condutividade tende aumentar ao mesmo tempo que a temperatura aumenta (BWIRE, et al., 2020; EDORI, 2020). Além disso, em ambientes de nascentes, os valores da condutividade estão associados à quantidade do fluxo da água (BONACCI & BONACCI, 2023). Outro fator importante é que a condutividade depende da quantidade de íons presentes na água, por exemplo baixos níveis de condutividade indicam menores valores de íons e vice versa (CHAUHAN, et al., 2020).

O pH dos pontos amostrais apresentou os menores valores em ambientes de nascentes com valor médio de $7.8 \pm 0,4$ e maior média nos da foz, com valor de 8.4 ± 1.19 (Kruskal-Wallis, pH, $H 15.231$, $P < 0.001$). Os menores valores de pH correspondem ao ponto 2 (Águas Claras), seguido pelo ponto 3 (Balneário São Silvestre) e os maiores valores no

ponto 4 - Cachoeira da Piraputanga e no ponto 5 - Ribeirão (Kruskal-Wallis, pH, H 15.231, $P < 0.001$. Figura 03).

Os valores registrados para o pH estão em conformidade com a resolução CONAMA 357/2005, para a qual os valores registrados devem estar dentro do padrão entre 6 e 9 (BRASIL, 2005). As comparações entre o pH da nascente e da foz apresentaram diferenças significativas, em que as nascentes apresentaram águas mais neutras, enquanto a foz apresentou águas mais alcalinas. Os menores valores de pH correspondem ao ponto 2, seguido pelo ponto 3. Os maiores valores registrados correspondem ao ponto 4 e 5 (Kruskal-Wallis, pH, H 15.231, $P < 0.001$; Figura 02). Além disso, os valores obtidos para o pH são similares aos achados na literatura para ambientes semelhantes, especialmente em nascentes com características litológicas calcárias. Essa concordância é observada em estudos anteriores, como os realizados por Tavares et al. (2021), Fattah et al. (2021), e Souza & Souza (2014).

A média registrada para o TDS foi de 217 ± 38 (mg/L) na nascente, 277 ± 95 (mg/L) no percurso e 232 ± 16 (mg/L) na foz, sendo a nascente aquele local com maiores valores em relação ao percurso e foz (Kruskal-Wallis, TDS (mg/L), H = 35.398; $p < 0.001$).

Os TDS estão em conformidade com a Resolução CONAMA 357/2005, na qual o limite máximo para essa variável não pode exceder a 500 mg/L. A BHCP possui rochas calcárias, sendo assim, o TDS pode estar associado à dissolução natural de minerais dissolvidos na água devido à presença das rochas calcárias de cabeceira (SOUZA e SOUSA, 2014; LASKAR, et al., 2022), evidenciadas pelos valores registrados de pH que demonstram a alcalinidade presente na região da província serrana

A concentração média de Nitrogênio total (N) foi de 0.9 mg/L e nitrato (NO_3^-) foi de 4.5 mg/L. A média encontrada para nitrogênio amoniacal (NH_3) foi de 1.2 mg/L.

Os valores de Nitrogênio aumentaram nos pontos amostrais, sentido nascente-foz. Nas nascentes ocorreram as menores concentrações 0.75 ± 0.54 mg/L, no percurso 0.78 ± 0.47 mg/L e na foz 0.98 ± 0.60 mg/L). As médias das concentrações de NH_3 nas nascentes foram de 1.04 ± 0.73 mg/L, reduzindo no percurso para 0.91 ± 0.62 mg/L e aumentando na foz para 1.10 ± 0.75 mg/L.

Em relação ao Nitrogênio amoniacal, a Resolução CONAMA 357/2005 diz que para ecossistemas aquáticos padrões de água doce Classe 3, as concentrações de NH_3 variam conforme os níveis de pH. Neste caso, seguindo o protocolo, os valores médios

de pH para a bacia hidrográfica estudada apresentaram média 8, sendo assim, o padrão aceitável estabelecido pela resolução é de 2.2 mg/L para $\text{pH} \leq 8.5$. Nossos achados para a BHCP apresentaram concentrações médias dentro do padrão estabelecido pela Resolução para N total. Os resultados achados por Tavares, et. al. (2021) em sua maioria se encontraram de acordo com a Resolução, com exceção de dos pontos de percurso do córrego. Os autores argumentam que esse nutriente pode ser resultado de ações antrópicas que ampliam os valores solúveis em água.

Mesmo que a concentração de NH_3 não tenha sido mais alta do que aqueles preconizados pela regulamentação nacional, é fundamental enfatizar que o excesso de NH_3 na água acaba sendo prejudicial para comunidades aquáticas, principalmente os vertebrados (FAN, et al. 2021). A toxicidade das comunidades aquáticas em exposição ao NH_3 , principalmente as de longo prazo vai depender dos níveis de pH e temperatura (YAN, et al. 2020; WANG, et al. 2020).

A categorização do Estado Trófico (**Material suplementar**) apontou que as nascentes se encontram em estado Mesotrófico, o percurso Mestrotófico e Supertrófico, a foz Eutrófico. Desta maneira, as nascentes se encontram em estado preservado. Enquanto isso, o percurso indica que está ocorrendo lançamento substancial de Fósforo no canal sendo diluído na foz devido a diminuição dos valores.

O percurso é caracterizado por ser local de cachoeira (ponto 4), na qual está ligado próximo ao aterro sanitário de Cáceres-MT podendo explicar os altos valores de Fósforo e o estado supertrófico nesse local (Tavares, et al. 2021). A redução do estado trófico do percurso (ponto 4) em direção a foz (ponto 5) sugere que a concentração de fosforo pode ter diluído ao longo do canal, contribuindo para menores concentrações.

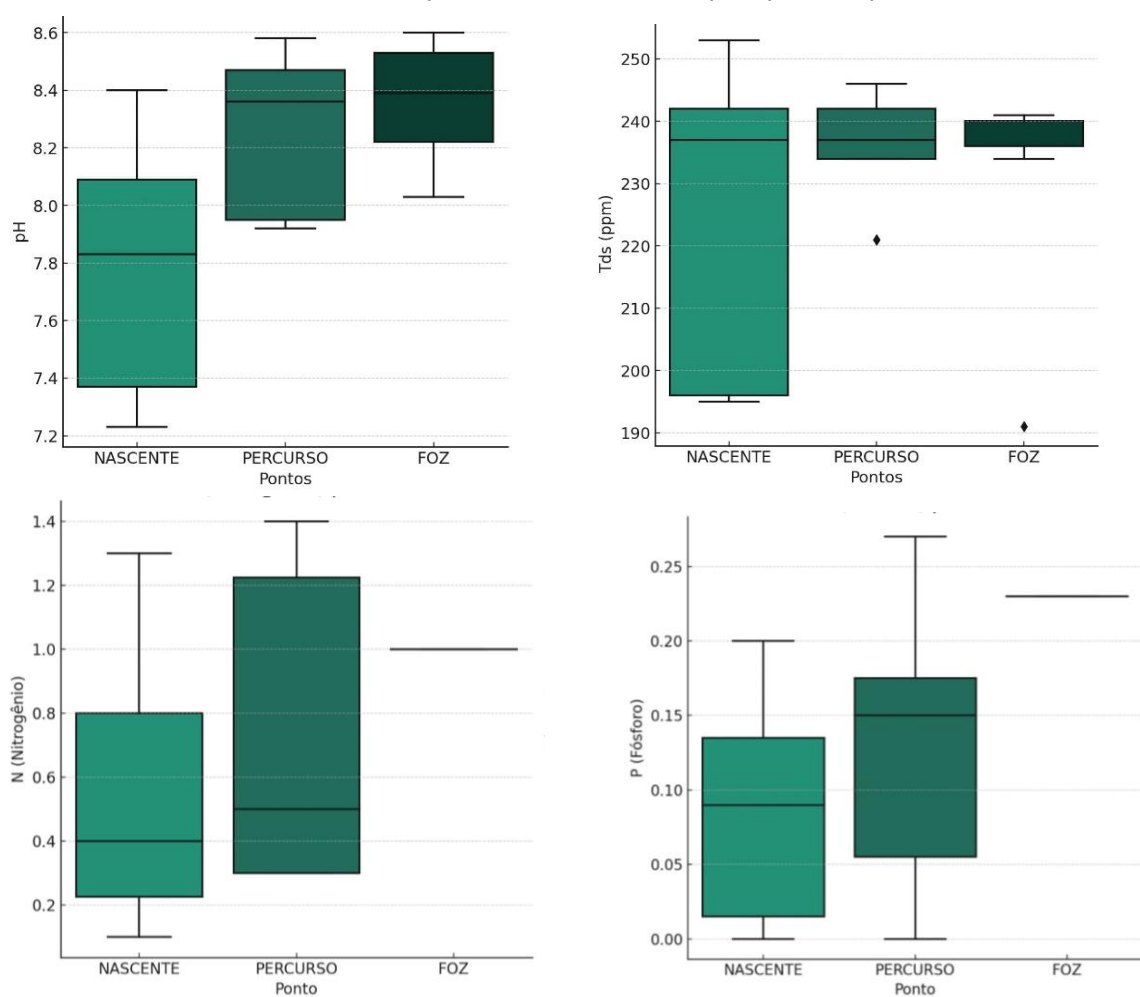
As concentrações médias de PO_4^{3-} nas nascentes foram $0,27 \pm 0.21$ mg/L e para P_2O_5 a média foi de 0.20 ± 0.16 mg/L e P com média de 0.09 ± 0.07 mg/L. No trecho do percurso foi aquele que apresentou maiores médias de concentração, com exceção do P_2O_5 , na qual apresentou maiores concentrações na foz, com média de 0.32 ± 0.28 mg/L.

A concentração de P nos pontos amostrais apresentaram valores dentro dos padrões estabelecidos para águas de classe 3 de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 com exceção do ponto 4 que apresentou valor médio acima do que é preconizado.

As águas dos pontos situados nas localizadas de nascentes e da foz atendem os padrões preconizados na Resolução CONAMA 357/05, entretanto, as águas dos ambientes do

percurso apresentaram valores acima do que é estabelecido por Lei, indicando ocorrência de eutrofização na bacia. Valores de fósforo que excedem a Resolução CONAMA é evidenciado por Simionatto e Carvalho (2022) que atribuíram as altas concentrações a fatores como presença de urbanização, lançamento de efluentes e atividades agrícolas. Como mencionado anteriormente os pontos da foz é onde se encontra o Balneário Cachoeira Piraputanga localizado próximo ao aterro sanitário.

Figura 03. Valores de pH, Tds, Nitrogênio e Fósforo entre os ambientes nascente (ponto 1 e 2), percurso (ponto 3 e 4) foz (ponto 5) dentro da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, (Kruskal-Wallis, pH, H 15.231, $P < 0.001$ para pH e Tds).



Fonte: Os autores, 2024.

Comparações entre períodos

As variáveis limnológicas não apresentaram diferenças estatísticas entre os períodos amostrados, com exceção de OD e Temperatura. As concentrações de OD apresentaram maiores valores para o período de cheia (Kruskal-Wallis, OD (mg/L), $H = 28.638$; $p <$

0.001). A média registrada nesse período foi de 10.79 ± 0.79 mg/L. O mês de novembro, que corresponde ao período de seca, apresentou menores valores médios 7.35 ± 1.48 mg/L (Figura 04).

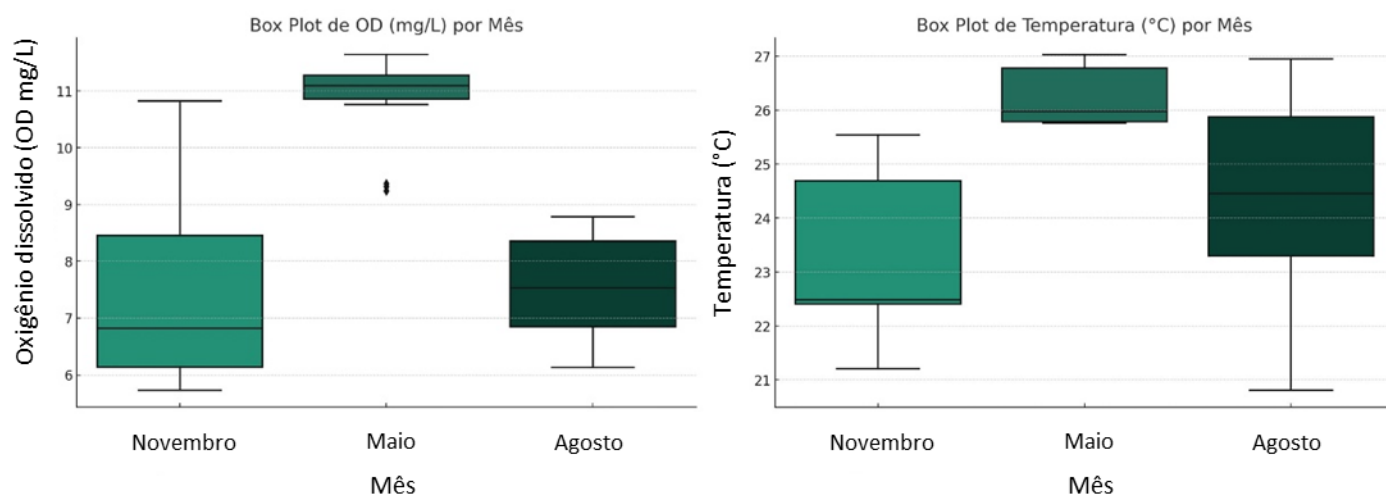
Os valores médios de OD encontrados na bacia hidrográfica estão dentro dos valores descritos como aceitáveis, na resolução CONAMA, 357/2005, ou seja (BRASIL, 2005) as condições da qualidade das águas de classe 3 não devem ser inferiores a 6 mg/L. Esses resultados são reforçados por Tavares et al., (2021), que também não registraram valores em excesso.

A observação da diferença estatística para o início do período seco (maio) apresentou as maiores concentrações de OD, assemelhando-se ao trabalho de Holanda (2017), que observou o mesmo padrão elevado, atribuindo essas concentrações ao aumento da vazão do rio, onde o contato da água com o ar ocorre com maior frequência permitindo maior oxigenação da água. A bacia hidrográfica estudada apresenta vazão acentuada ao longo do canal com diferenças significativas no início das chuvas e início da seca (SOUZA e SOUSA, 2014). Contudo, ao longo do canal, não observamos diferenças significativas para as concentrações de OD.

Cáceres tem duas estações bem definidas, o período de seca (abril a novembro) e período chuvoso (dezembro a março) (DA SILVA NEVES et al., 2011). A precipitação média anual é de 1.335 mm, em que o período de maior concentração pluvial é de dezembro a março. O mês de janeiro é aquele com maiores ocorrências de chuvas enquanto agosto com maior estiagem.

A bacia hidrográfica apresentou temperatura média da água de 26.64 ± 1.93 °C. A dinâmica da temperatura entre os períodos apresentou diferenças significativas (Kruskal-Wallis, Temperatura (°C), $H = 21.711$; $p < 0.001$), sendo o mês de maio aquele com maior média (26.27 ± 0.54 °C), e a menor média identificada no mês de novembro (23.18 ± 1.55 °C) início do período chuvoso. De acordo com o Ministério da Saúde as águas brasileiras variam de temperatura cuja média varia de 20 a 30°C (BRASIL, 2006). A temperatura da água atua nos processos metabólicos de organismos, participa de reações químicas além de contribuir para a solubilidade de substâncias, apresentando um importante papel na qualidade hídrica (WU et al., 2022).

Figura 04. Concentração de oxigênio dissolvido nos diferentes períodos de estudo. (Kruskal-Wallis, OD (mg/L) H 28.638 p < 0.001).



Fonte: Os autores, 2024.

As comparações entre a condutividade vs. os períodos não demonstraram diferenças estatísticas. Destaca-se que a condutividade aumentou para os diferentes meses, sendo que em novembro (início da cheia) a média foi de $431 \pm 88.58 \mu\text{S/cm}$, enquanto isso maio (início da seca) foi $454 \pm 36.95 \mu\text{S/cm}$ e agosto (seca) foi $475 \pm 27.18 \mu\text{S/cm}$. Estudos semelhantes, indicam que as concentrações da condutividade aumentam em períodos de seca, associando a maiores quantidades de íons na água (Tavares et al., 2021), desta forma, corrobora com nossos achados, onde o período de seca (agosto) foi aquele com maiores valores de condutividade. A BHCP apresenta formações geológicas calcárias que pode resultar na liberação de íons cálcio (Ca^{2+}) e carbonato (CO_3^{2-}) na água, aumentando assim a condutividade elétrica (Medeiros et al., 2020, Tavares et al., 2021, Souza e Sousa, 2014).

Ao longo do período de estudo a variação média do pH foi de 8.28 ± 0.37 em novembro, seguido por 8.03 ± 0.44 em maio e de 7.98 ± 0.35 em agosto. Os resultados das análises estatísticas para o pH vs. períodos não apresentaram diferença estatística significativa. Esse resultado não é uma surpresa, visto que a bacia está localizada na província serrana que possui formação geológica basicamente em calcário. Logo, independente do período, haverá sempre uma tendência que o pH seja levemente básico ou alcalino, por causa da alcalinidade natural dos elementos químicos cálcio, magnésio (Hamid, et al., 2020). Esses elementos formarão complexos com a água e dificilmente farão dissociação, portanto, será bastante difícil identificá-los na escala mais baixa do pH.

A comparação do TDS entre os dois períodos não apresentou diferenças estatísticas significativas. Em novembro/2022 (início do período chuvoso), a média foi de 268 ± 118

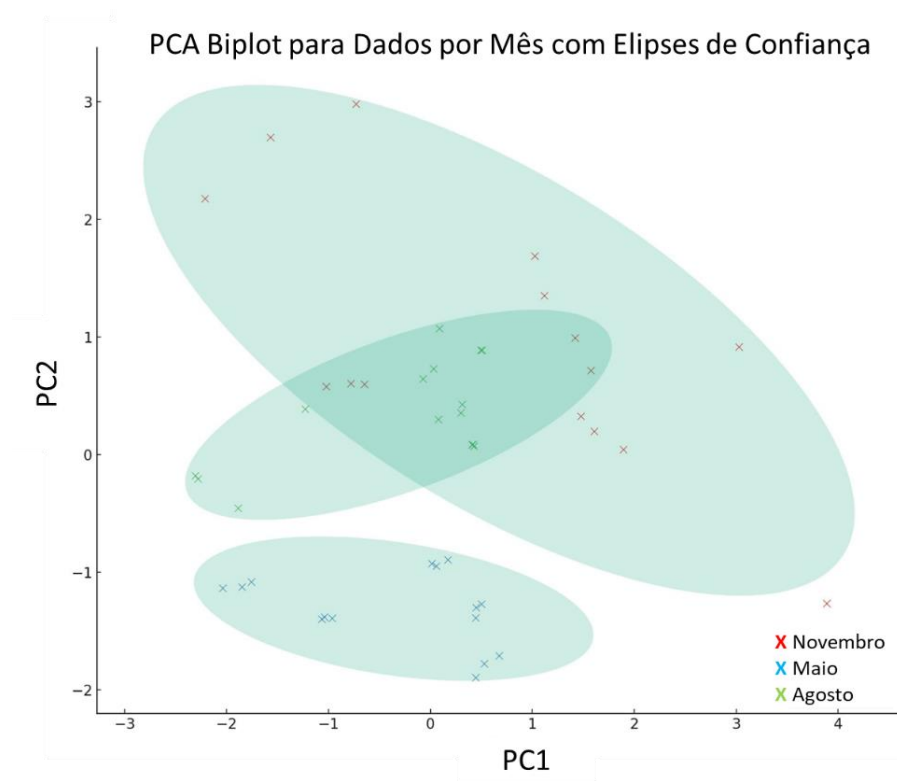
mg/L. Enquanto isso, a média no mês de maio foi de 227 ± 18 mg/L, e agosto (auge do período seco) com média de 238 ± 13 mg/L. A variabilidade dos TDS em relação aos períodos depende da vazão e da localidade da hidrografia próxima a áreas de pastagens (Ebrahimi, et al. 2022). Além disso, a formação calcária em contato com a água pode promover na dissolução de minerais como carbonatos presentes nas rochas resultando em maiores concentrações de TDS (Medeiros et al., 2020).

O mês de fevereiro apresentou maiores médias para concentrações de N e NH_3 com médias de 1.20 ± 0.32 mg/L e 1.44 ± 0.40 mg/L respectivamente. Para as concentrações de NO_3^- a maior média encontrada foi no mês de outubro 6.50 ± 5.24 mg/L seguido por fevereiro 5.22 ± 1.42 mg/L. Destaca-se que o mês de maio foi aquele que apresentou as menores médias para as concentrações de todos os nutrientes estudados. A literatura evidencia que as maiores concentrações de NH_3 são atribuídas a períodos de chuvoso devido as águas apresentarem altos valores de temperaturas e pH (Ding, et al. 2021).

O Fósforo apresentou valores acima dos limites preconizados pela Resolução CONAMA 357/05 no período chuvoso, em fevereiro, apenas no percurso (ponto 4, P = 0,92 mg/L) e na foz (ponto 5, P = 0,19 mg/L). No início do período de seca, em maio, a nascente excedeu os valores limites (ponto 2, P = 0,20 mg/L) e percurso (ponto 4, P = 0,27 mg/L). O Fósforo, dentro dos períodos hidrológicos estabelecidos, não apresentou diferenças significativas. Quando comparados as concentrações de Fósforo (P) com a Resolução CONAMA 357/2005, os valores observados estão acima do que é estabelecido para os ambientes com águas padrões de classe 3. Esses valores de P dependem da velocidade das águas. Por exemplo, em ambientes lênticos os padrões aceitáveis para o fosforo total é de 0,05 mg/L, enquanto para os ambientes intermediários (2 a 40 dias), o limite estabelecido é de 0,075 mg/L pela Resolução CONAMA 357/05. E por fim, ambientes lóticos e ambientes intermediários as concentrações de fosforo total é de 0,15 mg/L. A média geral de P na bacia hidrográfica se encontra no limite máximo estabelecido. Valores elevados de fósforo frequentemente indicam alterações ambientais, muitas vezes atribuídas a ações antrópicas (VARELA et al., 2020; BICUDO, et al. 2020). Diante dos valores estarem no limite aos valores médios estabelecidos por Lei, é importante realizar monitoramentos contínuos para detectar possíveis variações nos níveis de nutrientes.

A Análise de Componentes Principais utilizada para demonstrar a relação das variáveis com os meses evidenciou que o mês de maio (início da seca) é aquele com maior distinção entre os meses de novembro e agosto. (Figura 05. PC1: 36.28% PC2: 27.65%).

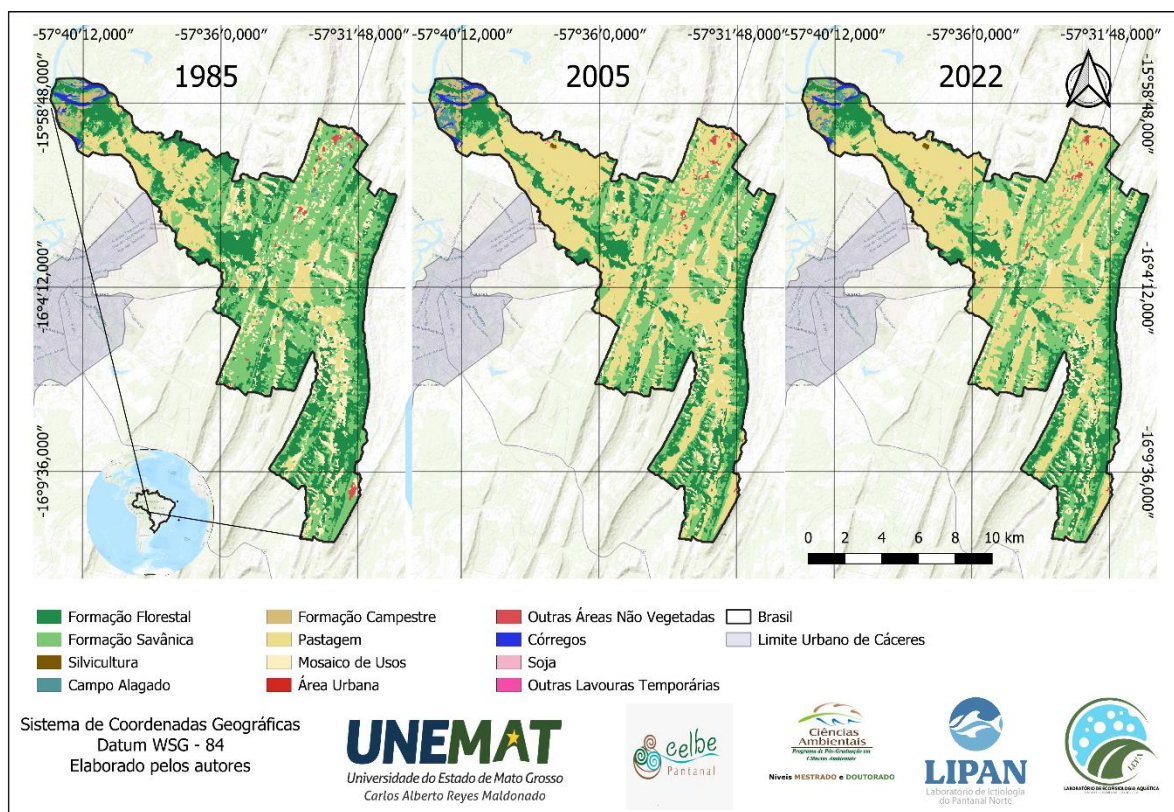
Figura 05 Análise de PCA demonstrando as concentrações das variáveis limnológicas analisadas vs períodos de coleta.



Fonte: Os autores, 2024.

A figura 06 demonstra o uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga. É evidente que a bacia passou por processo de transformação na paisagem com a perda de áreas verdes e aumento de pastagens entre 1985 e 2005. A degradação antrópica dos ambientes naturais tem impactos direto sobre a qualidade da água (SOARES, et al., 2023), o que pode contribuir por exemplo a maior entrada de Fósforo no ambiente (KONG, et al., 2022). A redução dos impactos ambientais, principalmente antrópicos, contribui para melhoria na qualidade da água (KULK, et al., 2021). Deste modo, torna-se fundamental assegurar a proteção e utilização sustentável dos recursos hídricos para garantir a melhoria da qualidade da água e assegurar a qualidade da água disponibilizada para a sociedade, ao tempo que atende o ODS relativo à água e saneamento.

Figura 06. Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga.



Fonte: dos Autores, 2024.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As características ambientais da bacia hidrográfica investigada localizada em zona ecotonal entre o Cerrado e Pantanal indicam que as águas se encontram em estado de saúde preservado, na medida em que as métricas avaliadas se encontram dentro dos parâmetros aceitáveis para uso, preconizados pela Resolução CONAMA 357/05.

As análises do estado trófico da bacia hidrográfica, indicam que nas áreas de nascente as águas se encontram em estado Mesotrófico. Ao longo do canal (percurso) passa para estado Supertrófico, e na foz diminui para eutrófico, sugerindo baixo nível de eutrofização nas nascentes. Contudo no percurso pode estar ocorrendo lançamento de efluentes o que explica a grande quantidade de Fósforo encontrada nesse ambiente. Além disso, a redução para eutrófico na foz, indica que o Fósforo pode estar diluindo até o final do canal.

Sugere-se o monitoramento contínuo da qualidade da água e atenção para qualquer alteração no uso da terra e no manejo do solo, pois foram identificados valores de Fósforo

acima do que é preconizado por normativas nacionais, considerando que esta bacia é uma importante fonte de recursos para a população local.

As variáveis limnológicas encontram-se dentro dos padrões aceitáveis estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Com tudo, o ponto 4, região de percurso, apresentou valores elevados de fósforo, sendo este prejudicial à saúde humana. Neste sentido, manter a qualidade do serviço ecossistêmico hídrico é fundamental para manutenção do ecossistema e principalmente garantir o bem-estar da população e da biodiversidade.

Além disso, garantir a qualidade dos serviços ecossistêmicos hídricos, por meio de gestão sustentável dos recursos naturais alinha-se aos ODS, especialmente o 06 (Água Potável e Saneamento) que até 2030 busca garantir a qualidade da água, livre de poluição e degradação através da gestão sustentável dos recursos hídricos. Além disso, a participação das comunidades locais com práticas sustentáveis, educação e conscientização ambiental torna-se fundamental na busca de melhoria na gestão da água e do saneamento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao programa de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa através da bolsa de pós-graduação. Bem como ao Ministério Público do Estado de Mato Grosso. Agradeço a Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA pela oportunidade de realização do mestrado. Agradeço ao CELBE/Laboratório de Ictiologia do Pantanal Norte – LIPAN pela disponibilização de laboratórios e equipamentos.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO A. R.; FASIABEN, M. C. R. et al. Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 25, 2012.

ARYAL, Kishor; MARASENI, Tek; APAN, Armando. How much do we know about trade-offs in ecosystem services? A systematic review of empirical research observations. Science of The Total Environment, v. 806, p. 151229, 2022.

Agência Nacional de Águas (ANA), HIDROWEB, www.ana.gov.br, acessado em junho de 2022.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. 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, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

- BALVANERA, Patricia et al. Essential ecosystem service variables for monitoring progress towards sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 54, p. 101152, 2022.
- BICUDO, Denise C. et al. Dinâmica do estado trófico do reservatório de Garças: uma síntese de 20 anos. *Hoehnea*, v. e722019, 2020.
- BONACCI, O.; BONACCI, T. R. Temperatura da água e condutividade elétrica como indicador de aquífero cárstico: o caso de Jadro Spring (Croácia). *Carbonatos e Evaporitos*, v. 38, n. 3, pág. 55, 2023.
- BWIRE, G., et al. The quality of drinking and domestic water from the surface water sources (lakes, rivers, irrigation canals and ponds) and springs in cholera prone communities of Uganda: an analysis of vital physicochemical parameters. *BMC Public Health*, v. 20, n. 1, p. 1-18, 2020.
- BOWERMAN, T. E.; KEEFER, Matthew L.; CAUDILL, C. C. Elevated stream temperature, origin, and individual size influence Chinook salmon prespawn mortality across the Columbia River Basin. *Fisheries Research*, v. 237, p. 105874, 2021.
- BUCHANERI, V. C. O valor dos serviços ecossistêmicos nas bacias hidrográficas dos rios Itaguaré e Guaratuba em Bertioga, Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. SP, 2017.
- CHAUHAN, J.S., BADWAL, T. & BADOLA, N. Assessment of potability of spring water and its health implication in a hilly village of Uttarakhand, India. *Appl Water Sci* v 10, n 73 (2020). <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1159-6>
- DAILY, G. C. et al. Introduction: what are ecosystem services. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. v. 1, n. 1, 1997.
- DA SILVA NEVES, Sandra Mara Alves; NUNES, Maria Cândida Moitinho; NEVES, Ronaldo José. Caracterização das condições climáticas de Cáceres/MT-Brasil, no período de 1971 a 2009: subsídio às atividades agropecuárias e turísticas municipais. *Boletim goiano de geografia*, v. 31, n. 2, p. 55-68, 2011.
- DE HOLANDA, Victor Prisco Diogo et al. Análise do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido em trecho do rio Piranhas-Açu, sujeito a lançamento de efluentes, mediante a utilização do modelo de Streeter-Phelps simplificado. *Revista Tecnologia*, v. 38, n. 1, p. 55-66, 2017.
- DING, Ting-Ting et al. Water quality criteria and ecological risk assessment for ammonia in the Shaying River Basin, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 215, p. 112141, 2021.
- EBRAHIMI, E., ASADI, H., JOUDI, M. et al. Variação de entrada de sedimento, matéria orgânica e diferentes formas de fósforo e nitrogênio em inundações e eventos normais na área úmida de Anzali. *Revista Água e Mudanças Climáticas*, v. 13, n. 2, p. 434-450, 2022.
- EDORI, O. S. Physical and Chemical Characteristics of Water from Ede Onyima Creek, Okarki-Engenni, Rivers State, Nigeria. *Chemistry Research Journal*, v. 5, n. 3, p. 144-154, 2020.
- FATTAH, Ghizlane et al. Control of physicochemical parameters of spring waters near quarries exploiting limestone rock. In: *E3S web of conferences*. EDP Sciences, 2021. p. 00018.
- FAN, Bo et al. Ammonia spatiotemporal distribution and risk assessment for freshwater species in aquatic ecosystem in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 207, p. 111541, 2021.
- GUERRA, C.A., Berdugo, M., Eldridge, D.J. et al. Global hotspots for soil nature conservation. *Nature* v. 610, p. 693–698, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05292-x>
- HAMID, A., BHAT, S. U., JEHANGIR, A. Determinantes locais que influenciam a qualidade da água dos cursos de água. *Ciência Aplicada da Água*, v. 1, pág. 1-16, 2020.
- JORGENSEN, Bo Barker et al. Sediment oxygen consumption: Role in the global marine carbon cycle. *Earth-science reviews*, v. 228, p. 103987, 2022.
- KONG, X., et al. A deterioração da qualidade da água dos reservatórios devido ao desmatamento enfatiza os efeitos indiretos das mudanças globais. *Pesquisa hídrica*, v. 221, pág. 118721, 2022.
- KULK, G., et al. Efeito da redução das atividades antrópicas na qualidade da água no Lago Vembanad, Índia. *Sensoriamento Remoto*, v. 13, n. 9, pág. 1631, 2021.
- LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

- LASKAR, N., et al. Spring water quality and assessment of associated health risks around the urban Tuirial landfill site in Aizawl, Mizoram, India. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 17, p. 100726, 2022.
- MEA, Millennium ecosystem assessment. *Ecosystems and human well-being* Washington, DC: Island press. vol. 5, p. 563-563, 2005.
- MEDEIROS, R. B. et al. O carste e a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Sucuri, Bonito/MS. *Caderno de Geografia*, v. 30, p. 499-514, 2020.
- MICROSSOFT EXCEL. Microsof excel., 2010. Computer Software.
- NUNES, Maria Cândida Moitinho et al. Comportamento da precipitação pluvial do município de Cáceres Pantanal Mato-Grossense no período de 1971 a 2011. *Científica*, v. 44, n. 3, p. 271-278, 2016.
- PETSCH, Danielle Katharine et al. Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. *Hydrobiologia*, v. 850, n. 12, p. 2563-2584, 2023.
- QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Versão 3.30.1: Madeira. [s.l.]: Open Source Geospatial Foundation Project, 2024.
- R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2019.
- REID, W. V.; MOONEY, H. A.; CROPPER, A. et al. Relatório da avaliação do ecossistema do milênio. *Millennium Ecosystem Assessment*. 2005.
- SIMIONATTO, Henzo Henrique; DE CARVALHO, Sérgio Luís. Análise das concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos totais presentes na água do Córrego do Galante-SP. *Revista de Tecnologia & Gestão Sustentável*, v. 1, n. 2, 2022.
- SOARES, J. A. H., DA SILVA, F. L., OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z. DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA E HEMEROBIA NO RIO TIETÊ, MOGI DAS CRUZES, SP. *Formação (Online)*, v. 30, n. 57, p. 386-409, 2023.
- SOUZA, C. A. DE SOUSA, J. B. Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres, Mato Grosso–Brasil: Caracterização ambiental e dinâmica fluvial. *Geoaraguaia, Barra do Graças*, v. 14, n. 1, p. 83-103, 2014.
- TAVARES, C. C., SOUSA, J. B., SILVA, F. L., & SOUZA, C. A. Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputangas, Cáceres, Mato Grosso. *Revista Equador (UFPI)*, v. 10, n. 2, p. 155-182, 2021.
- TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis*, 2010.
- TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L. et al. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007.
- VARELA, Andrew Wallace Palheta et al. Qualidade da água e índice de estado trófico no rio Guamá, município de Belém (Pará, Brasil). *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 695-715, 2020.
- WANG, Xiaonan et al. Water quality criteria of total ammonia nitrogen (TAN) and un-ionized ammonia (NH₃-N) and their ecological risk in the Liao River, China. *Chemosphere*, v. 243, p. 125328, 2020.
- WU, Jiaxi et al. Effect of ecosystem degradation on the source of particulate organic matter in a karst lake: A case study of the caohai lake, China. *Water*, v. 14, n. 12, p. 1867, 2022.
- YAN, Zhenguang et al. China national water quality criteria for the protection of freshwater life: Ammonia. *Chemosphere*, v. 251, p. 126379, 2020.
- ZHI, Wei et al. A temperatura supera a luz e o fluxo como o condutor predominante do oxigênio dissolvido nos rios dos EUA. **Água da Natureza**, v. 1, n. 3, p. 249-260, 2023.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 01. Aplicação da Categoria do Estado trófico da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga aplicado conforme proposto por Carlson.

DATA	LOCAL	PONTO	P (MG/M ³)	CATEGORIA DO ESTADO TRÓFICO
14/02/2023	Nascente	1	90	Mesotrófico
22/05/2023	Nascente	1	120	Mesotrófico
15/08/2023	Nascente	1	0	Ultraoligotrófico
Média	Nascente	1	70	Mesotrófico
14/02/2023	Nascente	2	110	Mesotrófico
22/05/2023	Nascente	2	200	Eutrófico
15/08/2023	Nascente	2	0	Ultraoligotrófico
Média	Nascente	2	103	Mesotrófico
14/02/2023	Percurso	3	0	Ultraoligotrófico
22/05/2023	Percurso	3	110	Mesotrófico
15/08/2023	Percurso	3	0	Ultraoligotrófico
Média	Percurso	3	37	Mesotrófico
14/02/2023	Percurso	4	920	Hipereutrófico
22/05/2023	Percurso	4	270	Eutrófico
15/08/2023	Percurso	4	0	Ultraoligotrófico
Média	Percurso	4	397	Supertrófico
15/08/2023	foz	5	115	Mesotrófico
14/02/2023	Foz	5	190	Eutrófico
Média	foz	5	153	Eutrófico

Fonte: Os autores, 2024

CONCLUSÃO GERAL

O objetivo principal deste trabalho foi analisar o impacto das transformações ambientais nos serviços ecossistêmicos da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga/MT com foco na análise do fluxo de gases de efeito estufa, quantidade e qualidade da água. Foi identificado que a bacia desempenha papel fundamental na disponibilidade de serviços ecossistêmicos de regulação e provisão. Estes serviços podem ser observados por meio da quantidade e qualidade de água, além da manutenção dos ciclos biogeoquímicos, especialmente o ciclo do carbono através das emissões de CO₂ em diferentes compartimentos ambientais.

Sendo assim, no primeiro artigo foi observado que o ODS 15 - vida terrestre que busca proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, combatendo a degradação e desertificação não está sendo atendido na bacia. A análise hemerobiótica realizada considerando 37 anos (desde 1985 a 2022) evidenciou transformações na paisagem em função do uso e ocupação do solo (desmatamento e perda na área de superfície de água) até 2005 e que se estabilizaram na última década. Destaca-se a mudança da vegetação florestal por sistemas de pastagens, como grau de impacto humano moderado. Esse resultado indica o potencial crescimento da pecuária na região.

O segundo artigo apresenta que a perda de água contribuiu para a desregulação dos fluxos de CO₂, afetando diretamente o efeito estufa. Este fenômeno também não está de acordo com o ODS 13 - Ação Contra a Mudança Global do Clima, que visa tomar medidas para o combate frente às mudanças climáticas e seus impactos, especialmente a mitigação de gases do efeito estufa. Ainda que as emissões de gases do efeito estufa na atmosfera ocorram de maneira natural, as alterações na paisagem contribuem para esse desequilíbrio. Mesmo que a água emita mais CO₂ para a atmosfera, a sua redução causa maior exposição dos solos, consequentemente, o solo passa a emitir mais CO₂ que anteriormente estava estocado nos sedimentos. Além disso, há a possibilidade de surgimento de mais áreas com solo exposto, principalmente em virtude do mau uso do solo em relação à pecuária e/ou agricultura (dados não analisados). Desta maneira, há uma necessidade na adoção de planejamentos relacionados a mudanças do clima e execução de políticas públicas por meio de incentivo às práticas sustentáveis, aumento da conscientização sobre mitigação, adaptação e redução de gases do efeito estufa.

No terceiro artigo evidenciou-se a qualidade da água nas áreas das nascentes. Neste sentido as variáveis limnológicas estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 que permite o consumo após o tratamento adequado, balneabilidade e abastecimento de água para animais. Contudo, as áreas de percurso e foz apresentam valores de fósforo acima do que é

permitido por Lei, indicando que esses ambientes estão recebendo descargas de efluentes. Desta forma os ambientes de nascentes convergem com o ODS 6 – Água potável e Saneamento, que busca garantir a gestão sustentável dos recursos hídricos afim de garantir a melhoria da qualidade da água, por meio da conservação e restauração da água. Entretanto, as regiões de percurso e foz não estão alinhadas com a metas estabelecidas pelos objetivos de desenvolvimento sustentável.

Sendo assim, o relatório *The Economics of Ecosystems & Biodiversity* (TEEB), recomenda a conservação dos recursos naturais, por meio da segurança hídrica, desenvolvimento urbano e mitigação das alterações climáticas, como forma de valoração, não está sendo atingido em virtude da não conservação dos ecossistemas naturais dentro da BHCP. Maior desmatamento, maior exposição do solo, maior número de queimadas e redução na superficial de água, indicam que os serviços ecossistêmicos disponibilizados pela bacia não estão sendo valorizados economicamente e ecologicamente do ponto de vista da conservação e sustentabilidade. Segundo o relatório, os ecossistemas globais estão passando por intensas degradações, chegando ao ponto dos “limites críticos” na qual há redução no oferecimento dos serviços ecossistêmicos. Desta forma, os resultados demonstram claramente a necessidade de implementações de ações que visem a valoração econômica e ecológica da região, principalmente ligados aos serviços ecossistêmicos prestados na região.

Desta forma, medidas de conservação do Córrego Piraputanga, principalmente suas nascentes, tornam-se necessárias para a preservação dos recursos naturais, tais como, desenvolvimento de gestão, conservação dos recursos hídricos, participação ativa das comunidades rural e urbana. Estas bases servem como instrumento para tomadores de decisão, desde o poder público até a população geral, em aplicar investimentos para restauração e preservação dos bem naturais por meio da valorização dos serviços ecossistêmicos.

As análises preditivas para o desmatamento acumulado sugeriram que se houvesse áreas disponíveis para desmatamento os impactos na região causados pelo desmatamento seriam ainda maiores, contudo, destaca-se que a pressão do desmatamento na região está no limite, ou seja, a vegetação que antes estava disponível para exploração, atualmente não existe mais. Em contrapartida, a análise preditiva destacou aumento nas áreas de pastagem o que reforça o crescimento da pecuária na região.

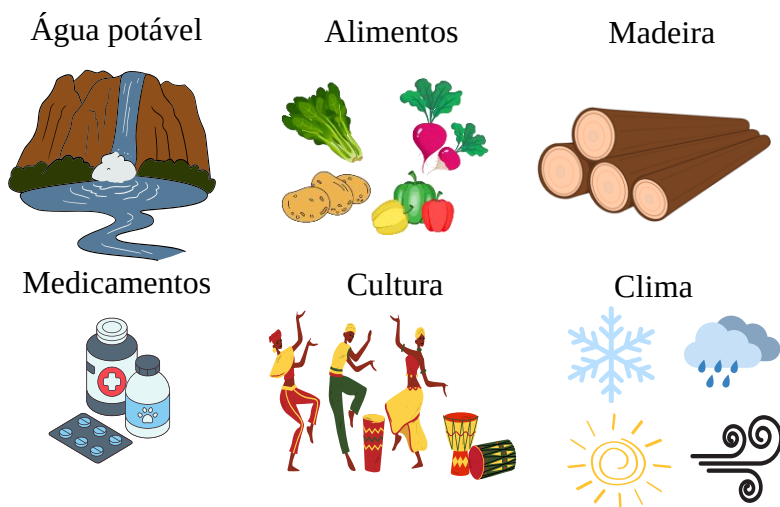
Por fim, a análise preditiva baseada nos dados reais para a quantidade de água indicou que para os próximos 40 anos o serviço ecossistêmico hidrológico da BHCP reduzirá drasticamente, podendo chegar a ser exaurido até o ano de 1967. A perda desse recurso natural afetará tanto o bem-

estar da população como a biodiversidade local, implicando em severas mudanças na qualidade e quantidade de água, bem como na regulação dos ciclos biogeoquímicos relacionados nas emissões de gases de efeito estufa.

ANEXO I

Passado e presente... A transição de uma Bacia Hidrográfica.

Não tem como dissociar o homem da natureza. Direta ou indiretamente o ser humano depende dos recursos biológicos proporcionados pela natureza, os chamados “Serviços Ecossistêmicos”. Os serviços ecossistêmicos (SE) referem-se aos benefícios que a natureza fornece à humanidade. Destacam-se por promover, ou garantir, as condições ambientais necessárias para a sobrevivência humana por meio de serviços materiais ou imateriais. Pode ser destacado:



Estes recursos servem de base para a economia humana e sustentam atividades diárias essenciais.

Mas por que preservar o ambiente?...

Quando um ambiente é degradado ou desmatado, os serviços ecossistêmicos prestados pelo ambiente são comprometidos, como a redução no armazenamento de carbono. A perda de sistemas florestais contribui para redução da qualidade ambiental em bacias hidrográficas, consequentemente resulta na redução dos serviços ecossistêmicos.



Você sabia que é possível atribuir valor econômico aos serviços ecossistêmicos?

A valoração atribuída para os serviços ecossistêmicos florestais tropicais para a provisão de madeira, por exemplo, é de US\$ 560 dólares por ha/ano, enquanto a valoração da regulação climática e hidrológica US\$ 842-2.265 e US\$ 2.24 bilhões por ha/ano, respectivamente. Além disso, a estimativa para a valoração de áreas protegidas na Amazônia estaria em US\$ 46 ha/ano, baseados no relatório.

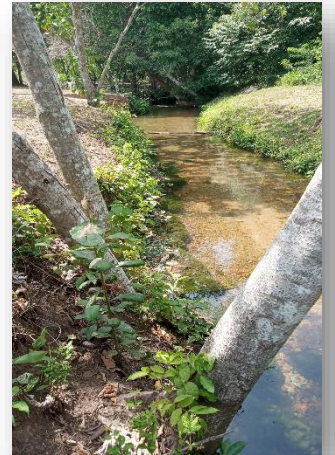
Neste sentido, destacam-se as Bacias hidrográficas, que desempenham papel essencial na prestação de serviços ecossistêmicos. No Município de Cáceres- MT situa-se a Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga (BHCP). Essa região apresenta grande impacto econômico e ambiental para a população urbana e rural.

Dentre os serviços ecossistêmicos prestados, um importante aspecto é serviço cultural, no qual a população utiliza desse local para uso recreativo, balneabilidade, lazer e cultural.

A região é bastante visitada pela população regional, que utiliza desses espaços para turismo e lazer entre familiares e amigos, principalmente nos finais de semana.

Vale muito a pena conhecer a região! Lugares belos, tranquilos e com uma vasta biodiversidade para curtir.

Balneário Águas Claras
Fonte: Facebook/aguasclaras



Entretanto, apesar de tão importante, a Bacia da Piraputanga passou por profundas mudanças na paisagem.

Balneário Dolina Água Milagrosa



Balneário Ponta do Morro
Fonte: Jornal Oeste



Houve redução de florestas em 56% ao longo de uma série histórica de 37 anos. Em contrapartida, observou-se aumento de 155% de pastagens. O fenômeno do desmatamento, tem implicações diretas na perda de serviços ecossistêmicos, como os ciclos hidrológicos e os chamados ciclos biogeoquímicos.

Outra transformação bastante drástica foi a caracterização da cachoeira da Piraputanga como imprópria para banho. E já faz mais de dez anos que isso continua, pois, seus parâmetros estão acima dos limites aceitáveis pela legislação brasileira, podendo ser prejudicial ao bem-estar humano. Apesar de muitas transformações, as nascentes do córrego ainda estão bem preservadas, assim como grande parte do seu percurso. Tem também a água milagrosa, a ponta do morro, outros balneários que se encontram com boa qualidade de água.

Como ponto fundamental, destaca-se que na região superfície de água está diminuindo. Essa profunda redução na superfície de água contribui para o desequilíbrio dos ciclos biogeoquímicos, principalmente o fluxo de Dióxido de Carbono (CO₂), um importante gás do efeito estufa, tanto para a água quanto para ambientes terrestres. Mas este é um fato a ser levado em consideração para os próximos anos, pois muita água ainda vai passar por ali. Estudos futuros acompanhados de monitoramento, bem como trabalhos de sensibilização ambiental e mudança na perspectiva econômica local (aumentando as possibilidades turísticas) podem ser alternativas para a mitigação das alterações para que possamos usufruir dos serviços que a bacia vem nos prestando há mais de um século.

Autores: Thiago Ferreira Pereira, Beatriz Ferras Büller, Ernandes Sobreira Oliveira Junior

ANEXO II

Participação no Pod-Cast PantanalCast no dia 21 de fevereiro de 2024, Episódio 10 com o tema *Análise dos serviços ecossistêmicos na Bacia do Córrego Piraputanga*. Disponível em:

<https://open.spotify.com/episode/7JusBjPYH9eCjKzZkZeJiw?si=5jLXrdtARNqQf15IP2v6bg>

