



Modelo preditivo de transição da paisagem: bacia hidrográfica do Piraputanga

Landscape transition predictive model: Piraputanga River Watershed

Thiago Ferreira PEREIRA^{1*}, Beatriz Ferraz BUHLER², Sandra Mara Alves da Silva NEVES¹, Wilkinson Lázaro LOPES¹, Claumir Cesar MUNIZ¹, Ernandes Sobreira OLIVEIRA JUNIOR¹

¹ Universidade Estadual de Mato Grosso (UNEMAT), Cáceres, MT, Brasil.

² Secretaria de Estado da Educação de Mato Grosso (SEDUC – MT), Cáceres, MT, Brasil.

* E-mail de contato: thiago.ferreira@unemat.br

Artigo recebido em 11 de abril de 2024, versão final aceita em 31 de março de 2025, publicado em 23 de setembro de 2025.

RESUMO

A temática Serviços Ecossistêmicos (SE) tem 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, como o desmatamento ou a degradação, comprometem diretamente os SE. Diante disso, o objetivo central deste trabalho foi analisar o impacto das transformações ambientais na mudança das paisagens naturais da Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga (BHCP). Dados referentes ao uso e à cobertura da terra, ao desmatamento e à perda de superfície 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 superfície de água em 40%, contrastando o aumento de áreas de pastagem (155 %) e número de queimadas 163 %. As projeções realizadas demonstraram diminuição na quantidade de água, aumento do desmatamento e de áreas de pastagem. Isso indica 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. Este trabalho evidencia o processo de transição da paisagem, que ainda está classificado como grau de hemerobia mesohemerobiótico. 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.

ABSTRACT

The theme of Ecosystem Services (ES) has been the focus of several authors and is conceptualized as the processes through which natural ecosystems sustain human life. ES are divided into four classes: provisioning, regulating, supporting, and cultural. Environmental transformations, such as deforestation or degradation, directly compromise ES. Therefore, the main objective of this study was to analyze the impact of environmental transformations on changes in the natural landscapes of the Piraputanga River Watershed (PRW). Data related to land use and land cover, deforestation, and loss of water surface were obtained from the MapBiomas project, and fire data were obtained from the INPE platform. To classify the degree of landscape transformation, the degree of hemeroby was used in conjunction with a model based on linear trend analysis with Monte Carlo simulations. The analyses show trends in the conversion of natural areas, such as forest and savanna formations, to agricultural and pasture uses, which in 2022 represented 40.51% of the area, equivalent to 67.74 km². There was a 40% decline in water surface area. In contrast, there was an increase in pasture areas (155%) and the number of fires (163%). The projections showed a decrease in water availability, an increase in deforestation, and expansion of pasture areas. Estimates indicate that water resources in the region will disappear by 2067, a period during which the forest will be almost completely extinct due to increased agricultural activity. It is important to highlight the need for public policies to mitigate these impacts. This work highlights the landscape transition process, which is still classified as mesohemerobiotic hemerobiosis. However, all results indicate a marked process of change, and measures must be taken to prevent the situation from worsening. The transition process in the region involves trends that affect biodiversity and the capacity of ecosystems to provide essential environmental services. Finally, future projections raise concerns regarding 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 das funções ecossistêmicas, como alimentos (bens do ecossistema) e assimilação de resíduos (serviço) (Costanza *et al.*, 1997). Além dessas, outras 17 funções e serviços renováveis do ecossistema são descritos por esses

autores. Contudo, 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 têm 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 dos recursos naturais que 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 ligados diretamente aos benefícios à população, neste caso integram os alimentos, madeira, água, fibras;

ii. serviços de regulação que influenciam na regulação natural do ambiente como o ciclo hidrológico, a qualidade do ar e o clima, o 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 demais serviços dos ecossistemas contribuindo em sua maioria de forma indireta e a longo prazo com a sociedade incluindo a ciclagem de nutrientes, fotossíntese, manutenção e fertilização do solo (Parron *et al.*, 2015).

Em TEEB, (2010), observa-se a valoração atribuída para os serviços ecossistêmicos florestais tropicais para a provisão de madeira em Camarões,

por exemplo, configurando-se em US\$ 560 por ha/ano, enquanto a valoração da regulação climática na faixa de US\$ 842-2.265 e hidrológica em 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, conforme o relatório.

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; Sharma *et al.*, 2024). A partir da década de 1990, diversos autores, incluindo instituições de ensino, organizações governamentais e agendas nacionais, definiram o conceito segurança hídrica, sendo o acesso e a acessibilidade da água como forma de sustentar tanto a saúde humana como o ambiente (Cook & Bakker, 2012), o qual foi evidenciado por Ruscheinsky *et al.* (2018) conferindo-se evolução cronológica do conceito entre os anos de 1999 e 2013. Em 2000, um destaque pode ser observado por meio da Parceria Global da Água (GWP, 2000), em que 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. UN-WATER (2013) define segurança hídrica como sendo a capacidade da população em proteger a quantidade e a qualidade de água para subsistência, bem-estar e desenvolvimento socioeconômico, assegurando a preservação do ecossistema contra a poluição hídrica.

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 o armazenamento pela superfície do solo (Groot *et al.*, 2002; Costa *et al.*, 2022). O abastecimento de água contribui para a qualidade de vida da sociedade, abrangendo benefícios como suprimento de água extrativismo, mitigação de danos relacionados à água, serviços culturais e serviços de suporte ao ecossistema (Brauman *et al.*, 2007, Chen & Vardon, 2024). 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; Chaiyarat *et al.*, 2024).

A preservação de matas ciliares tem papel significativo na contribuição hídrica em uma bacia hidrográfica (Aguiar *et al.*, 2024). 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 para a concepção dos serviços ecossistêmicos no suporte e manutenção de sua estrutura florestal, por exemplo, a riqueza de espécies dentro de um ecossistema florestal e de um ambiente aquático (Azevedo, 2012; Pessoa *et al.*, 2025).

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, Qu *et al.*, 2024). Segundo o relatório publicado pela TEEB (2010), a estimativa acumulada na economia das emissões de gases do efeito estufa (GEE) obtida 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

não materiais ligados à sociedade, onde a biodiversidade florestal está ligada aos serviços social e econômico, como atribuição de valor patrimônio natural, dentre outros fatores (Azevedo, 2012; Derek *et al.*, 2025).

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 de indicadores de hemerobia (Walz & 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 & Carvalho, 2008; Gusmão *et al.*, 2021). A classificação do grau de impacto humano baseado nos índices de hemerobia é apresentado na Tabela 1.

A perda de sistemas florestais contribui para a redução da qualidade ambiental em bacias hidrográficas, resultando, consequentemente, 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 & 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 desse 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 aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (UN, 2015), principalmente ao 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 dessa bacia podem levar a uma alteração drástica nos próximos 40 anos, havendo aumento do desmatamento e da agropecuária e o esgotamento dos 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, localizada nas coordenadas $16^{\circ} 3' 41,904''$ e $57^{\circ} 34' 35,436''$, possuindo área de 170 km^2 , sendo 96,22% fitofisionomias de Cerrado e 3,78% de Pantanal (Ramos *et al.*, 2018) (Figura 1).

Sua nascente é difusa e encontra-se na província serrana (nascente 1 - $16^{\circ} 8' 13.58''$ S e $57^{\circ} 32' 12.81''$ O, nascente 2 - $16^{\circ} 4' 55.09''$ S e $57^{\circ} 33' 57.04''$ O) e suas águas desembocam na margem esquerda do rio Paraguai ($16^{\circ} 1' 33.69''$ S e $57^{\circ} 37' 30.68''$ O) (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 ocorrências tanto permanentes quanto intermitentes (Souza & Sousa, 2014).

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:

- i. ao uso e cobertura da terra,
- ii. ao desmatamento,
- iii. à superfície de água e
- iv. às 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 ao uso da terra, ao desmatamento, e à superfície de água foi disponibilizada na plataforma do projeto MapBiomass (MapBiomass, ^{©2024¹) 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}

¹ Dados de uso e cobertura da terra disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura>

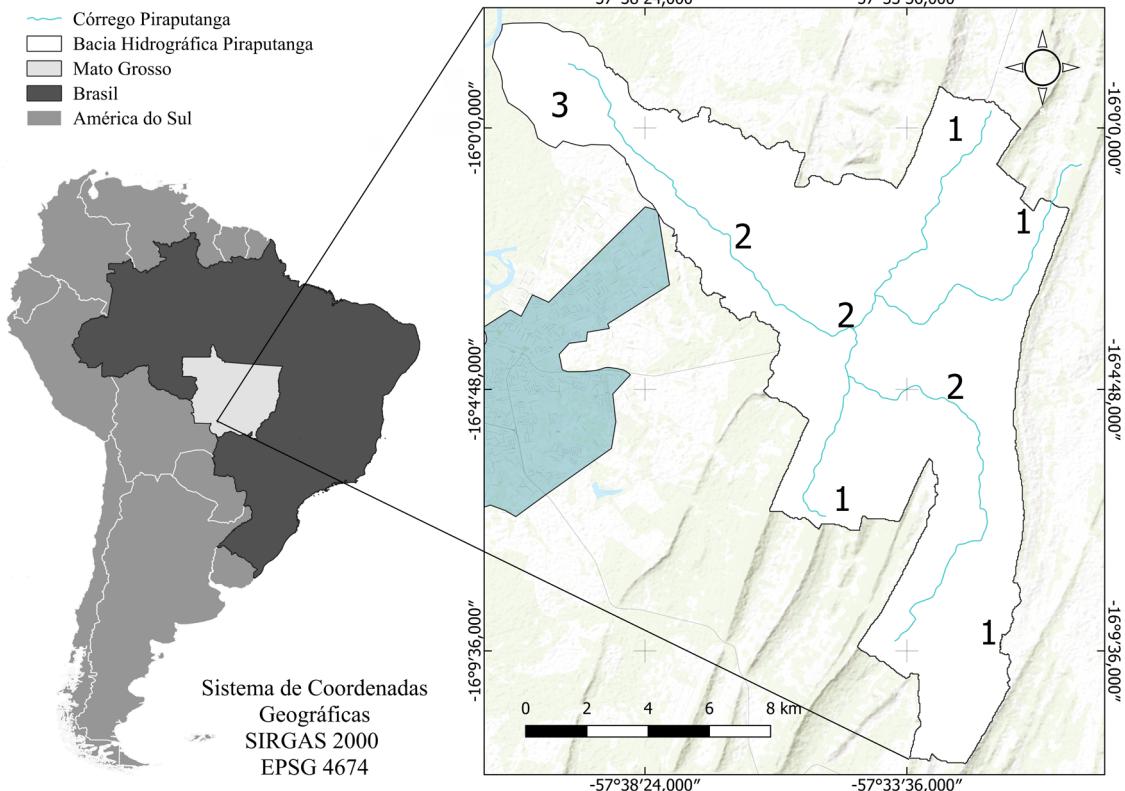


FIGURA 1 – Bacia hidrográfica do córrego Piraputanga, Cáceres-MT. Local de levantamento de dados distribuídos ao longo do córrego onde os pontos de coleta estão divididos em Nascentes (1), Percurso (2) e Foz (3).

FONTE: dos autores (2024).

1985 a 2022, da coleção 08 dos dados da cobertura vegetal e uso da terra, a fim de demonstrar as transformações ambientais e a conservação da paisagem natural. As imagens raster empregadas para converter e gerar os mapas e a 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 MapBiomas, 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 MapBiomas, 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 MapBiomas 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*, por isso 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 limitada disponibilidade dos dados ser limitada 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 & Stein (2014), com adaptações. Na Tabela 1 observa-se detalhadamente o sistema de escala para o grau de hemerobia na paisagem na literatura.

A escala 01 é determinada por regiões de geleiras, rochas e neve. Esses ambientes possuem impacto humano quase nulo. Neste estudo não foi observada a classificação de hemerobia Ahe-merobiótico escala 01. 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 & Stein (2014) foram adaptadas por meio da junção das duas escalas na classe hemeróbica (Euhemerobiótico) devido às características identificadas na área de estudo serem semelhantes, sendo caracterizadas com grau de hemerobia forte. Nessa escala foram incluídas as classes Soja e Lavouras temporárias. As escalas 6 e 7 também foram adaptadas e incluídas na mesma classe hemeróbica (Metahemerobiótico), pois apresentaram semelhanças entre as classes, determinadas com grau de impacto humano excessivamente forte. Nesse sentido, definidas como classe 7, uma vez que em ambas se encontram 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 (km^2), as queimadas (números de focos de incêndio) e a área de superfície de água (km^2). Desta forma, quando comparadas as variáveis com o tempo (1985 a 2022), 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:

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

Em que, 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% ($p<0,05$).

TABELA 1 – Sistema de classificação do grau de hemerobia.

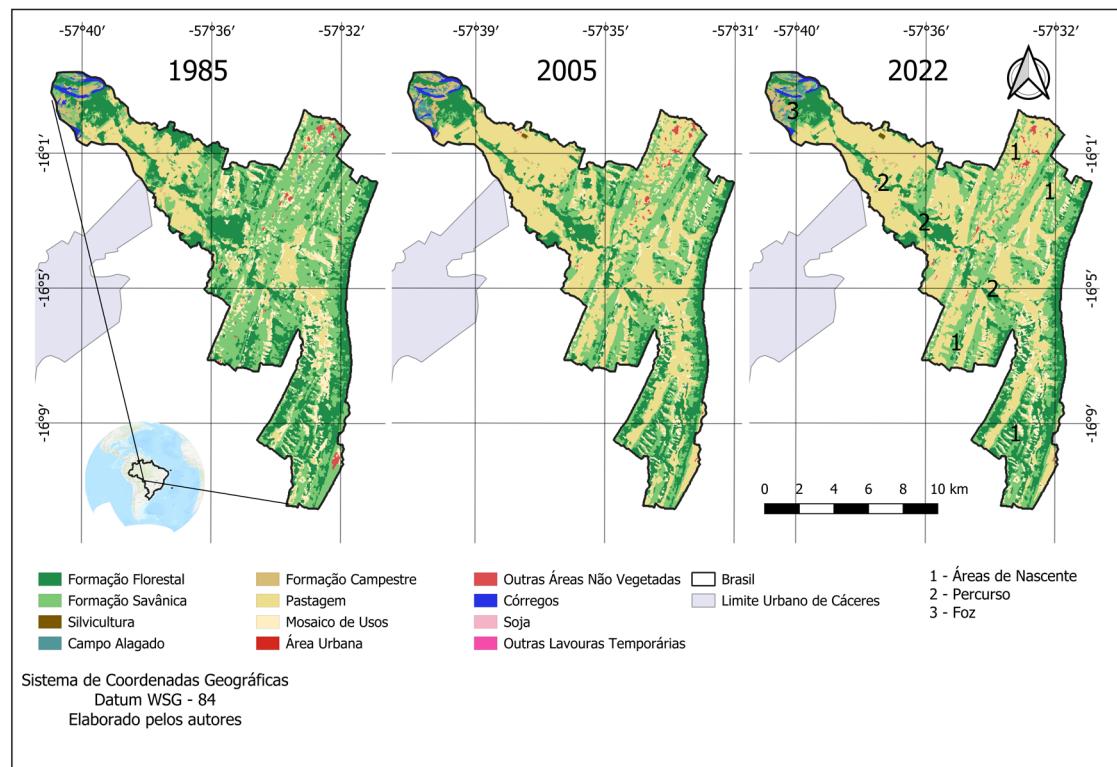
Classificação Hemeróbica	Classes de uso e cobertura da terra	Escala numeral	Impacto Humano
Ahemerobiótico	Rochas, Geleiras e neve perpétua	1	Quase nulo
Oligohemerobiótico	Florestas de folhas largas, coníferas e mistas, Praias, dunas, areia, Pântanos interiores, turfeiras, salinas, lagoa costeira, planícies 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
Polihemerobiótico	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 & Stein, 2014.

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, à área de desmatamento acumulado e à 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:

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

Em que Y representa a variável dependente (neste caso, a ser prevista). 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 do universo temporal de 37 anos (1985 a 2022), sobre o 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 (Figura 2). 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.

In loco, não foram realizadas análises de observação, somente via imagens de satélite. Nesse sentido, entre os anos 1985 a 2005, houve aumento nas áreas urbanizadas, enquanto que de 2005 até 2022 apresentaram-se estáveis (Tabela 2). Adicionalmente, ao longo dos 37 anos a classe de Áreas não vegetadas (atribuídas ao Solo Exposto) reduziram em 31%.

TABELA 2 – 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.

As informações detalhadas das dinâmicas da cobertura vegetal e usos da terra ocorridas na BHCP nos analisados estão apresentados na Tabela 2.

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 2 e Figura 4).

Na Figura 3 – A, em 1985 a BHCP apresentava paisagens naturais de formação florestal e savânica, classificada, dessa forma, como Oligohemerobiótico – grau de impacto fraco. Isso demonstra que a paisa-

gem se encontrava conservada. Conforme o tempo avançou, em 20 anos, observou-se o início da fase de transição na área da BHCP (Figura 3 – B), a 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 3 – B área delimitada em vermelho), cujo grau de impacto foi caracterizado como moderado, enquanto as áreas que sofreram menores impactos foram encontradas na província serrana.

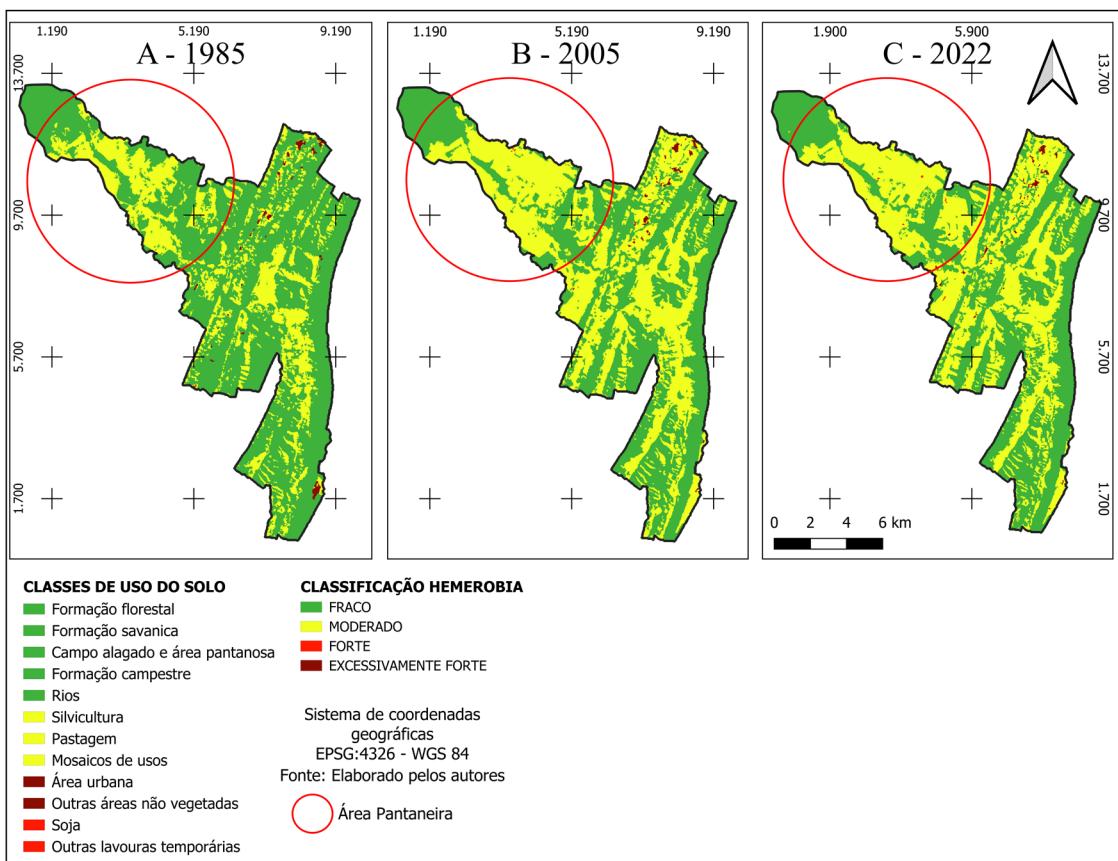


FIGURA 3 – Distribuição espacial e temporal do grau de hemerobia dos impactos humanos sobre o uso e cobertura do solo na região da bacia do córrego Piraputanga. Círculos vermelhos indicando áreas de depressão (planície de inundação) na bacia Piraputanga.

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-se redução na mudança da paisagem. A série histórica do desmatamento na BHCP está disponível na Figura 4 – A. Na região, a maior extensão de área desmatada corresponde ao ano de 1987, neste ano a extensão de área desmatada na bacia correspondia a 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, observando-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 4 – A) houve tendência ao aumento da extensão da área desmatadas.

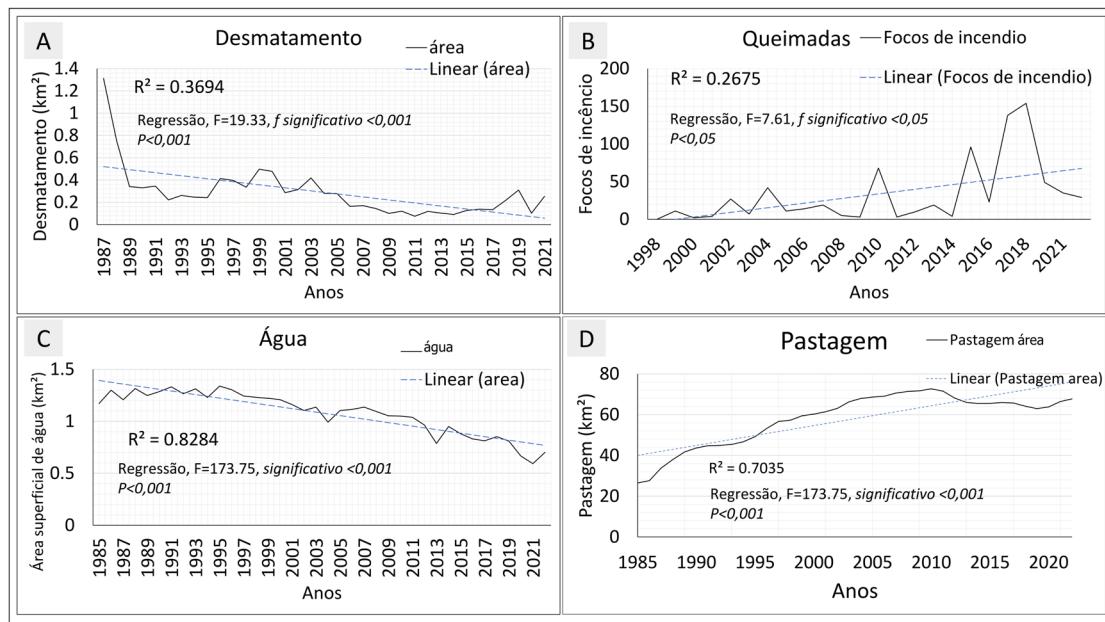


FIGURA 4 – Efeito das transformações ambientais ao longo dos anos dentro da Bacia Piraputanga: A - níveis de desmatamento na região de 1987 a 2020; B - número de focos de incêndio ocorridos de 1998 a 2021; C – perda de superfície de água para os anos de 1985 a 2021; D – aumento das áreas de pastagens 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 4 – B). Entretanto, o ano de 2020 foi aquele que apresentou maiores focos de incêndio na bacia (1.086), dados não apresentados devido à discrepância encontrada (*outliers*). Assim sendo, em 2020 os registros encontrados foram 7 vezes maiores que em 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 $1,17 \text{ km}^2$ sendo equivalente a 0,70% da área total da bacia. Após 20 anos, em 2005 passou a ocupar $1,10 \text{ km}^2$ e final do período estabelecido pelo estudo ocupando $0,70 \text{ km}^2$.

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 4 – 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 5), foi observado que não há uma relação logarítmica significativa para as variáveis desmatamento vs. focos de incêndio (Figura 5 – A). Ao observar o coeficiente de determinação baixo (r^2 0,0317), o desmatamento não é a principal causa do aumento ou redução dos focos de incêndio. Porém, mesmo que não significativo, foi observado que quanto maior a cobertura de área desmatada, menores os focos de incêndio.

Em relação ao desmatamento e à superfície de água no sistema, os resultados estão disponíveis na Figura 5 – B. Observou-se uma relação positiva entre essas variáveis, isso sugere que, nos anos em que a superfície de água é maior, há um aumento na cobertura de áreas desmatadas. 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.

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 será reduzida, podendo não haver água no sistema (Figura 6). É importante destacar que as projeções foram realizadas com intervalos de confiança de 95% e 80%, aumentando a robustez e confiabilidade de nossos resultados. Desse modo, a partir de 2022, espera-se a ocorrência de transformações intensas,

como a perda de água na BHCP, que se estenderão até 2067.

As projeções para o acúmulo de áreas desmatadas indicam um aumento linear no desmatamento (Figura 7), implicando em sérias perdas dos serviços ecossistêmicos naturais. Destaca-se que os intervalos de confiança foram de 95% e 80% e estão bem próximas às projeções.

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 8). Isso pode ser reflexo do desmatamento ou a perda de superfície de água, indicando que, com o passar dos anos, a pecuária continuará a predominar nessa região.

4. Discussão

As mudanças na paisagem podem ser atribuídas ao crescimento e ao desenvolvimento de áreas urbanas próximas à 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 a aumentar. 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 trans-

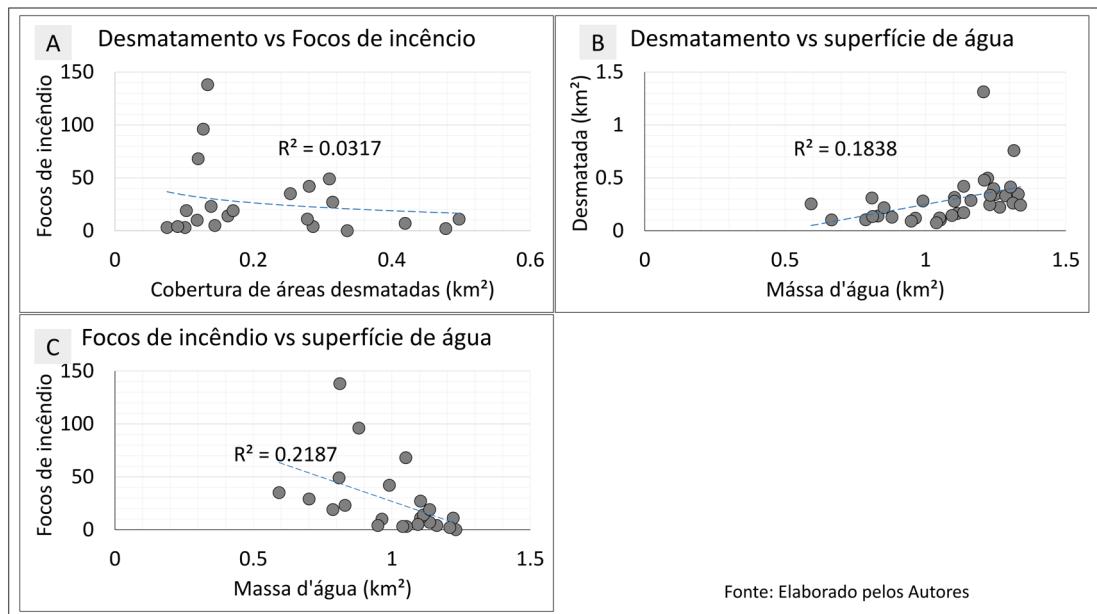


FIGURA 5 – Efeito da cobertura anual: A. de áreas queimadas em relação a perda de quantidade de água na Bacia Piraputanga (ANOVA, $F=14,72$, $P<0,05$); B. Impacto do desmatamento na perda de quantidade de água no sistema da Bacia do Córrego Piraputanga (ANOVA, $F=236.80$, $P<0,01$).
FONTE: elaborado pelos autores (2024).

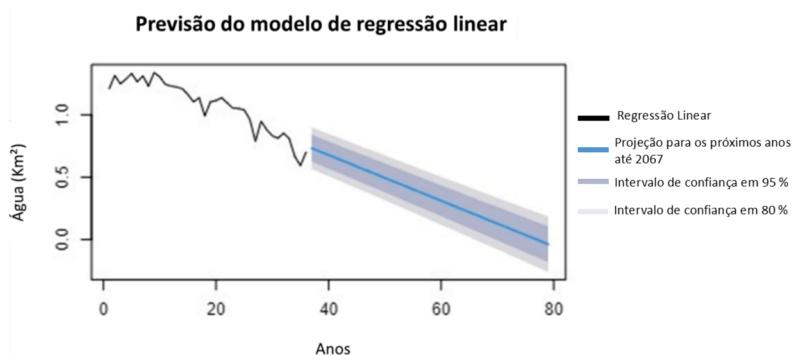


FIGURA 6 – Análise preditiva da perda de superfície de água até o ano de 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST.
FONTE: elaborado pelos autores (2024).

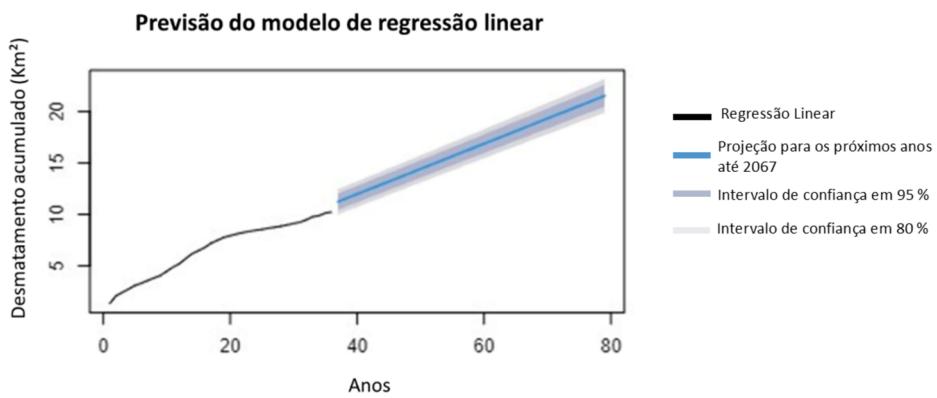


FIGURA 7 – Análise preditiva do aumento das áreas desmatadas acumuladas até o ano de 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST.
FONTE: elaborado pelos autores (2024).

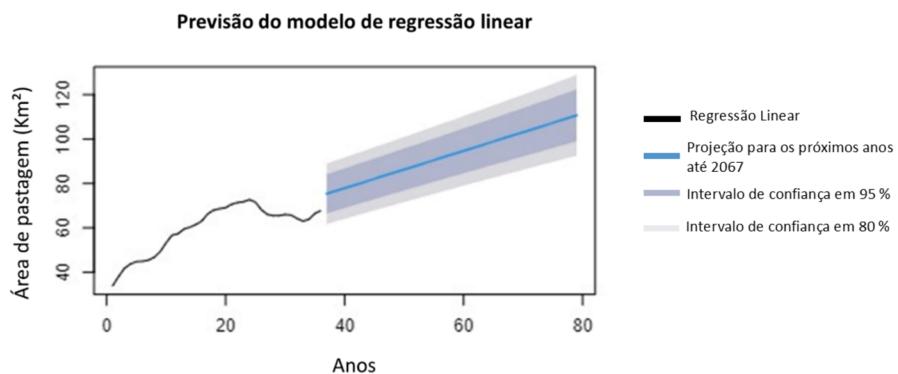


FIGURA 8 – Análise preditiva do aumento das áreas de pastagem até o ano de 2067 de acordo com o modelo de previsão FORECAST.
FONTE: dos autores (2024).

formação 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), de modo que o menor índice de desmatamento nessas regiões é porque, 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, em que as análises evidenciam tendências de conversão de áreas naturais, como a redução de 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). A redução na mudança da paisagem observada entre os anos de 2005 a 2022 pode ser reflexo da implementação do Código Florestal Estadual Lei Complementar nº 233 de 2005, que regulamenta a

gestão florestal do Estado de Mato Grosso. O Art 1º. dispõe como princípios legais:

- 1 – A proteção dos recursos naturais: flora, fauna, atmosfera, solo e água;
- 2 – A recuperação das áreas degradadas e reserva legal e
- 3 – A sustentabilidade da atividade florestal (Brasil, 2005).

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 Ecossistêmica 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 destaque em Mato Grosso foram a pecuária e a agrícola, em que a produção de bovinos expandiu em 384,7% (Capoane, 2022). A mudança da paisagem na BHCP é atribuída especialmente à 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 diversificadas, dentre elas matas de galeria e matas ciliares, campos e cerrados *sensu strictu* (Ribeiro & Walter, 1998; Sousa & Souza, 2014; Paiva, 2023). 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 à 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 florestais, além de contribuir para a redução da qualidade do ambiente, 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 à 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 & 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; Sinha *et al.*, 2020; Gurara *et al.*, 2021).

Os achados desta pesquisa corroboram com resultados encontrados para a 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 vêm sendo documentado na literatura (Trenberth *et al.*, 2014; Gunacti *et al.*, 2023; Yuan *et al.*, 2023), na qual as secas extremas também têm 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 o 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.*, 022). 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 afetou a saúde humana (Caumo *et al.*, 2022). O impacto dos incêndios sobre a biodiversidade afeta diretamente as comunidades aquáticas (Robson, *et al.*, 2018; Gomez, *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 (Češljar & 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; Thomaz, 2023).

5. Conclusão

Evidenciou-se que a BHCP de 1985 a 2005 passou por processo de 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 evidenciada estabilização na taxa de desmatamento. Para a superfície de água, foi evidenciada 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 nas áreas de planície de inundação (região pantaneira). As análises preditivas indicam que a bacia hidrográfica continuará diminuindo água nos 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 de diminuir o impacto na qualidade ambiental.

Para concluir, este diagnóstico adequa-se aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS-15), Vida terrestre, visando o combate ao desmatamento e à degradação do solo, assim como 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 devam ser implementadas para mitigar os impactos das mudanças no uso da terra na BHCP e para garantir a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos na região. A integração frente aos processos ecológicos e ao 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.

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. doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.151229](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: <http://hdl.handle.net/10198/7135>.
- Alho, C. J. R.; Mamade S. B.; Benites, M. et al. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. *Ambiente & Sociedade*, 22, 2019. doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc201701891vu2019L3AO>.
- Araújo, H. F. P.; Machado, C. C. C.; Pareyn, F. G. C. et al. A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. *Land use policy*, 100, 104913, 2021. doi: [10.1016/j.landusepol.2020.104913](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104913).
- Araújo, H. F. P.; Canassa N. F.; Machado C. C. C. et al. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. *Scientific Reports* 13, 18440, 2023. doi: [10.1038/s41598-023-45571-9](https://doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9).
- Aquino, F. D. G.; Albuquerque, L. B.; Alonso, A. M. et al. (Org.) *Cerrado: restauração de matas de galeria e ciliares*. Embrapa, Brasília, DF. 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Fabiana-De-Aquino/publication/269690716_Cerrado_restauracao_de_matas_de_galeria_e_ciliares/links/5491a9db0cf269b0486168f6/Cerrado-restauracao-de-matas-de-galeria-e-ciliares.pdf.
- Aguiar, M. C. P.; Tavares, P. A. D. S.; Alvarenga, A. F. S. Avaliação da Qualidade da Mata Ciliar de Bacia Hidrográfica Urbana: Um Estudo Em João Monlevade (MG). *Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro*, 12(2), 2024. doi: [10.61164/rmmn.v12i2.2835](https://doi.org/10.61164/rmmn.v12i2.2835).
- Brasil. Decreto Nº 6.958, de 29 de dezembro de 2005, Lei complementar n.º 233, de 21 de dezembro de 2005. Institui a Política Florestal do Estado de Mato Grosso. Disponível em: https://legislacao.mt.gov.br/mt/decreto-n-6958-2005-mato-grosso-regulamenta-a-gestao-florestal-do-estado-de-mato-grosso-e-da-outras-providencias?origin=insitucao_.
- Brauman, K. A.; Daily G. C.; Duarte, T. K. et al. The nature and value of ecosystem services: an overview highlight in hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32, 67-98, 2007. doi: [10.1146/annurev.energy.32.031306.102758](https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758).
- Capoane, V. Expansão da fronteira agrícola no Estado de Mato Grosso entre os anos de 1988 e 2018. *Caderno Prudentino de Geografia*, 1(44), 73-98. 2022. Disponível em: <http://200.145.6.156/index.php/cpg/article/view/8076>.
- Češljar, G.; Stevočić, S. Small reservoirs and their sustainable role in fire protection of forest resources. *Renewable-andSustainable Energy Reviews*, 47, 496-503, 2015. doi: [10.1016/j.rser.2015.03.071](https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.071).

- Costanza, R.; d'Arge, R; Groot, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260, 1997. doi: [10.1038/387253a0](https://doi.org/10.1038/387253a0).
- Caumo, S.; Lázaro, W. L.; Oliveira-Junior, E. 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. doi: [10.1007/s11869-022-01248-2](https://doi.org/10.1007/s11869-022-01248-2).
- Costa, T. G.; Sousa, N. F. M.; Zambaldi, L. P. Mapeamento dos serviços ecossistêmicos de APPs de cursos d'água: caso da bacia do rio Doce. *Diversitas Journal*, 7(4), 2507-2522, 2022. doi: [10.48017/dj.v7i4.2049](https://doi.org/10.48017/dj.v7i4.2049).
- Cook, C.; Bakker, K. Water security: Debating an emerging paradigm. *Global environmental change*, 22(1), 94-102, 2012. doi: [10.1016/j.gloenvcha.2011.10.011](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.10.011).
- Chaiyarat, R.; Thongkrathok, P.; Maisuwan, W. *et al.* Variation in water utilization by mammal diversity in Khao Phaeng Ma Non-hunting area, Thailand. *Heliyon*, 10(8), 2024. doi: [10.1016/j.heliyon.2024.e29786](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29786).
- Chen, Y.; Vardon, M. Accounting for water-related ecosystem services to provide information for water policy and management: an Australian case study. *Ecosystem Services*, 69, 101658, 2024. doi: [10.1016/j.ecoser.2024.101658](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101658).
- Daily, G. C. Introduction: what are ecosystem services. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. 1(1), 1997. Disponível em: https://www.academia.edu/download/37236591/Daily_1.pdf.
- Derek, M.; Kulczyk, S.; Grzyb, T. *et al.* 'This is my magical place here'. Linking cultural ecosystem services and landscape elements in urban green spaces. *Ecosystem Services*, 71, 101699, 2025. doi: [10.1016/j.ecoser.2025.101699](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2025.101699).
- Dos Santos Funaro, J.; Souza, C. A.; Leandro, G. R. 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*, 15(06), 2831-2852, 2022. doi: [10.26848/rbgf.v15.6.p2831-2852](https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.6.p2831-2852).
- Dudgeon, D.; Arthington, A. H.; Gessner, M. O. *et al.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182, 2006. doi: [10.1017/S1464793105006950](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. doi: [10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0753:TR-BLUC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0753:TR-BLUC]2.0.CO;2).
- Eguiguren, P; Fischer, R; Günter, S. Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5), 442, 2019. doi: [10.3390/f10050442](https://doi.org/10.3390/f10050442)
- Feng, X.; Merow, C.; Liu, Z. *et al.* How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity. *Nature*, 597, 516–521, 2021. doi: [10.1038/s41586-021-03876-7](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*, 10(01), 63-69, 2008. Disponível em: <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/iccesumar/article/view/697>.
- Fugère, V.; Nyboer, E. A.; Bleeker, J. C. *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. doi: [10.1016/j.bioccon.2016.07.012](https://doi.org/10.1016/j.bioccon.2016.07.012).
- Groot, R. S. de; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. J. A. typology for theclassification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408, 2002. doi: [10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).
- Gurara, M. A.; Jilo, N. B.; Tolche, A. D. Modelling climate change impact on the stream flow in the Upper Wabe Bridge watershed in WabeShebele River Basin, Ethiopia, *InternationalJournal of River Basin Management*, 2021. doi: [10.1080/15715124.2021.1935978](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)* 30(2), 169-189, 2021. doi: [10.5433/2447-1747.2021v30n2p169](https://doi.org/10.5433/2447-1747.2021v30n2p169).

- Gunacti, M. C.; Gul, G. O.; Cetinkaya, C. P. *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. doi: [10.1007/s11269-022-03317-8](https://doi.org/10.1007/s11269-022-03317-8).
- Gomez, I.; Daniel F.; Cramp, R L.; Franklin, Craig E. Fire andrain: A systematic review of the impacts of wildfire on aquatic fauna. *Global Change Biology*, 28(8), 2578-2595, 2022. doi: [10.1111/gcb.16088](https://doi.org/10.1111/gcb.16088).
- GWP. Partnerships Global Water. Towards Water Security: a framework for action. *Global Water*, 2000.
- Kalogiannidis, S.; Kalfas, D.; Giannarakis, G. *et al.* Integration of water resources management strategies in land use planning towards environmental conservation. *Sustainability*, 15(21), 15242. 2023. doi: [10.3390/su152115242](https://doi.org/10.3390/su152115242).
- Kong, X. *et al.* Reservoir water quality deterioration due to deforestation emphasizes the indirect effects of global change. *Water research*, 221, 118721 2022. doi: [10.1016/j.watres.2022.118721](https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118721).
- 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 Brasiliensis*, 32, 2020. doi: [10.1590/S2179-975X7619](https://doi.org/10.1590/S2179-975X7619).
- Mengist, W.; Soromessa, T.; Feyisa, G. L. A global view of regulatory ecosystem services: existed knowledge, trends, and research gaps. *EcoProcess*, 9(40), 2020. doi: [10.1186/s13717-020-00241-w](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. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/297563785_Millennium_Ecosystem_Assessment_Ecosystems_and_human_well-being_synthesis.
- 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. *Gedera*. 390, 114943. 2021. doi: [10.1016/j.geoderma.2021.114943](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. Disponível em: <https://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1117>.
- Oliveira Junior, E. S.; Butakka, C. M. M.; Silva, C. J. *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. doi: [10.14295/holos.v13i2.6688](https://doi.org/10.14295/holos.v13i2.6688).
- 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, 988-1004, 2021. doi: [10.1007/s10021-020-00564-x](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. Disponível em: <http://ri.ufmt.br/handle/1/5715>.
- Parron, L. M.; Garcia, J. R.; Oliveira, E. B. *et al.* (Org.) Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE), Brasília, DF, 370p 2015. Disponível em: <https://hbjunior19.wordpress.com/wp-content/uploads/2015/08/livro-servicos-ambientais-embrapa.pdf>.
- Pérez-Cárdenas, N.; Mora, F.; Arreola-Villa, F. *et al.* Effects of landscape composition and site land-use intensity on secondary succession in a tropical dryforest. *Forest Ecology and Management*, 482, 2021. doi: [10.1016/j.foreco.2020.118818](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118818).
- Pielke S. R, Roger A. Land use and climate change. *Science*, 310(5754), 1625-1626, 2005. doi: [10.1126/science.1120529](https://doi.org/10.1126/science.1120529).
- Pereira, R. H. G. Espíndola, E. L. G.; Eler, M. N. Limnological variable sand their correlation with water flow in fishponds. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 16(3), 263-271, 2004. Disponível em: <http://www.alb.periodikos.com.br/article/627b1136782aad05cd1891d2/pdf/alb-16-3-263.pdf>.
- Pelissari, T. D. *et al.* Dynamics of major environmental disasters involving fire in the Brazilian Pantanal. *Scientific Reports*, 13(1), 21669, 2023. doi: [10.1038/s41598-023-49154-6](https://doi.org/10.1038/s41598-023-49154-6).

- Pessoa, L. A.; do Couto, E. V.; Pagotto, J. P. A. *et al.* Scale effects of riparian forests on fish diversity in streams of the upper Paraná River basin. *Hydrobiologia*, 1-13, 2024. doi: [10.1007/s10750-024-05699-9](https://doi.org/10.1007/s10750-024-05699-9).
- Qu, X.; Li, X.; Bardgett, R. *et al.* Deforestation impacts soil biodiversity and ecosystem services worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(13), e2318475121, 2024. doi: [10.1073/pnas.2318475121](https://doi.org/10.1073/pnas.2318475121).
- Ramos, A. W. P.; Silva Luz, C. C.; Silva Neves, S. M. A. *et al.* Análise da capacidade e conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do Córrego da Piraputanga-MT, Brasil. *Caderno de Geografia*, 28(55), 812-827, 2018. doi: [10.5752/P.2318-2962.2018v28n55p812-827](https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2018v28n55p812-827).
- Rodrigues, L. C.; Silva Neves, S. M. A.; Silva, M. B. *et al.* Análises da transformação antrópica e morfométrica da bacia Hidrográfica Do Córrego Piraputanga, Mato Grosso, Brasil. *Geo UERJ*, 39, 2021. doi: [10.12957/geourj.2021.57306](https://doi.org/10.12957/geourj.2021.57306)
- Rurangwa, M. L. Aguirre-Gutiérrez, J.; Matthew, T. J. *et al.* Effects of land-use change on avian taxonomic, function a land phylogenetic diversity in a tropical montanerainforest. *Diversity and Distributions*, 27, 1732-1746. 2021. doi: [10.1111/ddi.13364](https://doi.org/10.1111/ddi.13364).
- Robson, B. J.; Chester, E. T.; Matthews, T. G. *et al.* Post-wildfire recovery of in vertebrate diversity in drought-affected head water streams. *AquatSci*, 80, 21, 2018. doi: [10.1007/s00027-018-0570-7](https://doi.org/10.1007/s00027-018-0570-7).
- Ruscheinsky, A.; Calgaro, C.; Weber, T. *et al.* Ética, direito socioambiental e democracia. *Caxias do Sul: Educs*, 2018. Disponível em: https://www.academia.edu/36581889/Cap%C3%ADtulo_de_livro_Esfera_p%C3%A1Blica_de_mocr%C3%A1tica_no_Brasil_%C3%A0_luz_de_Rawls_e_Habermas_p_230_245.pdf.
- Souza, C. A.; Sousa, J. B. Bacia Hidrográfica do Córrego Piraputanga, Cáceres, Mato Grosso–Brasil: Caracterização ambiental e dinâmica fluvial. *Georaguaia*, Barra do Gracás, 14(1), 83-103, 2014. Disponível em: <https://periodicos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/4875>.
- Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. 1998. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. de (Orgs.). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998.
- Shaheen, H.; Attique, A.; Riaz, M. T. *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. doi: [10.1007/s10531-023-02758-w](https://doi.org/10.1007/s10531-023-02758-w).
- Salomão, R. P.; Lopera-Toro, A.; Pulido-Herrera, L. A. *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*, 1-11, 2023. doi: [10.1007/s42690-023-00987-8](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. doi: [10.5654/acta.v6i13.658](https://doi.org/10.5654/acta.v6i13.658).
- Sharma, G.; Telwala, Y.; Chettri, P. Integrating Nature-Based Solutions for Water Security in Fragile Mountain Ecosystems: Lessons from Dhara Vikas in Sikkim, India. *Nature-Based Solutions*, 100169, 2024. doi: [10.1016/j.nbsj.2024.100169](https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2024.100169).
- 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. doi: [10.1080/15715124.2020.1809434](https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1809434).
- Schuler, A. E.; Prado, R. B.; Tureta, A. P. D. *et al.* Serviços ambientais hídricos. In: Fidalgo, E. C. C.; Prado, R. B.; Tureta, A. P. D.; Schuler, A. E. *Manual para Pagamento por Serviços Ambientais Hídricos: seleção de áreas e monitoramento*. Brasília: Embrapa, p. 14–29, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Rachel-Prado/publication/359879237_Manual_para_Pagamento_por_Servicos_Ambientais_Hidricos/links/62548909b0cee02d-6963cb36/Manual-para-Pagamento-por-Servicos-Ambientais-Hidricos.pdf.
- 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. doi: [10.26694/equador.v1](https://doi.org/10.26694/equador.v1).

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Main streaming the Economics of Nature: A synthesis, of approach, conclusion and recommendation of TEEB. 2010. Disponível em: <https://teebweb.org/publications/teeb-for-synthesis/>.

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. *Eco-logical Indicators*, 112, 106163, 2020. doi: [10.1016/j.ecolind.2020.106163](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106163).

Turunen, J.; Elbrecht, V.; Steinke, D. *et al.* Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. *Freshwater Biology*, 66(4), 785-798, 2021. doi: [10.1111/fwb.13678](https://doi.org/10.1111/fwb.13678).

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. doi: [10.1016/j.ecoser.2021.101267](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101267).

Tylianakis, F. M.; Ribeiro, E. R.; Lewis. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature*, 445(7124), 202-205, 2007. doi: [10.1038/nature05429](https://doi.org/10.1038/nature05429).

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

Thomaz, S. M. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes. *Hydrobiologia* 850, 2757-2777, 2023. doi: [10.1007/s10750-021-04739-y](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. Disponível em: [Water Security and the Global Water Agenda | UN-Water](https://www.unesco.org/water/UN-Water/Water-Security-and-the-Global-Water-Agenda).

UN. United Nations. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Disponível em: <https://undocs.org/en/A/RES/70/1>.

Walz, U.; Stein, C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22, 279-289, 2014. doi: [10.1016/j.jnc.2014.01.007](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007).

Yuan, X.; Wang, Y.; Ji, P. *et al.* A global transition to flash

drought under climate change. *Science*, 380(6641), 187-191, 2023. doi: [10.1126/science.abn6301](https://doi.org/10.1126/science.abn6301)