



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC**  
**Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - PROPP**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS**  
**TROPICAIS**



**INFLUÊNCIA DA TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE A**  
**DIVERSIDADE BETA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**  
**EM SISTEMAS AQUÁTICOS DE TRÊS DOMÍNIOS**  
**FITOFISIONÔMICOS**

**ILHÉUS, BA**

**2024**

**Escarlett de Arruda Ramos**

**INFLUÊNCIA DA TRANSFORMAÇÃO ANTRÓPICA SOBRE A  
DIVERSIDADE BETA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA  
EM SISTEMAS AQUÁTICOS DE TRÊS DOMÍNIOS  
FITOFISIONÔMICOS**

Orientador: Dr. Nadson Ressayé Simões

Coorientadora: Dra. Gisele Daiane Pinha

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz ao Programa De Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais como requisito para obtenção do título de Mestra em Sistemas Aquáticos Tropicais.

**ILHÉUS, BA**

**2024**

R175

Ramos, Escarlett de Arruda.

Influência da transformação antrópica sobre a diversidade beta da comunidade zooplancônica em sistemas aquáticos de três domínios fitofisionômicos / Escarlett de Arruda Ramos. – Ilhéus, BA: UESC, 2024.

29 f. : il.

Orientador: Nadson Ressayé Simões.

Coorientadora: Dra. Gisele Daiane Pinha.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

1. Biomas. 2. Biodiversidade - Conservação. 3. Invertebrados – Populações. 4. Zooplâncton. I. Título.

CDD 577

# **Influência da transformação antrópica sobre a diversidade beta da comunidade zooplanctônica em sistemas aquáticos de três domínios fitofisionômicos**

Escarlett de Arruda Ramos<sup>a</sup>, Gisele Daiane Pinha<sup>b</sup>, Nadson Ressayé Simões<sup>c</sup>.

<sup>a</sup>Programa de Pós Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais – UESC/UFSB.

<sup>b</sup>Pós-doutoranda pelo Programa de Pós Graduação em Biosistemas da Universidade Federal do Sul da Bahia.

<sup>c</sup>Docente do Centro de Formação em Ciências Agroflorestais da Universidade Federal do Sul da Bahia.

Autora correspondente: [escarlett.arruda@gmail.com](mailto:escarlett.arruda@gmail.com)

## **Abstract**

### Context

With the intense human exploitation transforming the landscape of aquatic environments, identifying which factors influence the dynamics of zooplankton biodiversity is crucial to understanding which are the vectors of disturbances in aquatic systems.

### Goal

Thus, we investigated the relationships between landscape variation and diversity (alpha and beta) of the zooplankton community based on three landscape metrics (anthropogenic transformation index, native and anthropic areas and environmental heterogeneity).

### Methods

The zooplankton community was sampled in three phytophysognomic domains: Cerrado, Caatinga and Atlantic Forest, ranging from the west to the east of the southern portion of the state of Bahia. In addition to community data, we analyze the landscape and use an anthropic transformation index to assess the impact of the environment on the aquatic systems sampled.

### Results

The highest rate of anthropogenic transformation was observed in the water bodies of the Caatinga, suggesting greater environmental degradation in this region. On the other hand, the highest values of species richness, density and diversity were found for the Atlantic Forest environments. From our results, it was possible to observe that the landscape mosaic found in the studied domains was important in determining differences in environmental similarity between regions. Furthermore, the zooplankton community responded in different ways to anthropic interactions, and, in general, communities in areas with greater anthropic transformations responded in a similar way to landscape variations, with trends towards an increase in beta diversity as the area of anthropic uses. Such results were the opposite of the pattern found in the most preserved domain, where beta diversity tended to be more homogeneous with the increase in natural areas. Species composition was influenced by the landscape of each region, which may be related to the variability of landscape patches in these regions.

### Conclusion

Therefore, it is possible to conclude that the intense variations that occur in the landscape are important mechanisms that influence and determine the biodiversity of aquatic microorganisms.

Key words: MAPBIOMAS, Geoprocessing, Biodiversity, Microinvertebrates.

## **Resumo**

### *Contexto*

Com a intensa exploração antrópica transformando a paisagem nos ambientes aquáticos, identificar quais fatores influenciam a dinâmica da biodiversidade zooplanctônica é determinante para compreender quais são os vetores de distúrbios nos sistemas aquáticos.

### *Objetivo*

Assim, investigamos as relações da variação da paisagem na diversidade (alfa e beta) da comunidade zooplanctônica a partir de três métricas da paisagem (índice de transformação antrópica, áreas nativas e antropizadas e heterogeneidade ambiental).

### *Métodos*

A comunidade zooplanctônica foi amostrada em três domínios fitofisionômicos: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, abrangendo desde o oeste até o leste da porção Sul do estado da Bahia. Além dos dados da comunidade, analisamos a paisagem, utilizamos um índice de transformação antrópica para avaliar o impacto do ambiente sobre os sistemas aquáticos amostrados.

### *Resultados*

O maior índice de transformação antrópica foi observado nos corpos aquáticos da Caatinga, sugerindo uma maior degradação ambiental nessa região. Por outro lado, os maiores valores de riqueza, densidade e diversidade de espécies foram encontrados para os ambientes da Mata Atlântica. A partir dos nossos resultados, foi possível observar que o mosaico de paisagem encontrado nos domínios estudados foi importante para determinar diferenças na similaridade ambiental entre as regiões. Além disso, a comunidade zooplanctônica respondeu de diferentes formas às interações antrópicas, sendo que, em geral, as comunidades nas áreas com maiores transformações antrópicas responderam de forma similar às variações da paisagem, com tendências de aumento na diversidade beta à medida que se aumenta a área de usos antrópicos. Tais resultados foram o oposto do padrão encontrado no domínio mais preservado, onde a diversidade beta tendeu a ser mais homogênea com o aumento das áreas naturais. Já a composição de espécies foi influenciada pela paisagem de cada região, o que pode estar relacionado com a variabilidade de manchas da paisagem nessas regiões.

### *Conclusão*

Dessa forma, é possível concluir que as intensas variações que ocorrem na paisagem são importantes mecanismos que influenciam e determinam a biodiversidade de microrganismos aquáticos.

**Palavras chaves:** MAPBIOMAS, Geoprocessamento, Biodiversidade, Microinvertebrados.

## Introdução

Atualmente, a ocupação humana é um dos principais fatores de transformação da paisagem (Valiente-Banuet et al. 2015), que interfere nos ecossistemas, aumenta a dispersão de espécies, reduz a conectividade entre os ambientes e converte áreas nativas em áreas agrícolas, levando a uma redução da dissimilaridade entre as regiões e consequentemente, causando homogeneização da paisagem (Morante-Filho et al. 2015; Coelho et al. 2018; Cardoso et al. 2020; Ramos et al. 2022). Adicionalmente, a superexploração dos recursos naturais (fauna e flora) e as atividades agrícolas se destacam como maiores causadores de distúrbios e declínios da biodiversidade (Maxwell et al. 2016), porque transformam os ambientes naturais (Gardner et al. 2009).

Tais processos levam a perda e degradação de habitat dentro dos diferentes domínios fitofisionômicos, regiões amplamente conhecidas pela variedade de habitats pelas suas formações vegetais, topográficas e de sistemas aquáticos, que resultam em um grande número de espécies endêmicas (Drummond et al. 2005; Sousa et al. 2010). Por exemplo, o Cerrado comporta uma rica biodiversidade sendo um dos domínios mais heterogêneos do Brasil (Nascimento et al. 2014). A Caatinga é caracterizada por estar totalmente inserida no semiárido e possuir um alto grau de endemismo devido sua biodiversidade (Silva et al. 2014; Caetano et al. 2022). Já a Mata Atlântica é um hotspot mundial, conhecida pela sua biodiversidade abrigo uma das biotas mais ricas e únicas do planeta (Faria e Kaizer 2020; Solórzano et al. 2021). Entretanto, apesar da importância dessas áreas para a biodiversidade, os três domínios fitofisionômicos estão sujeitos a uma série de atividades antrópicas, responsáveis por alterações dos ambientes naturais (Dutra et al. 2012; Girardi 2013; Lopes et al. 2020), incluindo aqueles próximos aos rios e riachos.

Nessa perspectiva, as modificações geradas por ações humanas, como a retirada das matas ciliares modificam canais dos rios (Walks 2007), afetando de forma direta ou indireta os sistemas aquáticos. Como por exemplo: facilitando a entrada de agroquímicos no leito dos rios, aumentando os níveis de poluição (Moses et al. 2017). Moses et al. (2017) ainda relata que o uso da terra em áreas ribeirinhas tem seus parâmetros físicos e químicos alterados, sendo identificados contaminação por pesticidas, metais pesados e compostos aromáticos. Podendo ainda apresentar um aumento na quantidade de nitrato e fosfato.

Alves et al. (2013), ressalta que os recursos hídricos possuem uma forte influência de atividades antrópicas, principalmente, dos setores da agropecuária e indústria, os quais afetam diretamente as condições de uso desses recursos. Por sua vez, alterações dos usos dos recursos hídricos podem alterar a biodiversidade aquática local. Desse modo, é fundamental o monitoramento de corpos aquáticos para o melhor entendimento das influências das transformações antrópicas da paisagem sobre a biodiversidade aquática.

Dentre as comunidades presentes em sistemas aquáticos, o zooplâncton é um grupo de invertebrados composto principalmente por rotíferos, cladóceros e copépodes (Tundisi-Matsumura 2008). Os organismos da comunidade zooplânctônica são considerados bioindicadores devido ao seu ciclo de vida rápido, sensibilidade as mudanças ambientais e suas interações na cadeia trófica (Santos et al. 2009). Dessa forma, compreender a escala espacial dessas espécies auxiliam nas interpretações dos fenômenos ecológicos que ocorrem nos ambientes, incluindo a dispersão (Heino et al. 2015).

A dispersão dos organismos zooplanctônicos de água doce pode ocorrer por diferentes mecanismos, tanto por vetores humanos ou animais, do fluxo de águas superficiais e do vento (Cohen e Shurin 2003; Heino et al. 2015; Blackburn-Desbiens et al. 2023). Havel e Shurin (2004) mostraram que a dispersão da comunidade zooplanctônica entre lagos em escala espaciais curtas (<10 km) podem influenciar a diversidade e composição dos organismos. Por isso, através das mudanças de composição e biodiversidade da comunidade, são utilizados como uma importante ferramenta para identificação de padrões de modificações em ambientes aquáticos, tanto em análises temporais quanto espaciais (Simões et al. 2013; Braghin et al. 2015).

A diversidade dessa comunidade pode ser avaliada em diversos níveis espaciais, por exemplo a diversidade alfa (local) que pode ser medida pela riqueza de espécies (Arellano e Halffter 2003) e diversidade beta (no nível regional), que representa uma medida da variação ou mudança da composição de uma assembleia entre as unidades amostrais ao longo do gradiente (Legendre et al. 2005; Heino et al. 2019). A diversidade beta busca ligar as mudanças de espécies com as mudanças de gradiente do ambiente (Magurran 2004). Dessa forma, identificar os fatores que estão alterando a distribuição espacial das comunidades zooplanctônica nos ecossistemas aquáticos podem gerar respostas sobre a qualidade ambiental desses ambientes (Braghin et al. 2015).

Nos ambientes aquáticos, a diversidade beta pode se modificar ao longo da variação hidrológica e das condições espaciais, interagindo entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Crabot et al. 2020; Rolls et al. 2022). A análise dos usos da terra permite entender como o grau de modificação que ocorre nesses gradientes e qual o nível de influência sobre as estruturas das assembleias. Quantificar a diversidade beta auxilia também a compreender como as interações de uma assembleia responde ao funcionamento do ecossistema (Cardoso et al. 2014; Socolar et al. 2016). Desta forma, a diversidade beta é uma métrica da paisagem, quando considerado seus organismos e suas respostas ao gradiente ambiental.

Mensurar o grau de impactos antrópicos nas diferentes paisagens não é uma tarefa fácil devido aos diferentes níveis de impactos antropogênicos. Dentre as tentativas de resumir as intervenções antrópicas, pode-se utilizar o índice de transformação antrópica (ITA), desenvolvido por Lèmechev em 1982 (Costa et al. 2014). Está métrica tem como objetivo mensurar o grau de pressão antrópica sobre os diferentes componentes da paisagem e, conseqüentemente, quantificando a magnitude das transformações ocasionadas, o que torna possível o diagnóstico da qualidade ambiental dos ambientes ocupados (Costa et al. 2014; Ribeiro et al. 2017; Vieira et al. 2021).

Considerando que os ambientes aquáticos interagem com o ambiente terrestre e que sua integridade biótica depende diretamente de sua interface com o ambiente terrestre, analisar as modificações nas regiões próximas aos rios, que compreende a vegetação ripária e os usos múltiplos, permite identificar como as diferenças no uso da terra entre áreas afetam a biodiversidade aquática. No Brasil existe diversos estudos que analisam os efeitos do uso da terra em relação as comunidades aquáticas (Meier et al. 2015; Usio et al. 2017; Mwaijengo et al. 2019; Valentim et al. 2024), contudo, notou-se a necessidade de aprofundar o conhecimento sobre a relação entre a comunidade zooplanctônica e as variações da paisagem em diferentes métricas de paisagens. Logo, o presente estudo investigou a relação das variações da paisagem das regiões próximas à ambientes aquáticos e diversidade (alfa e beta) de organismos zooplanctônicos nas áreas de vegetação nativa e áreas com influência de atividades antrópicas.

Nossa hipótese é que a biodiversidade taxonômica da comunidade zooplancônica responde às variações na paisagem em função dos gradientes ambientais (Gaston 2000; Shurin et al. 2003; Leibold et al. 2004; Heino et al. 2015). Assim predizemos que: i) A diversidade alfa será maior nas paisagens com menores indicadores de estresse ambiental nas zonas de influência entre sistemas aquáticos e terrestre; ii) A estrutura da paisagem dos domínios fitofisionômicos do Cerrado e Caatinga são mais similares entre si em relação a Mata Atlântica; iii) A diversidade beta será influenciada positivamente pela heterogeneidade da paisagem.

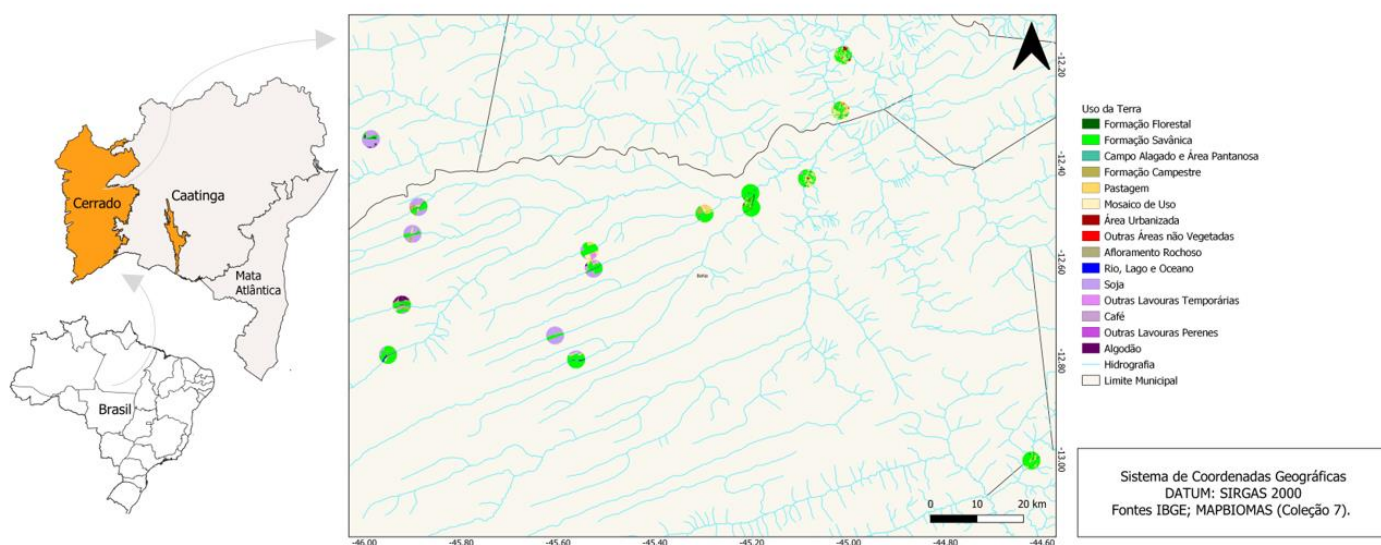
## Material e Métodos

### Área de estudo

A área de estudo compreende três domínios fitofisionômicos tropicais: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica, que percorrem de oeste a leste da porção sul do estado da Bahia. As coletas do material biológico foram realizadas entre julho de 2022 e outubro de 2023, sendo amostrados sistemas aquáticos lênticos e lóticos em condições de clima não chuvoso.

No Cerrado foram selecionados 17 pontos amostrais (Fig. 1), que está localizado entre as coordenadas lat 12° 25' 50,5''S, lon 46° 5' 20''O e lat 13° 0' 7,7''S, lon 44° 37' 20,1''O. Está situada em duas bacias hidrográficas: bacia do Rio Corrente e bacia do Rio Grande e dois municípios: Barreiras e São Desidério. Os valores da temperatura da água no período amostrado variaram entre 19,4 °C a 24,9 °C. Os valores de condutividade variaram de 3 µS/cm a 377 µS/cm, os valores do oxigênio dissolvido variaram 10,8% a 85,1%. E o pH obteve uma variação de 5,5 a 6,5 nos ambientes amostrados.

O Cerrado é um “hotspot” de biodiversidade global, e apresenta uma paisagem com características fitofisionomias diversificadas (Brannstrom et al. 2008; Lima e Calado 2018). Porém, esta região comporta um grande centro do setor de expansão do agronegócio, e tem passado por grandes impactos decorrentes das atividades antrópicas, gerando preocupação sobre o estado de conservação da biodiversidade desse domínio (Myers et al. 2000; Bridgewater et al. 2004; Brannstrom et al. 2009; Lima e Calado 2018; Dionizio e Costa 2019).

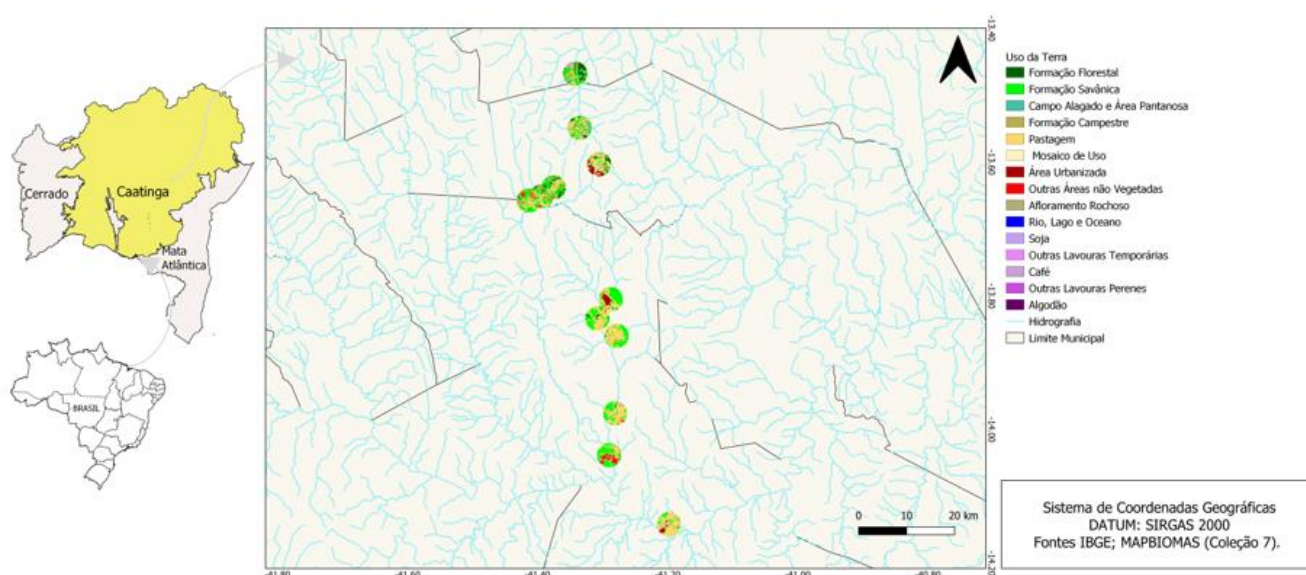


**Fig. 1** Localização dos pontos de coleta no domínio fitofisionômico Cerrado no estado da Bahia, Brasil.



Na Caatinga, as coletas foram realizadas em 16 pontos (Fig. 2), que está localizado entre as coordenadas lat 14° 0' 28,3''S, lon 41° 14' 45,6''O e lat 14° 9' 0''S, lon 41° 11' 51,1''O. Está situada em duas bacias hidrográficas diferentes: bacia do Rio Paraguaçu e bacia do Rio de Contas, englobando sete municípios: Correntina, Barra da Estiva, Ibicoara, Ituaçu, Jequié, Santa Maria e Tanhaçu. Os valores da temperatura no período amostrado variaram entre 18,3 °C a 27,2 °C. A condutividade variou de 11 µS/cm a 6023 µS/cm, os valores do oxigênio dissolvido variaram 69,8% a 139,1%. E o pH obteve uma variação de 6,3 a 9,8.

O domínio da Caatinga é marcado por longos períodos de seca e é uma fitofisionomia endêmica do Brasil (Leal et al. 2003). É um domínio heterogêneo tanto em relação geográfica quanto pela sua biodiversidade, sendo dividido em oito “ecorregiões” (Antongiovanni et al. 2018). Com uma formação vegetal mais afetadas pelas ações antrópicas, oriundas do processo de expansão do agronegócio, a Caatinga está entre as regiões mais ameaçadas do país (Teixeira et al. 2021), evidenciando a necessidade de uma maior atenção para a conservação da biodiversidade no domínio (Prado et al. 2000; Guedes et al. 2014).

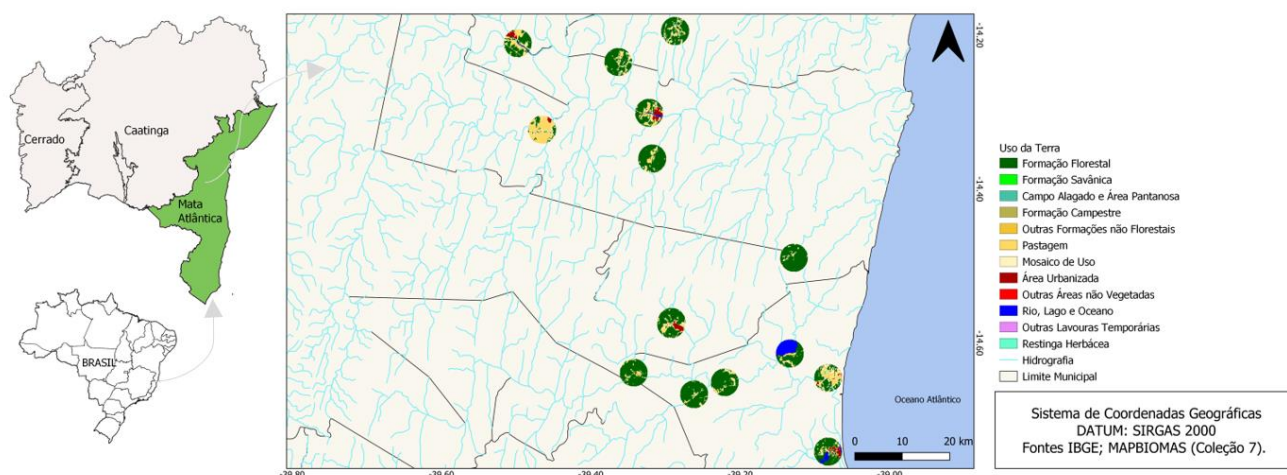


**Fig. 2** Localização dos pontos de coleta no domínio fitofisionômico Caatinga no estado da Bahia, Brasil.

Na Mata Atlântica foram realizadas coletas em 15 pontos amostrais (Fig. 3), que está localizado entre as coordenadas lat 14° 13' 52,16''S, lon 39° 30' 6,5''O e lat 14° 46' 14,45''S, lon 39° 3' 34,24''O. Está situada em duas bacias hidrográficas: bacia do Rio de Contas e bacia do Rio Almada, compreendendo 5 municípios: Gongogi, Ilhéus, Maraú, Ubaitaba e Uruçuca. A temperatura no período amostrado variou entre 24,9°C a 32,7°C. Os valores de condutividade variaram de 5,2 µS/cm a 314 µS/cm, o oxigênio dissolvido variou de 43,8 a 99,4%. E o pH obteve uma variação de 5,1 a 7,6 nos ambientes amostrados.

A região amostrada se encontra na parte sul da Bahia e é considerada uma das áreas mais preservadas, constituindo parte do “Corredor Central da Mata Atlântica” (Santana et al. 2020). A Mata Atlântica possui uma complexidade decorrente das grandes mudanças geográficas ao longo de sua área associado as variações climáticas que refletem nas comunidades vegetais (Marques et al. 2011), constituindo uma rica biodiversidade. Contudo, o domínio ao longo dos anos passa por intensas

explorações, e grande parte desses impactos é devido a transformações de atividades econômicas, sendo principalmente ligadas a pastagens, agricultura, urbanização e silvicultura (Ramos et al. 2022).



**Fig. 3** Localização dos pontos de coleta no domínio fitofisionômico Mata Atlântica no estado da Bahia, Brasil.

#### Amostragem de dados biológicos e caracterização do ambiente

As coletas da comunidade zooplancônica foram realizadas por meio de arrastos horizontais com uma rede de plâncton de 68  $\mu\text{m}$  de abertura de malha em um ponto dentro de cada ambiente. O material coletado foi imediatamente preservado com formol à concentração final 4%.

Para a identificação da comunidade zooplancônica, foi utilizado o microscópio estereoscópio e microscópio óptico com o auxílio da bibliografia especializada (Elmoor-Loureiro 1997; Souza e Loureiro 2019; Matsumura-Tundisi 1986). A contagem foi realizada por lâminas tipo Sedgwick-Rafter, sendo contado 10 lâminas com 3 mL da amostra de cada ponto contabilizando 30 mL por ponto amostral. A densidade de cada táxon foi estimada a partir da seguinte equação para o volume filtrado:

$$V_f = \pi \cdot r^2 \cdot d.$$

Onde “ $V_f$ ” se refere ao volume filtrado, “ $r$ ” o raio da boca da rede e “ $d$ ” a distância percorrida.

Foi utilizado uma sonda multiparâmetro para medição da temperatura, oxigênio dissolvido (%), pH e condutividade, afim de caracterizar os pontos amostrais.

#### Análise da Paisagem

Para determinação da paisagem, foi construída uma base cartográfica do limite territorial do Brasil, limite dos domínios fitofisionômicos no território da Bahia, limite territorial da Bahia e sua rede hidrográfica, utilizando arquivos *shapefile* da base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2022), cedidas gratuitamente em portal online. Todos os dados foram processados no software QGIS 3.16.

Para a análise de uso da terra, os dados foram adquiridos, de forma gratuita, na plataforma do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (Projeto MAPBIOMAS 2021), da coleção 7 para o ano de 2021, referente a uma série histórica produzida pelos satélites Landsat. Foi utilizada uma resolução espacial de 30 metros para os dados de tamanho da área, extensão e delimitação das classes.

### **Zona de Influência (ZI) entre sistema aquático-terrestre**

Para cada ponto amostral foram criados buffers com raio de 2 km para analisar o efeito da qualidade ambiental da região próxima aos pontos amostrados sobre a diversidade da comunidade zooplancônica. Poucos estudos relacionaram a variação espacial (buffer circular) de uso da terra com a comunidade zooplancônica em escalas maiores, sendo mais exploradas as interações locais da comunidade zooplancônica com o uso da terra considerando buffers entre 50 m a 500 m (Meier et al. 2015; Usio et al. 2017; Mwaijengo et al. 2019). Contudo, esses organismos são sensíveis as condições de qualidade da água.

Por exemplo, Valentim et al. (2024) identificaram que áreas de preservação permanente (APP) terrestres mesmo as que não são dedicadas para os ecossistemas ribeirinhos, proporcionam algum grau de proteção aos ecossistemas de água doce contidos nos seus limites. Assim, a manutenção dos sistemas hídricos reflete na qualidade da biodiversidade abrigada nesses habitats. Uma vez que a área de APP abrange os múltiplos fatores que causam estresse entre os diferentes habitats pertencentes as delimitações dessa área mais amplas.

Já Mwaijengo et al. (2020), encontraram uma forte relação das condições limnológicas com variações de escalas espaciais maiores, assim como os macroinvertebrados que apresentaram uma ligação mais forte com zonas de buffer dentro de raios de 100 m e 2 km. Entretanto, é necessário ressaltar que tanto os organismos quanto os aspectos físicos e químicos podem responder de formas diferentes a depender da escala espacial associada a dimensão do nível da ordem da bacia hidrográfica estudada (Ding et al. 2016). Dessa forma, o buffer circular (2 km) está representando a zona de influência da paisagem sobre os sistemas aquáticos amostrados.

O cálculo das áreas de cada uso da terra em km<sup>2</sup> foi realizado pela ferramenta “r.report”. Para todas as etapas citadas, assim como para a elaboração dos mapas, foi utilizado o *software* livre de informações geográficas QGIS 3.16.

#### **Análise das métricas da paisagem.**

Para avaliar como a biodiversidade da comunidade zooplancônica se comporta em diferentes níveis de estresse antrópicos, definimos três métricas da paisagem para cada ponto amostral, considerando o buffer descrito anteriormente.

A primeira métrica foi o Índice de Transformação Antrópica (ITA), que determinou o grau de ação antrópica para o ano de 2021 em cada ponto amostral. O cálculo é dado pela equação:  $\sum (\% \text{ uso} \times \text{peso}) / 100$ , em que se considera os percentuais de uso da terra e o peso de importância de cada uso dada pela literatura disponível (Lémechev 1982), resultando em um índice que varia em uma escala de 1 a 10 - de menos degradado (1), para o mais degradado (10). Posteriormente, Cruz et al. (1998) reorganizaram os valores do ITA em categorias que variam desde: i) áreas pouco degradadas (0-2,5), ii) regulares (2,6-5), iii) degradadas (5,1-7,5) até iv) áreas muito degradadas (7,6-10).

A segunda métrica foi baseada na separação das áreas a partir das categorias de uso da terra: origem nativa e antrópica. Classificamos as categorias de uso da terra seguindo as naturezas de cada categoria indicada na descrição disponível pelo MAPBIOMAS (2021). Foi considerado como nativa a somatória das seguintes categorias de uso da terra: formação florestal, formação savânica, formação campestre, rio, lago e oceano, campo alagado e área pantanosa, outras formações não florestais, restinga herbácea e afloramento rochoso. Já para os usos antrópicos as categorias somadas foram: algodão (beta), área urbanizada, café,

mosaico de usos (agricultura e pastagem), outras áreas não vegetadas, outras lavouras perenes, outras lavouras temporárias, pastagem, silvicultura e soja. Posteriormente, foi calculado uma correlação linear através do pacote “ggplot2”.

Já a terceira métrica representou uma medida de heterogeneidade ambiental da zona de influência do sistema aquático-terrestre de cada ponto amostrado. Primeiramente, para as análises referente aos sistemas aquáticos foi utilizado o índice da diversidade beta. A segunda etapa da análise foi calculada a partir dos dados de área do uso da terra, uma análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP), considerando a distância euclidiana das categorias de uso padronizadas. A partir dessa análise foi extraída a distância média de cada local em relação ao centroide de um grupo, gerando assim os valores referente as distâncias da heterogeneidade ambiental. Posteriormente calculamos uma correlação não linear com os dados da diversidade beta e heterogeneidade ambiental utilizando o pacote “ggplot2” com o ajuste “loess”.

#### **Análises de dados**

Os atributos da comunidade riqueza de espécies observada (Magurran 2003), densidade de indivíduos, índice de diversidade de Shannon e equitabilidade (Krebs 1998) foram utilizados como medidas de diversidade alfa. Para demonstrar a riqueza de espécies únicas e compartilhadas em cada domínio fitofisionômico, foi construído um diagrama de Venn.

Para verificar a diferenças espaciais na composição da comunidade zooplanctônica ao longo dos pontos amostrais entre os domínios fitofisionômicos, foi calculada uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) (Anderson 2001), seguida de uma análise de coordenadas principais (PCoA) para visualização da variação na composição da comunidade zooplanctônica entre os pontos amostrais.

A diversidade beta foi calculada por uma análise de dispersão permutacional multivariada (PERMDISP) (Anderson et al. 2006), e posteriormente foi testada pela análise de variância (ANOVA) a relação entre os domínios fitofisionômicos. O índice da diversidade beta foi representado com a distância média aos centroides de cada grupo calculada pela PERMDISP.

Considerando os diferentes domínios fitofisionômicos analisados, optou-se pela utilização de diferentes estratégias para avaliar a paisagem como: área de uso da terra, o ITA e as classificações do uso da terra em áreas nativas e antrópicas para identificar o grau de influência sobre a comunidade zooplanctônica.

Foi construída uma tabela para examinar a correlação entre os atributos da comunidade e o ITA. Para avaliar as diferenças dos índices da paisagem (ITA e heterogeneidade ambiental) entre os domínios foram calculadas através de ANOVAs. Já para avaliar a influência das categorias de uso da terra (áreas nativas x áreas antrópicas) sobre a diversidade beta zooplanctônica, foi calculada uma correlação de Pearson entre tais categorias e os valores de diversidade beta de cada local.

Por fim, para identificar a melhor combinação das categorias de uso da terra associada com a comunidade zooplanctônica foi realizado um procedimento de BIOENV (Clarke e Ainsworth, 1993). A melhor combinação foi testada através do teste de Mantel (999 permutações).

Todas as análises foram realizadas em RStudio 4.2.2, a partir dos pacotes “vegan” e “BiodiversityR” e para a confecção dos gráficos utilizamos o pacote “ggplot2”. A significância para todas as análises foi  $p < 0,05$ .

## RESULTADOS

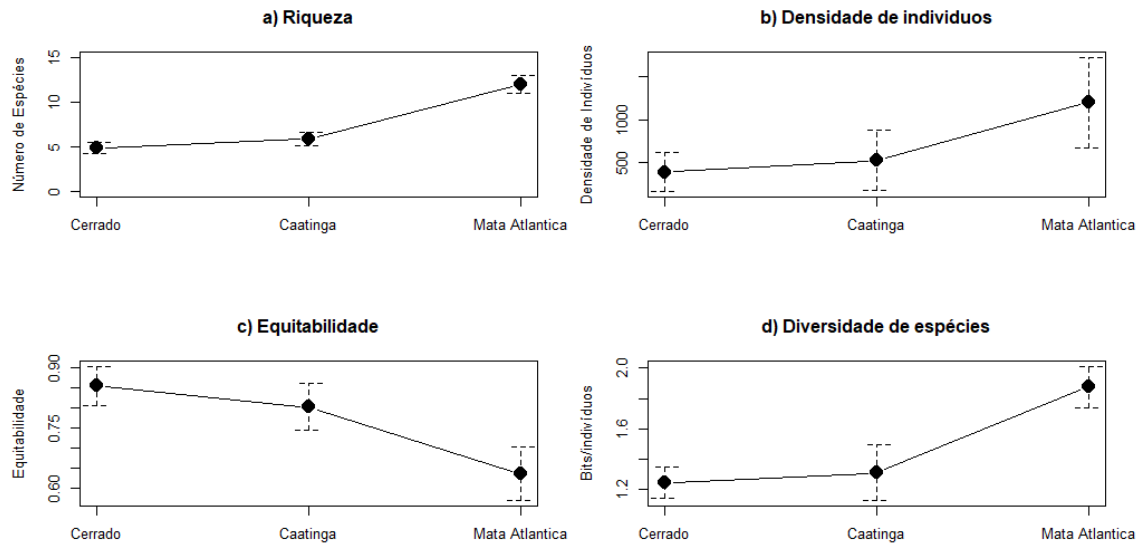
### Análise da Comunidade

Foram identificados 137 táxons zooplancctônicos nos 49 locais amostrados (Tabela 1 – Material Suplementar). Os rotíferos apresentaram 73 táxons, seguido pelos cladóceros (40 táxons), e copépodes (25 táxons). Do total encontrado, 39 táxons ocorreram no (ZI) Cerrado, 45 táxons na (ZI) Caatinga e 89 táxons na (ZI) Mata Atlântica. Entre os domínios, o (ZI) Cerrado possuiu 25 táxons exclusivos, enquanto a (ZI) Caatinga possui 27 e a (ZI) Mata Atlântica com 75 táxons exclusivas (Fig. 4).



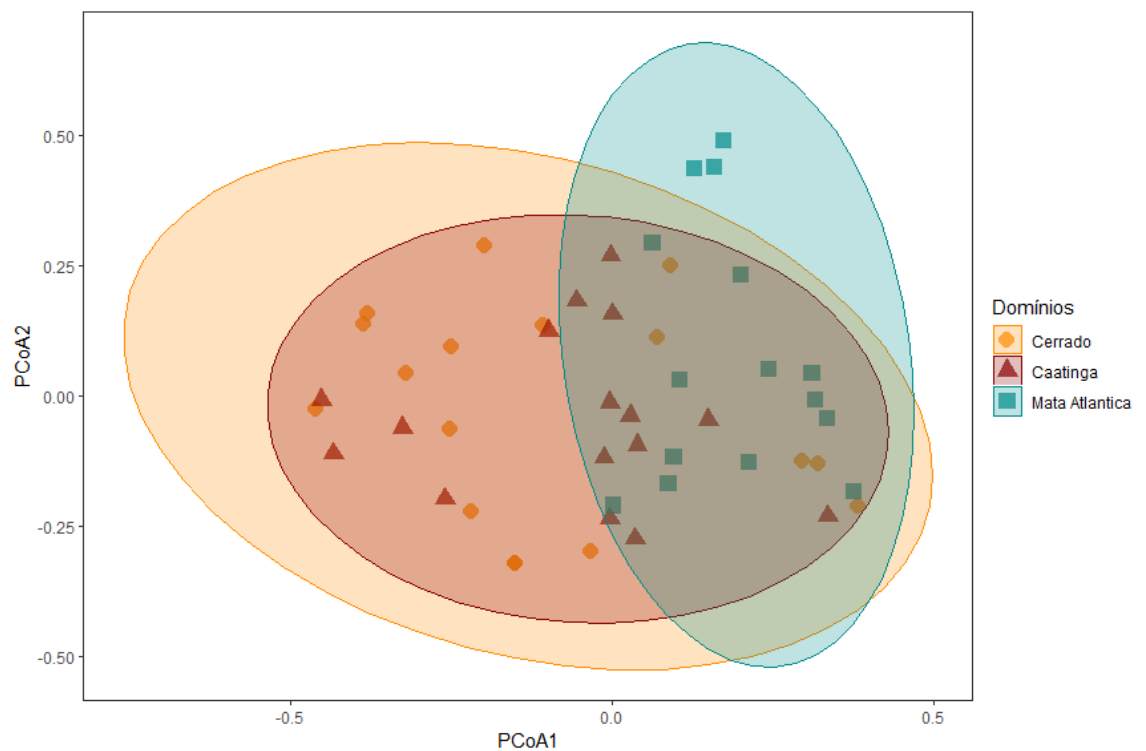
**Fig. 4** Diagrama de Venn mostrando a riqueza de espécies nos três domínios fitofisionômicos do estado da Bahia.

A riqueza de espécies diferiu entre as zonas de influência dos domínios fitofisionômicos ( $p$ -valor  $< 0,05$ ): sendo que a riqueza da (ZI) Mata Atlântica diferiu significativamente tanto no (ZI) Cerrado ( $p$ -valor  $< 0,05$ ), quanto na (ZI) Caatinga ( $p$ -valor  $< 0,01$ ) (Fig. 5a). A densidade de indivíduos também foi maior na (ZI) Mata Atlântica, mas não diferiu entre os domínios ( $p$ -valor = 0,28) (Fig. 5b). A diversidade de Shannon diferiu entre os domínios fitofisionômicos ( $p$ -valor  $< 0,05$ ), sendo observado uma diferença significativa entre a (ZI) Mata Atlântica e (ZI) Cerrado ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) e (ZI) Mata Atlântica e (ZI) Caatinga ( $p$ -valor = 0,02) (Fig. 5d). Já a equitabilidade diferiu entre os domínios ( $p$ -valor  $< 0,05$ ), sendo a (ZI) Mata atlântica com maior dominância de espécies (isto é, menor equitabilidade;  $p$ -valor  $< 0,05$ ) (Fig. 5c).



**Fig.5** Índices ecológicos para a comunidade zooplancônica para os domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia). (riqueza, densidade de indivíduos, equitabilidade e diversidade Shannon) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

A composição da comunidade zooplancônica diferiu entre os domínios fitofisionômicos (PERMANOVA, pseudo  $F = 2,16$ ;  $p$ -valor  $< 0.01$ ). Foi possível observar também pela PCoA uma sobreposição entre o (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga, a comunidade zooplancônica (Fig. 6).

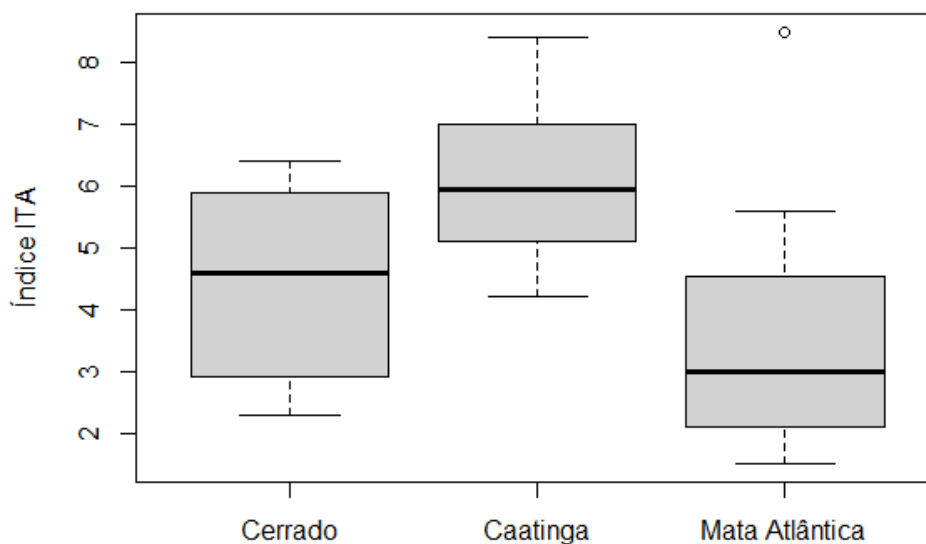


**Fig. 6** Análise de Coordenadas Principais (PCoA) na estrutura da comunidade zooplancônica para os domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

### Análise da Paisagem (Métricas 1 e 2)

Foram registrados 18 tipos de classes de uso da terra nas zonas de influência dos sistemas aquáticos no (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica. Observou-se uma maior porcentagem de áreas naturais na (ZI) Mata Atlântica com 73,9%, seguido do (ZI) Cerrado (59%) e (ZI) Caatinga (47,8%). As categorias de usos com maiores porcentagens foram formação savânica (30,3%), formação florestal (22,6%), pastagem (19,8%) e mosaico de uso (agricultura e pastagem) (8,4%).

O ITA variou de pouco degradado a muito degradado entre os domínios fitofisionômicos: sendo que o (ZI) Cerrado variou de pouco degradado (ITA = 2,3) a degradado (ITA = 6,4). Já a (ZI) Caatinga variou de regular (ITA = 3,5) a muito degradada (ITA = 8,4); e a (ZI) Mata Atlântica, de pouco degradada (ITA = 1,5) a muito degradada (ITA = 8,5). Entre os domínios fitofisionômico, o ITA diferiu entre (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga (p-valor < 0,05) e (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (p-valor < 0,01), sendo média, maiores valores do ITA encontrados no domínio da (ZI) Caatinga (Fig. 7).



**Fig. 7** Relação do Índice de Transformação Antrópica entre (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica na Bahia entre julho de 2022 a outubro de 2023.

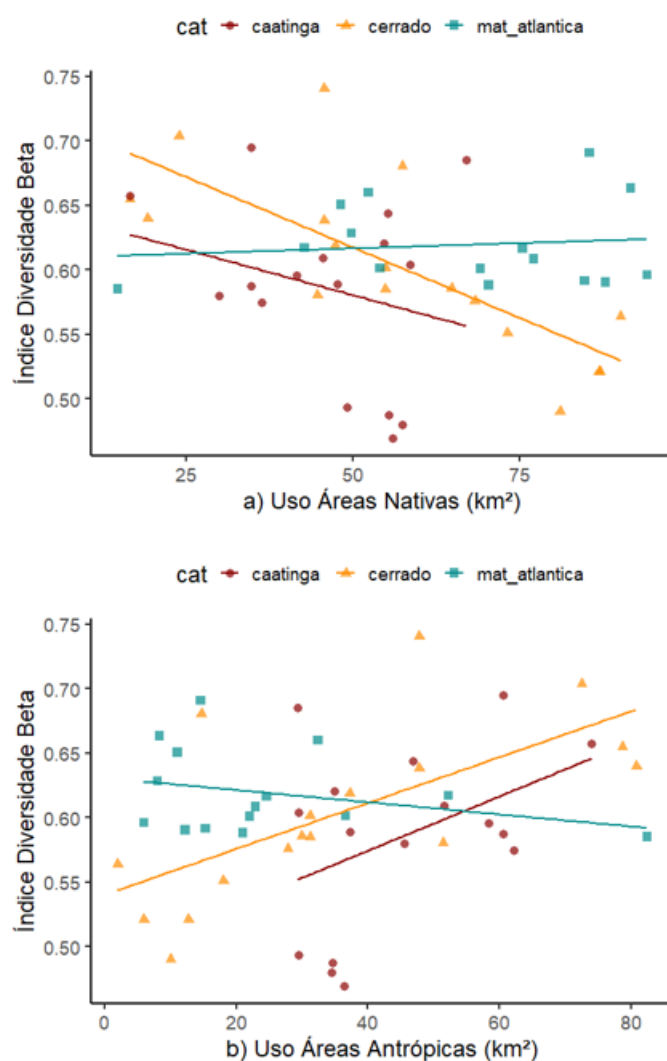
A análise de correlação de Pearson não revelou nenhuma diferença significativa entre a relação do ITA com os atributos da comunidade (riqueza, equitabilidade e abundância) (Tabela 1).

**Tabela 1** – Correlações de Pearson entre o Índice de Transformação Antrópica e os atributos da comunidade zooplanctônica para os domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

	Cerrado		Caatinga		Mata Atlântica		Total	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
Riqueza de espécies	0,22	0,40	0,19	0,47	0,22	0,43	-0,10	0,49
Equitabilidade	0,05	0,84	0,29	0,27	-0,15	0,60	0,05	0,75

Abundância	0,04	0,89	0,39	0,13	0,18	0,52	-0,01	0,94
------------	------	------	------	------	------	------	-------	------

Em relação a segunda métrica, houve uma correlação negativa entre a quantidade de áreas antrópicas e áreas nativas ( $r = -0,90$ ,  $p$ -valor  $< 0,01$ ). Para o domínio do (ZI) Cerrado, a diversidade beta zooplanctônica se correlacionou negativamente com as áreas nativas ( $r = -0,75$ ,  $p$ -valor  $< 0,01$ ; Fig. 8a), e positivamente com as áreas antrópicas ( $r = 0,65$ ,  $p$ -valor  $< 0,01$ ; Fig. 8b), indicando redução da variação da comunidade com o aumento de área nativa desse domínio e aumento desta com a antropização. Tendências similares, mas não significativas, foram encontradas também para a (ZI) Caatinga (Figs 8a e 8b). Já para a (ZI) Mata Atlântica, a diversidade beta não apresentou associação com nenhuma das áreas (Figs. 8a e 8b).

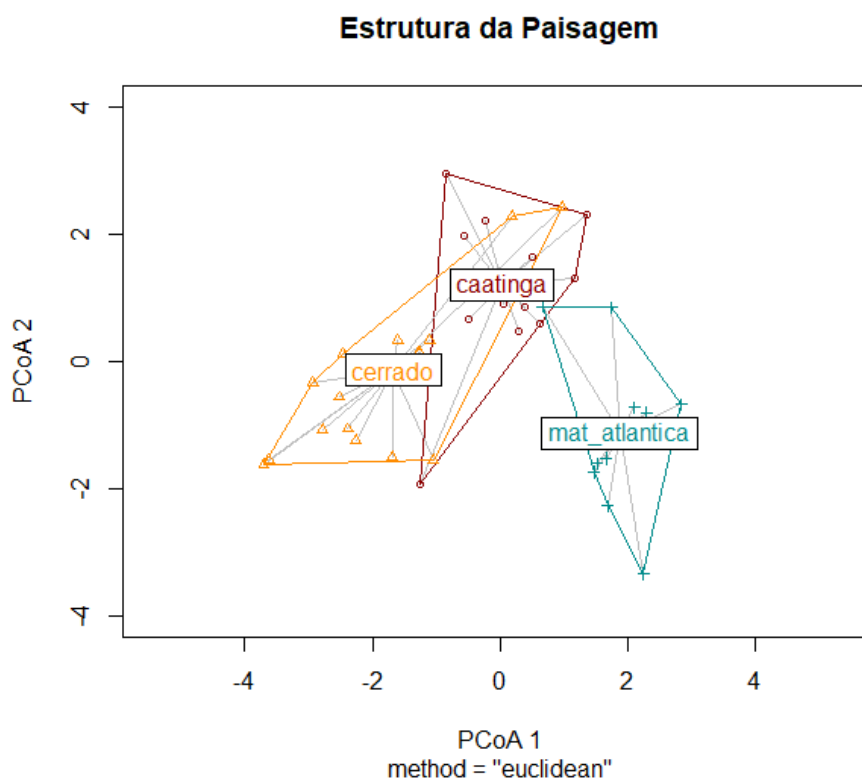


**Fig. 8** Relação da Diversidade beta e as categorias de uso da terra entre os domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

Houve diferença significativa na estrutura da paisagem entre as áreas de influência dos domínios (PERMANOVA:  $F = 5,86$ ,  $p$ -valor  $< 0,01$ ), porém, não houve mudança na variação dos usos da terra entre



os domínios (PERMDIPS:  $F= 1,44$ ,  $p\text{-valor} = 0,26$ ), mas, foi possível observar uma maior semelhança entre a paisagem do (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga (Fig. 9).



**Fig. 9** Análise de Coordenadas Principais das classes de uso da paisagem nos domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

### Analises dos componentes da comunidade com os componentes da paisagem (Métrica 3)

Os resultados para a diversidade beta identificaram padrões semelhantes entre os domínios fitofisionômicos ( $F = 0,97$ ,  $p\text{-valor} = 0,38$ ). Quando analisamos o ITA em relação a diversidade beta, os resultados indicaram uma correlação significativa apenas no (ZI) Cerrado (Tabela 2).

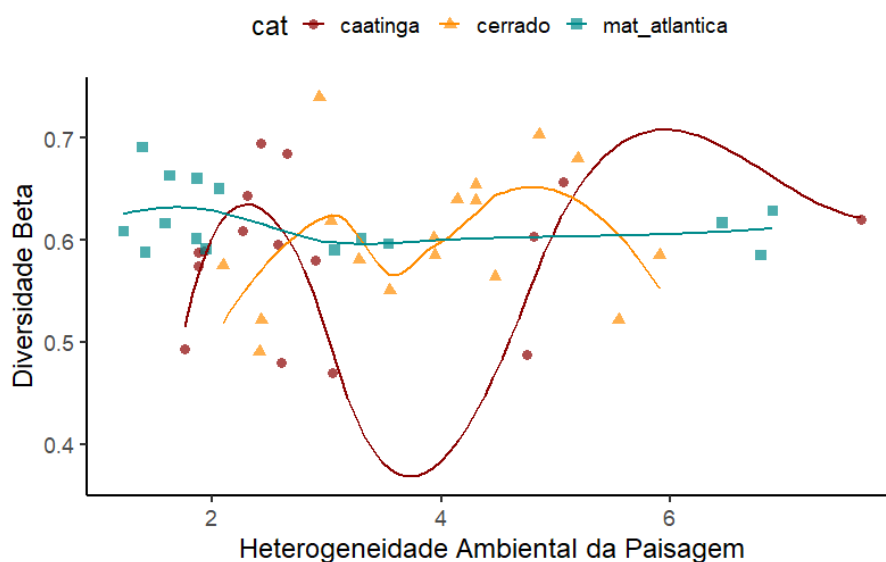
**Tabela 2** – Correlações de Pearson entre o Índice de Transformação Antrópica e a diversidade beta para os domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

	Cerrado		Caatinga		Mata Atlântica		Total	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
Diversidade Beta	0,79	<b>&lt; 0,01</b>	0,19	0,47	-0,17	0,54	0,13	0,39

\*Os valores significativos estão em negrito ( $p < 0,05$ ).

Quando consideramos a predição iii) a correlação não linear da relação entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental (dissimilaridade da paisagem), indicou um comportamento semelhante entre

(ZI) Cerrado e a (ZI) Caatinga uma tendência positiva do aumento da diversidade beta com a dissimilaridade ambiental, com a diversidade beta oscilando ao longo do gradiente ambiental. Já para a (ZI) Mata Atlântica, essa relação foi negativa ( $r = -0,26$ ,  $p$ -valor = 0,33), com pouca variação nos pontos amostrais ao longo do gradiente ambiental (Fig. 10).



**Fig. 10** Relação da diversidade beta com a heterogeneidade ambiental da paisagem nos domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

As categorias de uso da terra selecionadas pelo BIOENV como as mais importantes para explicar a diversidade beta da comunidade zooplanctônica entre os três domínios fitofisionômicos foram: formação florestal, mosaico de uso (agricultura e pastagem), rio lago e oceano, Algodão (beta) e afloramento rochoso. O resultado do teste de Mantel considerando a seleção dos usos selecionados pelo BIOENV e diversidade beta foi significativo. Desta forma, quando dois locais apresentaram maior dissimilaridade ambiental entre as categorias de uso da paisagem maior a diferença na composição de espécies (Tabela 3).

**Tabela 3** – Teste de Mantel entre a matriz de dissimilaridade da comunidade zooplanctônica e as categorias de uso da terra selecionadas para os domínios fitofisionômicos do (ZI) Cerrado, (ZI) Caatinga e (ZI) Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

	Cerrado		Caatinga		Mata Atlântica		Total	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
Teste de Mantel	0,12	0,20	0,24	0,13	-0,07	0,69	0,35	<b>&lt; 0,01</b>

\*Os valores significativos estão em negrito ( $p < 0,05$ ).

## DISCUSSÃO

A proposição inicial de se avaliar as associações da biodiversidade de microrganismos aquáticos e indicadores da paisagem a partir de três métricas distintas se mostrou eficiente. Sendo a primeira métrica proposta a que melhor explicou a relação entre a paisagem sobre a diversidade da comunidade zooplanctônica, permitindo identificar o grau de transformação antrópica de forma pontual em cada unidade amostral. Os resultados desse estudo mostraram que as atividades antrópicas influenciaram a paisagem entre os domínios fitofisionômicos analisados. Assim, corroborando à hipótese inicial, a diversidade taxonômica da comunidade zooplanctônica respondeu significativamente às variações da paisagem quando comparamos as zonas de influência entre os domínios fitofisionômicos, uma vez que os menores indicadores de estresse ambiental foram, em geral, observados para a (ZI) Mata Atlântica, local em que foram observados os maiores valores de riqueza, diversidade de táxons e abundância dos organismos (diversidade alfa).

Além disso, as análises indicaram que a estrutura da paisagem do (ZI) Cerrado e a (ZI) Caatinga são mais semelhantes quando comparado com a (ZI) Mata Atlântica, refletindo tanto a partir dos valores do ITA, quanto considerando porcentagem de áreas nativas e antrópicas ou ainda a partir dos valores de heterogeneidade ambiental. Tal resultado pode ter relação não somente pela proximidade geográfica entre os domínios, mas também pelos fatores que promoveram as mudanças nas espécies e nas características da paisagem, que ocorreram de forma semelhante, sendo influenciado também pelo grau de eutrofização refletindo na composição da comunidade zooplanctônica nesses dois domínios (Diniz et al. 2021).

As análises conjuntas dos resultados das métricas de paisagem reforça ainda a importância de múltiplas abordagens para o melhor entendimento das variações na biodiversidade. Por exemplo, a partir das correlações positivas entre diversidade beta e ITA para o (ZI) Cerrado, e diversidade beta e porcentagens de áreas antrópicas observados para o (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga, sugerem que a combinação das categorias de uso de origem nativo e antrópico criam um mosaico de paisagem que favorece a substituição das espécies. Outros estudos também relatam que as variações nas condições ambientais estejam impulsionando a uma alta rotatividade de espécies (Maloufi et al. 2016).

Por outro lado, os maiores valores do Índice de Transformação Antrópica (ITA) encontrados nos pontos amostrais da (ZI) Caatinga sugerem maior sensibilidade deste domínio fitofisionômico, o que pode ser agravado pelas mudanças climáticas e aumento da probabilidade de desertificação da área (Souza et al. 2015; Souza et al. 2015). Outro fator que corrobora esse resultado são as atividades relacionadas a pecuária, que estão avançando ao ponto de se tornar uma das principais atividades econômicas para a região (Alves et al. 2009). Com essas atividades ocorrendo de forma indiscriminada, associado às fragilidades naturais encontrada nesse domínio, os recursos hídricos estão sendo afetados, causando uma redução da diversidade biológica e na produção primária (Alves et al. 2009).

Já na (ZI) Mata Atlântica, foi encontrada uma maior porcentagem de espécies exclusivas que está inserida em uma zona de buffer que incorporou maiores porcentagem de áreas nativas, pertencentes as manchas florestais remanescentes. Fator esse que pode explicar o porquê a (ZI) Mata Atlântica não seguiu o mesmo padrão observados nos outros domínios fitofisionômicos. Apesar de compartilhar espécies com o (ZI) Cerrado e a (ZI) Caatinga, os grupos de zooplâncton respondem de maneira diferente aos filtros ambientais presentes nos domínios (Cabral et al. 2020).

Embora o comportamento das espécies não pode ser explicado por um único indicador, uma vez que as variações ambientais causam condições nos ecossistemas capazes de estruturar e renovar as comunidades bióticas (Stegen et al. 2013; Astorga et al. 2014), estudos indicam que os organismos aquáticos podem ser controlados por características espaciais e ambientais (Soininen et al. 2007). Nesse sentido, outros tipos de filtros ambientais, podem estar atuando na diversidade local, causando aumento ou diminuição da diversidade beta nesses ambientes (Hawkins et al. 2015). Relação que é discutida por Diniz et al. (2021), eles mostram que embora as respostas das comunidades sejam semelhantes, os filtros ambientais dentro de cada região são diferentes ao realizar essa seleção de espécies, respondendo assim de formas diferentes as variáveis limnológicas.

Os resultados da terceira métrica proposta, a heterogeneidade ambiental medida a partir das categorias de uso da terra, demonstraram que a diversidade beta foi influenciada pela heterogeneidade da paisagem de formas diferentes entre os domínios, o que contribui parcialmente para a terceira predição desse estudo. O (ZI) Cerrado e a (ZI) Caatinga, apresentam uma variação da diversidade beta ao longo do gradiente da heterogeneidade ambiental de forma similar entre eles, evidenciando que apesar de distintas, as transformações promovidas pela paisagem estão modificando a distribuição das espécies nesses domínios de maneira semelhante. Já a (ZI) Mata Atlântica apresentou um comportamento mais regular, o que pode indicar que os locais analisados nesse domínio são mais semelhantes entre si.

Apesar da região de interface ambiente aquático-terrestre do (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga serem os domínios com maiores graus de transformações antrópicas, os resultados da biodiversidade indicam que a influência antrópica nesses locais sobre a paisagem não necessariamente levará a uma homogeneização de habitat (Flohre et al. 2011; Hawkins et al. 2015). Contudo, o aumento da diversidade beta nesses ambientes pode estar relacionado às constantes modificações da paisagem que afetam de formas diferentes as espécies locais, contudo a biodiversidade da comunidade zooplanctônica está respondendo negativamente a essas transformações, uma vez que a diversidade alfa foi menor no (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga comparado com a (ZI) Mata Atlântica onde observou-se a maior porcentagem de áreas nativas. Stoll et al. (2016) e Agra et al. (2021) atribuíram às diferentes respostas de organismos aquáticos aos níveis de perturbação antrópica, resultados similares aos encontrados aqui.

As diferentes formas de medir a variação ambiental a partir das métricas de paisagem utilizadas nesse estudo auxiliaram na compreensão da distribuição espacial da diversidade zooplanctônica. A primeira métrica (ITA) é impulsionada por pesos maiores em áreas com atividades antrópicas, evidenciando a relação do (ZI) Cerrado com as áreas antropizada, onde a diversidade beta foi positivamente associada, auxiliando na compreensão da diversidade beta nos domínios expostos a intensa transformações antrópicas. Já a segunda métrica, se divide em duas categorias, com peso para ambientes naturais e áreas antropizada, auxiliou para compreender que a diversidade beta nos domínios expostos a intensa transformações antrópicas que apresentaram um padrão semelhante entre os gradientes.

Por fim, a terceira métrica, a qual manteve uma padronização para as categorias de uso da terra, sem dar pesos a usos específicos, criou uma condição importante para se confirmar que o padrão apresentado pelo (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga não se manteve somente quando isolamos os gradientes, mas também permanece nas diferentes escalas das paisagens analisada. Enquanto que, na (ZI) Mata Atlântica,

a pouca variação na paisagem refletiu também em mudanças reduzidas na diversidade beta de espécies da região estudada.

Esse estudo é um passo para compreender o papel da paisagem na distribuição espacial da biodiversidade aquática. É necessário ampliar esta proposta para outras áreas, afim de consolidar, o uso de métricas da paisagem como indicadoras de perturbações sobre os ecossistemas aquáticos (Souza et al. 2021). Isto dará suporte para que as tomadas de decisões sejam direcionadas adequadamente para realizar uma gestão e manejo dos recursos hídricos de maneira eficiente.

### **Conclusões**

Para concluir, nossos resultados confirmam que a utilização das três métricas foram importantes na compreensão da relação das variações da paisagem com a comunidade zooplânctônica, a primeira métrica foi impulsionada por pesos maiores em áreas com atividades antrópicas, evidenciando a relação do (ZI) Cerrado com as áreas antropizada. A segunda métrica implicou em um peso para ambientes naturais e áreas antropizada, auxiliou a compreender o comportamento da diversidade beta nos domínios expostos a intensa transformações antrópicas. Já a terceira métrica manteve uma padronização para as categorias de uso da terra, sem dar pesos a usos específicos, criando assim uma importante condição para se confirmar que o padrão apresentado pelo (ZI) Cerrado e (ZI) Caatinga não se manteve somente quando isolamos os gradientes. Dessa forma, visa a necessidade de ampliar essa mesma metodologia para outros ambientes para expandir os conhecimentos e melhorar os métodos que avaliam a relação entre habitat e as comunidades aquáticas. E assim dar suporte para as tomadas de decisões que envolve o manejo desses ambientes.

## Referências

- Agra J, Ligeiro R et al. (2021). Anthropogenic disturbances alter the relationships between environmental heterogeneity and biodiversity of stream insects. *Ecological Indicators*, v. 121, p. 107079.
- Alves D et al. (2013). Qualidade da água em rios urbanos: um estudo de caso sobre o rio tambay-bayeux-pb/brasil. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, v. 6, n. 1, p. 21-31.
- Alves J J A, Araújo M A, Nascimento S S (2009). Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 3, p. 126-135.
- Anderson M J, Ellingsen K E, Mcardle B H (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, v. 9, n. 6, p. 683-693.
- Anderson, M. J (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, Sidney, v. 26, p. 32-46.
- Antongiovanni M, Venticinque E M, Fonseca C R (2018). Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. *Landscape Ecology*, v. 33, p. 1353-1367.
- Arellano L, Halffter G (2003). Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. *Acta zoológica mexicana*, n. 90, p. 27-76.
- Astorga A et al. (2014). Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, v. 4, n. 13, p. 2693-2702.
- Blackburn-Desbiens P et al. (2023). Integrating hydrological connectivity and zooplankton composition in Arctic ponds and lakes. *Freshwater Biology*, v. 68, n. 12, p. 2131-2150.
- Braghin L SM et al. (2015). Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. *Aquatic Ecology*, v. 49, n. 2, p. 175-187. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9514-7>
- Brannstrom C et al. (2008). Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land use policy*, v. 25, n. 4, p. 579-595.
- Bridgewater S, Ratter J A, Ribeiro J (2004). Biogeographic patterns,  $\beta$ -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity & Conservation*, v. 13, p. 2295-2317, 2004.
- Cabral C R et al. (2020). Zooplankton species distribution, richness and composition across tropical shallow lakes: A large scale assessment by biome, lake origin, and lake habitat. In: *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences, p. 25.
- Caetano R et al. (2022). Uso de índices espectrais na caracterização da cobertura vegetal em região de Caatinga do Semiárido Baiano. *Revista de Geociências do Nordeste*, v. 8, n. 2, p. 28-43.
- Cardoso P et al. (2014). Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, v. 41, n. 4, p. 749-761.
- Cardoso, P et al. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological conservation*, v. 242, p. 108426.
- Clarke K R, Ainsworth M A (1993). Method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology-Progress Series*, v. 92, p. 205-205.
- Coelho M S et al. (2018). Species turnover drives  $\beta$ -diversity patterns across multiple spatial scales of plant-galling interactions in mountaintop grasslands. *PLoS One*, v. 13, n. 5, p. e0195565.

- Cohen G M, Shurin J B (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, v. 103, n. 3, p. 603-617.
- Costa R R et al. (2014). Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB)*, n. 32, p. 52-64.
- Crabot J et al. (2020). Drying determines the temporal dynamics of stream invertebrate structural and functional beta diversity. *Ecography*, v. 43, n. 4, p. 620-635.
- Cruz C B M, Teixeira A J A (1998). Carga Antrópica da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 9.*, Santos. Anais...São José dos Campos: INPE.
- Ding J et al. (2016). Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the total environment*, v. 551, p. 205-216.
- Diniz L P et al. (2021). Environmental filter drives the taxonomic and functional  $\beta$ -diversity of zooplankton in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 848, p. 1881-1895.
- Dionizio E A, Costa M (2019). Heil. Influence of land use and land cover on hydraulic and physical soil properties at the cerrado agricultural frontier. *Agriculture*, v. 9, n. 1, p. 24.
- Drummond G M, Martins C S, Machado A M, Sebaio F A, Antonini Y (2005). *Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação*. 2 ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Dutra G F et al. (2012). *Biodiversidade e desenvolvimento na Bahia. Bahia Análise & Dados*, Salvador, v. 22, n. 3, p. 485-502.
- Elmoor-Loureiro L (1997). *Manual de identificação de cladóceros Limnicos do Brasil*. Brasília: Universa, v. 156
- Faria M B, Kaizer M C (2020). Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia e Rodentia): estudo de impacto ambiental em uma região de ecótono entre a Mata Atlântica e a Caatinga. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, v. 89, n. 1, p. 74-82.
- Flohre A et al. (2011). Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecological Applications*, v. 21, n. 5, p. 1772-1781.
- Gardner T A et al. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology letters*, v. 12, n. 6, p. 561-582.
- Gaston K J (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, v. 405, n. 6783, p. 220-227.
- Girardi E P (2014). Cartografia Geográfica Crítica e o Desenvolvimento Do'atlas da Questão Agrária Brasileira'. *Revista do Departamento de Geografia*, p. 302-331.
- Guedes T B, Sawaya R J C, Nogueira C (2014). Biogeography, vicariance and conservation of snakes of the neglected and endangered Caatinga region, north-eastern Brazil. *Journal of Biogeography*, v. 41, n. 5, p. 919-931.
- Havel J E, Shurin J B (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, v. 49, n. 4part2, p. 1229-1238.
- Hawkins C P et al. (2015). Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, n. 4, p. 483-494.
- Heino J et al. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 5, p. 845-869.
- Heino J et al. (2019). Predicting beta diversity of terrestrial and aquatic beetles using ecogeographical variables: insights from the replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, v. 46, n. 2, p. 304-315.

Heino J, Melo A S, Bini L M (2015). Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 2, p. 223-235.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022). Publicação <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acessado em 26 de Setembro de 2022.

Krebs CJ (1998) *Ecological methodology*, 2nd edn. Harper & Row New York, New York.

Lang S, Blaschke T (2009). *Análise da Paisagem com SIG [Brazil version]*.

Leal I R, Tabarelli M, Silva J M C (2003). (Ed.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária UFPE.

Legendre P, Borcard D, Peres-Neto P R (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological monographs*, v. 75, n. 4, p. 435-450.

Lima V P, Calado D (2020). Morphological characterization of insect galls and new records of associated invertebrates in a Cerrado area in Bahia State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 78, p. 636-643, 2018.  
Lopes, RJ C. et al. Uso de índices de vegetação por sensoriamento remoto para estudos da Caatinga: uma revisão sistemática. *Gaia Scientia*, v. 14, n. 1, p. 104-116.

Magurran A E (2003). *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell

Magurran A E (2004). *Ecological Diversity and Its Measurement*.

Maloufi, S et al. (2016). Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper  $\beta$ -diversity across phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 61(5), 633–645. doi:10.1111/fwb.12731

Marques M CM, Swaine M D, Liebsch D (2011). Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and conservation*, v. 20, p. 153-168.

Matsumura-Tundisi T (1986). Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 46: 527–553. Available at: <http://www.csa.com/partners/viewrecord.php?requester=gs&collection=ENV&recid=1747502>.

Maxwell S L, Fuller R A, Brooks T M, Watson J E M (2016). The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536, 143-145. doi:10.1038/536143a

Meier S, Luoto M, Soininen J (2015). The effects of local, buffer zone and geographical variables on lake plankton metacommunities. *Hydrobiologia*, v. 743, p. 175-188.

Morante-Filho J C et al. (2015). Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One*, v. 10, n. 6, p. e0128923.

Moses N et al. (2017). Effect of riparian land-use and water chemistry on zooplankton distribution. *Journal of Advanced Research in Applied Sciences and Engineering Technology*, v. 6, n. 1, p. 37-49.

Mwaijengo G N et al. (2020). Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Science of the Total Environment*, v. 715, p. 134825. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134825>

MYERS N et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858.

Nascimento R SM, Cardoso J A, Coccozza F DM (2014). Caracterização física e físico-química de frutos de mangabeira (*Hancornia speciosa* Gomes) no oeste da Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, p. 856-860.

Prado D E (2000). Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 57, n. 3, p. 437-461.



Projeto Mapbiomas (2022). Coleção 7 - Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/o-projeto>>.

QGIS.org. QGIS 3.24.3 (2022). Geographic Information System API Documentation. QGIS Association.

Ramos E A, Nuvoloni F M, Lopes E R N (2022). Landscape Transformations and loss of Atlantic Forests: challenges for conservation. *Journal for Nature Conservation*, v. 66, p. 126152.

R-CORE-TEAM (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <https://www.r-project.org/>

Ribeiro H V, Santos G A, Paiva M M (2017). Análise das pressões antrópicas na bacia Paraguai/Jauquara-Mato Grosso. *Ciência e Natura*, v. 39, n. 2, p. 378-389.

Rolls R J et al. (2022). Change in beta diversity of riverine fish during and after supra-seasonal drought. *Landscape Ecology*, v. 37, n. 6, p. 1633-1651. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01424-w>

Santana R, Delgado R, Schiavetti A (2020). The past, present and future of vegetation in the Central Atlantic Forest Corridor, Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 20:1-14.

Santos T G, Gusmão L M O, Neumann-Leitão S, Cunha A G (2009). Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. *Revista Brasileira Engenharia de Pesca*. 4(1):44-56.

Shurin J B et al. (2003). Alternative stable states and regional community structure. *Journal of Theoretical Biology*, v. 227, n. 3, p. 359-368.

Silva S S, Izabel T S S, Gusmão, L P (2014). Fungos conidiais associados a substratos vegetais submersos em algumas áreas do bioma Caatinga. *Rodriguésia*, v. 65, p. 527-538.

Simões N R, Lansac-Tôha F A, Bonecker C C (2013). Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *International Review of Hydrobiology*, v. 98, n. 1, p. 24-33. Doi: <https://doi.org/10.1002/iroh.201201473>

Socolar J B et al. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. *Trends in ecology & evolution*, v. 31, n. 1, p. 67-80.

Soinin J et al. (2007). Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds. *Ecoscience*, v. 14, n. 2, p. 146-154.

Solórzano A, Brasil L S C A, Oliveira R R (2021). The Atlantic Forest ecological history: From pre-colonial times to the Anthropocene. *The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest*, p. 25-44.

Sousa B M et al. (2010). Répteis em fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica no Campo das Vertentes, estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 10, p. 129-138.

Sousa F.D.R. & Elmoor-loureiro L.M.A. (2019). Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae. *Papéis Avulsos de Zoologia* 59, 1–16. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.24>

Souza B I et al. (2015). Caatinga e desertificação. *Mercator (Fortaleza)*, v. 14, p. 131-150.

Souza B I, Menezes R, Câmara A R (2015). Efeitos da desertificação na composição de espécies do bioma Caatinga, Paraíba/Brasil. *Investigaciones geográficas*, n. 88, p. 45-59.

Souza C A et al. (2021). Impoundment, environmental variables and temporal scale predict zooplankton beta diversity patterns in an Amazonian river basin. *Science of The Total Environment*, v. 776, p. 145948.

Stegen J C et al. (2013). Stochastic and deterministic drivers of spatial and temporal turnover in breeding bird communities. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 2, p. 202-212.

Stoll S et al. (2016). Scale-dependent effects of river habitat quality on benthic invertebrate communities: implications for stream restoration practice. *Science of the Total Environment*, v. 553, p. 495-503.

Teixeira L P et al. (2021). How much of the Caatinga is legally protected? An analysis of temporal and geographical coverage of protected areas in the Brazilian semi-arid region. *Acta Botanica Brasilica*, v. 35, p. 473-485.

Tundisi J G, Matsumura-Tundisi T (2008). *Limnologia*. São Paulo, Oficina de Textos. 632p.

Usio N et al. (2017). Effects of land use on trophic states and multi-taxonomic diversity in Japanese farm ponds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 247, p. 205-215.

Valentim H I, Feio, M J, Almeida S FP (2024). Fluvial protected areas as a strategy to preserve riverine ecosystems—a review. *Biodiversity and Conservation*, p. 1-24.

Valiente-Banuet A et al. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, v. 29, n. 3, p. 299-307.

Vieira V M, Ramos A W P, Tieppo R C (2021). Análise temporal da dinâmica da paisagem do município de Denise-Mato Grosso, Brasil. *Cerrados*, v. 19, n. 1, p. 160-180.

Walks D J (2007). Persistence of plankton in flowing water. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, v. 64, n. 12, p. 1693-1702. doi:10.1139/f07-131.

### Agradecimentos

Primeiramente quero agradecer a minha mãe e meu pai que sempre acreditaram em mim, a minha irmã que sempre me apoiou em todos os momentos desse percurso.

Agradeço também ao laboratório de estudos conservação de sistemas aquáticos (LECSA), especialmente a Jaielle Rodrigues Nascimento e Jovenilson Ferreira Santos, por fazerem parte das saídas de campo, a rotina no laboratório e todos os momentos vividos durante esses dois anos.

Agradeço a equipe que realizou comigo a duas primeiras etapas coletas, o professor Dr. Marciel Elio Rodrigues, a Karolina Teixeira Silva e Acácio de Sá Santos.

Agradeço a todos aqueles que fizeram parte de alguma forma nesse período, aos meus amigos que ouviram minhas incertezas, alegrias e me apoiaram nos meus momentos de ansiedade.

Agradeço a UESC e UFSB pelo espaço físico para o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço especialmente o meu orientador Nadson que sempre me apoiou, e sendo um exemplo de profissional e me ensinando como ser uma pesquisadora melhor.

Agradeço também a minha coorientadora Gisele que se tornou uma grande amiga, é um exemplo de esforço e dedicação me incentivando a querer melhorar sempre.

Agradeço também a coordenação do PPGSAT.

Agradeço a agências de fomento FAPESB pela Bolsa.

### Material Suplementar

**Tabela 1** – Lista de táxons amostradas na porção baiana entre os domínios fitofisionômicos do Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica entre julho de 2022 e outubro de 2023.

	Cerrado	Caatinga	Mata Atlântica
<b>Cladocera</b>			
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	x	x	
<i>Alona anodonta</i> Daday, 1905			x
<i>Alona cf. elisae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos 2016.			x
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	x		x
<i>Anthalona verrucosa</i> Sars, 1901		x	x
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904			x
<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1953			x
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895			x
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896	x		

<i>Celsinotum candango</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010				X
<i>Ceriodaphnia</i> sp.				X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> G.O. Sars, 1885				X
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E. Müller, 1867				X
<i>Chydorus</i> cf <i>sphaericus</i> Elmoor-Loureiro, 1997				X
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901.				X
<i>Chydorus nitidulus</i> Sars, 1901				X
<i>Coronatella monacantha</i> Sars, 1901	X			
<i>Coronatella poppei</i> Richard, 1897				X
<i>Dadaya macrops</i> Daday, 1898				X
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst 1967				X
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korínek, 1981				X
<i>Ephemeroporus hybridus</i> Daday, 1905		X		
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> Bergamin, 1931				X
<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936				X
<i>Flavalona asymmetrica</i> Sousa & Elmoor-Loureiro, 2018.				X
<i>Grimaldina brazzai</i> Richard 1892.				X
<i>Ilyocryptus sordidus</i> Liévin, 1848	X	X		X
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000				X
<i>Leydigiopsis brevirostris</i> Brehm, 1938				X
<i>Leydigiopsis curvirostris</i> Sars, 1901	X			
<i>Macrothrix</i> sp. Baird 1843			X	
<i>Macrothrix</i> sp. <i>spinosa</i> King, 1853				X
<i>Macrothrix superaculeata</i> Smirnov, 1992	X			
<i>Macrothrix triserialis</i> Brady, 1886	X	X		X
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899			X	
<i>Ovalona glabra</i> Sars, 1901			X	
<i>Ovalona kaingang</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015				X
<i>Prendalona julietae</i> Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2023	X			
<i>Pseudosida bidentata</i> Herrick, 1884				X
<i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906				X
<b>Rotifera</b>				
<i>Bdelloidea</i> Hudson, 1884	X	X		X
<i>Beauchampiella eudactylota</i> Gosse, 1886	X			X
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851			X	
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766			X	
<i>Brachionus caudatus austrogenitus</i> Ahlstrom, 1940				X
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i> Harring, 1914				X
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898			X	
<i>Brachionus falcatus falcatus</i> Zacharias, 1898				X
<i>Brachionus quadridentatus mirabilis</i> Daday, 1897				X
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i> Hermann, 1783			X	
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896			X	
<i>Colurella obtusa</i> Gosse, 1886				X
<i>Conochilus</i> (colonia) Ehrenberg, 1834				X
<i>Dicranophoroides claviger</i> Hauer, 1965				X
<i>Dipleuchlanis propatula macrodactyla</i> Hauer, 1965				X
<i>Dipleuchlanis propatula propatula</i> Gosse, 1886				X

<i>Epiphanes clavulata</i> Ehrenberg, 1832	x		
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> Burmeister, 1844		x	x
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832		x	
<i>Euchlanis incisa incisa</i> Carlin, 1939			x
<i>Euchlanis meneta</i> Myers, 1930	x	x	
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943			x
<i>Keratella crassa</i> Ahlstrom 1943		x	
<i>Keratella lenzi lenzi</i> Hauer, 1953			x
<i>Keratella serrulata</i> cf. <i>curvicornis</i> Rylov, 1926			x
<i>Keratella testudo</i> Ehrenberg 1832			x
<i>Keratella tropica tropica</i> Apstein, 1907		x	
<i>Keratella tropica</i> Apstein, 1907			x
<i>Lecane abanica</i> Segers, 1994			x
<i>Lecane aculeata</i> Jakubski, 1912		x	
<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851	x	x	x
<i>Lecane closterocerca</i> Schmarda, 1859		x	x
<i>Lecane cornuta</i> Müller, 1786	x	x	x
<i>Lecane cornuta</i> var <i>oidispus</i> Hauer, 1956		x	
<i>Lecane curvicornis</i> Murray, 1913	x	x	x
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	x		
<i>Lecane furcata</i> Murray, 1913		x	
<i>Lecane hamata</i> Stokes, 1896			x
<i>Lecane hastata</i> (Murray, 1913)		x	
<i>Lecane hornemanni</i> Ehrenberg, 1834		x	
<i>Lecane leontina</i> Turner, 1892	x	x	x
<i>Lecane ludwigii</i> Eckstein, 1883	x	x	x
<i>Lecane luna</i> Müller, 1776			x
<i>Lecane lunaris</i> Ehrenberg, 1832	x	x	x
<i>Lecane papuana</i> Murray, 1913		x	x
<i>Lecane pertica</i> Harring & Myers, 1926	x		
<i>Lecane proiecta</i> Hauer, 1956			x
<i>Lecane quadridentata</i> Ehrenberg, 1830	x	x	x
<i>Lecane rhenana</i> Hauer, 1929	x		
<i>Lecane signifera</i> Jennings, 1896		x	x
<i>Lecane</i> sp.	x	x	x
<i>Lecane stenroosi</i> Meissner, 1908	x		
<i>Lecane stichaea</i> Harring, 1913	x		
<i>Lecane submagna</i> De Ridder, 1960		x	
<i>Lecane unguitata</i> Fadeev, 1925	x		
<i>Lepadella benjamini</i> braziliensis Koste, 1972			x
<i>Lepadella ovalis</i> Müller, 1786			x
<i>Lepadella patella</i> Müller, 1773		x	
<i>Lepadella patella patella</i> (Müller, 1786)			x
<i>Macrochaetus longipes</i> Myers, 1934		x	
<i>Macrochaetus sericus</i> (Thorpe, 1893)			x
<i>Monommata arodti</i> Remane, 1933			x
<i>Monommata dentata</i> Wulfert, 1940			x
<i>Plationus patulus patulus</i> Müller, 1786			x

<i>Platyonus patulus</i> var. <i>macracanthus</i> Daday, 1905		x
<i>Platyonus patulus</i> Müller, 1786		x
<i>Platyias leloupi</i> Gillard, 1957		x
<i>Platyias quadricornis</i> Ehrenberg, 1832		x
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	x	
<i>Scaridium longicaudum</i> Müller, 1786		x
<i>Testudinella parva</i> var. <i>semiparva</i> Ternetz, 1892	x	
<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783		x
<i>Trichotria tetractis similis</i> Stenroos, 1898		x
<b>Copepoda</b>		
<i>Acanthocyclops skottsbergi</i> Lindberg, 1949	x	
<i>Argyrodiaptomus</i> sp. Brehm, 1933		x
<i>Ectocyclops rubescens</i> Brady, 1904		
<i>Eucyclops neumani</i> cf. <i>titicacae</i> Kiefer, 1957	x	
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer, 1851		x
<i>Halicyclops</i> Norman, 1903		x
<i>Macrocyclus albidus</i> f. <i>principalis</i> Herbst, 1962	x	
<i>Mesocyclops brasiliensis</i> Kiefer, 1933	x	
<i>Mesocyclops longisetus longisetus</i> Thiébaud, 1914	x	
<i>Mesocyclops longisetus</i> var. <i>araucanus</i> Löffler, 1961	x	
<i>Mesocyclops longisetus</i> Thiébaud, 1912		
<i>Mesocyclops notodiatomus cearensis</i> Wright, 1936		x
<i>Mesocyclops</i> sp.	x	
<i>Metacyclops</i> sp.		x
<i>Microcyclops alius</i> Kiefer, 1935	x	x
<i>Microcyclops anceps pauxensis</i> Herbst, 1962	x	
<i>Microcyclops anceps</i> Richard, 1897		x
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984	x	x
<i>Notodiatomus</i> sp. Kiefer, 1936		x
<i>Paracyclops andinus</i> Kiefer, 1957		x
<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929	x	x
<i>Thermocyclops minutus</i> Lowndes, 1934	x	x
<i>Tropocyclops prasinus</i> Fischer, 1860	x	
<i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> Kiefer, 1931	x	
<i>Tropocyclops prasinus prasinus</i> Fischer, 1860	x	

**Tabela 2**– Índice de Transformação Antrópica nos domínios fitofisionômicos do Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

	Cerrado		Caatinga		Mata Atlântica	
P1	2.9	P18	5.1	P34	2.0	
P2	2.8	P19	7.0	P35	3.6	
P3	2.3	P20	7.0	P36	3.5	
P4	4.1	P21	7.1	P37	2.2	
P5	4.6	P22	6.3	P38	1.7	
P6	4.8	P23	6.1	P39	1.9	
P7	4.8	P24	7.1	P40	5.6	
P8	6.3	P25	5.1	P41	3.9	

P9	2.9	P26	3.5	P42	1.5
P10	4.5	P27	5.3	P43	8.5
P11	2.4	P28	5.0	P44	4.8
P12	3.9	P29	4.2	P45	2.9
P13	5.9	P30	5.8	P46	3.0
P14	4.6	P31	8.4	P47	4.8
P15	5.9	P32	5.6	P48	2.3
P16	5.9	P33	6.5		-
P17	6.4		-		-

**Tabela 3** – Lista de Uso da Terra nos domínios fitofisionômicos do Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Bahia) entre julho de 2022 e outubro de 2023.

	Cerrado	Caatinga	Mata Atlântica
Afloramento Rochoso	x	x	-
Algodão (beta)	x	x	-
Área Urbanizada	x	x	x
Café	x	x	-
Campo Alagado e Área Pantanosa	x	x	x
Formação Campestre	x	x	x
Formação Florestal	x	x	x
Formação Savânica	x	x	x
Mosaico de Usos (agricultura e pastagem)	x	x	x
Outras Áreas Não Vegetadas	x	x	x
Outras Formações não Florestais	-	-	x
Outras Lavouras Perenes	x	x	x
Outras Lavouras Temporárias	x	x	x
Pastagem	x	x	x
Restinga Herbácea	-	-	x
Rio, Lago e Oceano	x	x	x
Silvicultura	-	x	-
Soja	x	x	-