



Universidade Federal
de São João del-Rei

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA - PPGEOG

SABRINA TAMIRES SILVA

IMPACTOS DE USO DA TERRA E SEUS EFEITOS SOBRE O BIOFILME
AO LONGO DE UM CONTÍNUO FLUVIAL

São João del-Rei
2025



Universidade Federal
de São João del-Rei

**IMPACTOS DE USO DA TERRA E SEUS EFEITOS SOBRE O BIOFILME
AO LONGO DE UM CONTÍNUO FLUVIAL**

Sabrina Tamires Silva

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Geografia da Universidade
Federal de São João del-Rei, como requisito à
obtenção do título de Mestre em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental e
Territorial

Linha de pesquisa: Dinâmica das paisagens
tropicais.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Iola Gonçalves
Boëchat

Coorientador: Prof. Dr. Björn Gückler

São João del-Rei
2025

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Autora: Sabrina Tamires Silva

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Iola Gonçalves Boëchat

Coorientador: Prof. Dr. Björn Gucker

A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta dissertação:

Documento assinado digitalmente
 IOLA GONCALVES BOECHAT
Data: 29/07/2025 16:19:40 0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^ª. Dr^ª. Iola Gonçalves Boëchat – Orientadora

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ

Documento assinado digitalmente
 BJORN GUCKER
Data: 29/08/2025 09:50:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Björn Gucker

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ

Documento assinado digitalmente
 CLEBER CUNHA FIGUEREDO
Data: 14/08/2025 09:27:03-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Cleber Cunha Figueredo

Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG

São João del-Rei
2025

À minha família, por todo o amor, incentivo e acolhimento que me sustentaram durante essa caminhada acadêmica.

AGRADECIMENTOS

Na magnífica jornada da educação, ao refletir sobre a pesquisa e o aprendizado construídos ao longo do mestrado, é impossível não sentir a imensa gratidão que me invade.

Agradeço também aos **alunos do curso de graduação em Geografia da UFSJ**, que colaboraram em parte do processo de análise dos dados, contribuindo de forma significativa para a realização desta pesquisa. Sem vocês, muitos dados poderiam ter sido descartados — obrigada pelo empenho e dedicação.

Aos **alunos do Laboratório de Limnologia Aplicada da UFSJ**, deixo meu reconhecimento especial pelo apoio constante, pela dedicação durante as etapas de campo e pelas contribuições essenciais ao longo deste trabalho. Sem vocês, nada disso teria sido concretizado.

Aos professores **Iola e Björn**, sou imensamente grata por terem sido guias excepcionais em nossa busca pelo conhecimento. Vocês foram líderes, professores e exemplos de dedicação, que se desdobraram para me ajudar a concluir este estudo com paciência, talento e comprometimento.

À **Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG)**, registro meu sincero reconhecimento pela concessão da bolsa de estudos, fundamental para a concretização deste trabalho.

Ao professor **Cleber**, agradeço pelo auxílio valioso ao longo da jornada, especialmente no processamento de dados e nas avaliações criteriosas durante a qualificação e a defesa.

Não poderia deixar de agradecer ao meu marido, **Michael**, à minha irmã, **Bárbara**, e aos meus pais, **Maria do Pilar e Valmir**, pelo apoio constante e por serem meu porto seguro. Suas presenças amorosas tornam cada passo dessa trajetória ainda mais significativo.

Com vocês, o aprendizado se torna mais leve e as vitórias, ainda mais doces.

Com a ternura de um abraço repleto de gratidão

Sabrina Tamires Silva

RESUMO

A ação humana, por meio do uso da terra, exerce um impacto significativo nos ecossistemas aquáticos. As atividades de urbanização e agricultura provocam alterações nos ambientes fluviais, afetando a diversidade e a dinâmica de nutrientes e matéria orgânica nos diferentes compartimentos do sistema fluvial, com consequências diretas sobre os biofilmes (comunidades microbianas aderidas a superfícies) presentes nos sedimentos. O objetivo deste estudo foi comparar características químicas e biológicas dos biofilmes a impactos causados por diferentes paisagens de uso do solo (agrícola, urbano e natural) ao longo de um ciclo sazonal (seca-chuva-seca) e de um perfil longitudinal ao longo do contínuo fluvial. Para tal, foi realizada uma análise temporal das mudanças nos padrões de uso e ocupação da terra no município de Tiradentes (MG), ao longo dos últimos 7 anos. Essa análise evidenciou um processo de aceleração da urbanização, notadamente entre 2022 e 2023, facilitado pela substituição de áreas agrícolas e naturais periféricas. Em seguida, foram analisados a composição da comunidade, sua biomassa e estequiometria C:N, além de variáveis físicas, químicas e hidrodinâmicas da água no canal fluvial. As hipóteses desta parte do estudo foram: (H1) A composição taxonômica e a biomassa do biofilme variarão ao longo das estações do ano, com valores mais elevados de biomassa e maior riqueza taxonômica no período de seca, seguidos pela transição seca-chuva e pelo período de chuvas; (H2) A composição taxonômica e a biomassa do biofilme diferirão entre os trechos do riacho submetidos a diferentes usos da terra, com valores mais elevados no trecho urbano, seguidos pelos trechos agrícola e natural; (H3) A resposta temporal da biomassa e da composição do biofilme será influenciada pelo uso da terra, com maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano do que no trecho natural; (H4) A qualidade da água (variáveis físicas e químicas) e as variáveis hidrodinâmicas (vazão, velocidade da água) estarão significativamente relacionadas à biomassa e à estrutura do biofilme, uma vez que essas condições variam entre os usos da terra e ao longo das estações, influenciando diretamente o funcionamento da comunidade do biofilme. Trechos urbano, agrícola e natural do riacho Santo Antônio, localizado no município de Tiradentes (MG), foram amostrados mensalmente durante um período sazonal de seca-chuva-seca. A H1 foi corroborada, uma vez que houve variação significativa da biomassa e composição do biofilme ao longo do ciclo sazonal, com maiores valores no período seco. H2 não pôde ser corroborada, pois não houve diferença significativa para as variáveis de biomassa e composição do biofilme entre os trechos de diferentes usos da terra. No entanto os dados de C:N do biofilme corroboram a hipótese 2, sugerindo uma comunidade heterotrófica predominante no trecho natural e maior presença de organismos autotróficos nos trechos agrícola e urbano. H3 foi parcialmente corroborada, uma vez que os trechos agrícola e urbano mostraram maior variabilidade temporal nos dados de biomassa e composição do biofilme, sugerindo menor estabilidade ecológica. No entanto, a ausência de dados para o trecho natural na estação seca limitou a conclusão da hipótese. A H4 não pôde ser corroborada em função da ausência de significância estatística para as variáveis de biofilme entre os trechos de uso da terra. Os resultados indicam que a expansão da urbanização no município, observado ao longo de 7 anos, principalmente em substituição à áreas agrícolas e de pastagem, deve exercer forte influência sobre a natureza química e biológica do biofilme, alterando sua composição e reforçando a relação entre o uso da terra e as mudanças nos ecossistemas fluviais.

Palavras-chave: *Microbiota de riachos; ecossistema aquático; urbanização; agricultura; impactos antrópicos.*

ABSTRACT

Human land use exerts a significant impact on aquatic ecosystems. Urbanization and agricultural activities alter fluvial environments, affecting biodiversity and the dynamics of nutrients and organic matter across the compartments of the riverine system, with direct consequences for biofilms (microbial communities attached to surfaces) present in sediments. The aim of this study was to compare chemical and biological characteristics of biofilms in response to impacts caused by different land use types (agricultural, urban, and natural) over a seasonal cycle (dry–rainy–dry) and along the longitudinal profile of a fluvial continuum. A temporal analysis of land use and land cover changes in the municipality of Tiradentes (MG) was conducted over the past seven years. This analysis revealed an acceleration of urbanization, particularly between 2022 and 2023, driven by the replacement of peripheral agricultural and natural areas. Subsequently, community composition, biomass, and C:N stoichiometry of biofilms were analyzed, along with physical, chemical, and hydrodynamic variables of the water column. The study tested the following hypotheses: (H1) Biofilm taxonomic composition and biomass will vary seasonally, with higher biomass and taxonomic richness during the dry season, followed by the dry–rainy transition and the rainy season; (H2) Biofilm taxonomic composition and biomass will differ among stream segments exposed to different land use types, with higher values in the urban segment, followed by the agricultural and natural segments; (H3) The temporal response of biofilm biomass and composition will be influenced by land use, with greater variation in agricultural and urban segments compared to the natural segment; (H4) Water quality (physical and chemical variables) and hydrodynamic variables (discharge, flow velocity) will be significantly related to biofilm biomass and structure, as these conditions vary across land use types and seasons, directly influencing biofilm community functioning. Urban, agricultural, and natural segments of the Santo Antônio stream, located in Tiradentes (MG), were sampled monthly over a dry–rainy–dry seasonal cycle. H1 was supported, as significant variations in biofilm biomass and composition were observed across seasons, with higher values during the dry period. H2 was not supported, as there were no significant differences in biofilm biomass or composition among land use types. However, C:N data supported H2, suggesting a predominantly heterotrophic community in the natural segment and a higher presence of autotrophic organisms in agricultural and urban segments. H3 was partially supported, as greater temporal variability in biofilm biomass and composition was observed in the agricultural and urban segments, suggesting lower ecological stability. However, the absence of data for the natural segment during the dry season limited the confirmation of this hypothesis. H4 was not supported due to a lack of statistically significant relationships between biofilm variables and land use types. Overall, the results indicate that the observed urban expansion in the municipality over the past seven years—mainly at the expense of agricultural and pasture areas—likely exerts a strong influence on the chemical and biological nature of biofilms, altering their composition and reinforcing the link between land use and ecological changes in fluvial ecosystems.

Keywords: *Stream microbiota; Aquatic ecosystems; Urbanization; Agriculture; Anthropogenic impacts*

LISTA DE FIGURAS

Figure 1. Location of Tiradentes in the state of Minas Gerais, and in Brazil.	8
Figure 2. Tourists in the historic center of Tiradentes (left). Gastronomic festival in Tiradentes (right). Credits: Nereu Jr.	8
Figure 3. Land use evolution between 2017 and 2023 in Tiradentes. Red: urban areas; Yellow: Pasture; Green: naturally vegetated areas; Orange: Mosaic of land use.	12
Figure 5. Santo Antônio stream in Tiradentes. Sewage collection at the stream margins was implemented in 2016 to minimize direct discharge into the stream (A). Sewage discharge into the stream in 2025, 9 years after a municipal “revitalization” project (B).	14
Figura 8. Fotos dos pontos de amostragem nos trechos Urbano (A), Agrícola (B) e Natural (C) do riacho Santo Antônio, em Tiradentes, MG.	24
Figura 10. Mapa hipsométrico do município de Tiradentes, MG.	35
Figura 14: Distribuição da dispersão longitudinal média (m^2/s) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.	39
Figura 15: Distribuição da largura média do canal (m) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	40
Figura 16: Distribuição da profundidade média do canal (m) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	40
Figura 17. Representação da hidrodinâmica no período de chuvas (março de 2023) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	42
Figura 18. Representação da hidrodinâmica no período de seca (maio de 2023) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	42
Figura 19 Representação da hidrodinâmica no período de seca (julho de 2023) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	43
Figura 20 Curvas de passagem do traçador conservativo (NaCl) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), durante experimento de adição realizado em julho de 2023.	43
Figura 21 Distribuição média da temperatura da água por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	46
Figura 22 Distribuição média da concentração de oxigênio dissolvido por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	47
Figura 23 Distribuição média da saturação de oxigênio dissolvido por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	48
Figura 24 Distribuição média da condutância elétrica por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	48
Figura 25 Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) na água em mg/L nos três trechos de uso da terra (agrícola, urbano e natural) do riacho Santo Antônio.	51

Figura 26: Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) na água (mg/L) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	52
Figura 27 Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) no biofilme (g/m ²) por uso da terra nos três trechos de uso da terra (agrícola, urbano e natural) do riacho Santo Antônio, com base em dados transformados em log ₁₀ .	54
Figura 29: Concentração média de nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺ -N) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	57
Figura 31 Distribuição média de nitrato (NO ₃ ⁻ -N) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	58
Figura 32 Distribuição média da razão molar C:N do biofilme por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	60
Figura 33 Distribuição média da razão molar C:N do biofilme por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	60
Figura 34 Distribuição média da biomassa do biofilme (gC/m ²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).	62
Figura 35 Distribuição média da biomassa do biofilme (gC/m ²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	62
Figura 36 Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m ²) por estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	65
Figura 37 Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m ²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	66
Figura 38 Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m ²) por uso da terra e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	66
Figura 39 Composição taxonômica por uso da terra e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log ₁₀ .	67

LISTA DE TABELA

Table 1. Temporal analysis of land use coverture in Tiradentes (MG, Brazil). Land use classes are represented in terms of absolute surface coverage (Km²) and relative coverage (%) over a seven-year period. 11

Tabela 2. Médias e desvios padrão (entre parênteses) das variáveis físicas e químicas da água, medidas in situ nos períodos de seca e início da estação chuvosa, nos trechos natural, agrícola e urbano do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG). 49

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	2
2. CAPÍTULO 1 - USO DA TERRA E EXPANSÃO URBANA NO MUNICÍPIO HISTÓRICO DE TIRADENTES (MG) (Artigo “Land use and urban expansion in a Brazilian historic city (Tiradentes, MG): implications for environmental protection”, submetido submetido à Revista Territorium Terram)	5
2.1 Introduction	5
2.2.1 Study Area	8
2.3 Results and Discussion	10
3. CAPÍTULO 2 – INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA EM TIRADENTES SOBRE O BIOFILME DO RIACHO SANTO ANTÔNIO, AO LONGO DE UM CICLO SAZONAL	17
3.1 Introdução	17
3.2 Metodologia	22
3.2.1 Área de Estudo	22
3.2.2 Coleta de dados	22
3.2.3 Análises geográficas: uso da terra, hipsometria e declividade	26
3.2.4 Análise da matéria orgânica particulada (POM)	27
3.2.5 Análises químicas na água	28
3.2.6 Análises químicas no biofilme (estequiometria mineral C:N)	28
3.2.7 Análises biológicas do biofilme	29
3.2.8 Análises estatísticas	30
3.3 Resultados e Discussão	32
3.3.1 Análises geográficas: uso da terra, hipsometria e declividade.	32
3.3.2 Análises hidrodinâmicas	37
3.3.3 Variáveis físicas e químicas in situ	44
3.3.4 Análise de POM na água e no biofilme	50
3.3.5 Análises químicas na água	55
3.3.6 Análises químicas no biofilme (C:N)	58
3.3.7 Biomassa e composição do biofilme	61
4. DISCUSSÃO GERAL E CONSIDERAÇÕES FINAIS	69
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
6. ANEXO	82

1. INTRODUÇÃO GERAL

As dinâmicas de uso e ocupação do solo exercem influência direta sobre os processos ecológicos, hidrológicos e socioeconômicos em escala local e regional (MENDONÇA, 2005). Em municípios com elevado valor histórico e turístico, como Tiradentes (MG), essas transformações ocorrem de forma particularmente sensível, refletindo tanto processos naturais quanto interesses vinculados à valorização imobiliária, à expansão urbana e ao turismo (VIANA; NAZARENO; NASCIMENTO, 2018; SANTOS, 2017). A interface entre áreas urbanizadas e zonas de proteção ambiental, especialmente aquelas associadas a corpos hídricos, constitui um ponto crítico para a gestão territorial e a conservação dos recursos naturais (TUCCI, 2008; ZACHARIAS, 2010).

Um dos impactos esperados das alterações nos padrões de uso e ocupação do solo em ecossistemas lóticos (de água corrente), são as mudanças na estrutura e composição de comunidades aquáticas, sobretudo as comunidades autotróficas, por serem estas as primeiras a sofrerem o impacto de alterações na qualidade da água, fruto de mudanças na paisagem circundante. Mudanças na comunidade autotrófica podem se refletir em alterações em toda a cadeia trófica, pois comprometem o fluxo de energia e a transferência trófica de matéria bioquímica essencial à manutenção da estrutura da comunidade de consumidores (ARTS et al., 2011; BASHIR et al., 2020). As alterações antrópicas associadas ao uso da terra podem aumentar o aporte de nutrientes, fomentando a produção autotrófica (GÜCKER et al., 2009), além de promover a redução da conectividade aquático-ripária pela redução da entrada de recursos que alimentam a produção heterotrófica aquática, por exemplo, por meio da supressão da mata ciliar (GREGORY et al., 1991). Ao alterar a composição da comunidade autotrófica, alterações humanas na paisagem afetam não apenas a base da cadeia trófica aquática, mas também influenciam os padrões de consumo e a produção secundária em sistemas aquáticos, por afetarem a disponibilidade e a natureza dos recursos que fluem pela cadeia trófica (AGUIAR et al., 2015). Ao longo do contínuo fluvial, mudanças longitudinais na estrutura das comunidades, tanto em termos de sua composição em espécies e grupos funcionais (VANOTTE et al., 1980) quanto de sua qualidade nutricional para predadores (BOËCHAT et al., 2014), podem ocorrer em resposta a alterações locais, tais como a remoção de trechos de vegetação ripária ou a entrada pontual de esgoto doméstico. Por outro lado, alterações no uso e ocupação do solo na escala da paisagem, tais como a conversão de áreas

naturais em paisagens urbanas ou agrícolas, podem causar homogeneização estrutural dos sistemas nelas inseridos (NEWBOLD et al., 2019), como a canalização de leitos de riachos em áreas agrícolas e urbanas (GÜCKER et al., 2016; WALSH et al., 2005).

Neste contexto, esta dissertação investigou a influência das mudanças no uso e ocupação da terra sobre a estrutura e a composição da comunidade autotrófica do biofilme ao longo do perfil longitudinal de um riacho localizado em Tiradentes, durante um ciclo hidrológico sazonal. Para tanto, adotou-se uma abordagem metodológica integrada, fundamentada na Teoria Geral dos Sistemas aplicada à Geografia (BERTALANFFY, 1968), para a realização de um mapeamento multitemporal do uso da terra no município de Tiradentes, MG (Capítulo 1). O objetivo, neste primeiro momento, era o de se reconhecer e avaliar a evolução das mudanças na paisagem do município, em termos de seus principais usos da terra, que permitissem a inferência, ao final do estudo, das consequências esperadas de tais transformações para as características do biofilme no riacho estudado. Em um segundo momento, realizou-se a caracterização da composição do biofilme em termos de sua biomassa, da composição taxonômica da comunidade autotrófica e sua composição química, em resposta a mudanças sazonais nas características físicas, químicas e hidrodinâmicas na água do principal riacho localizado no município de Tiradentes, o riacho Santo Antônio (Capítulo 2). Essas abordagens foram escolhidas com o intuito de compreender de forma abrangente as respostas ecológicas do biofilme frente às pressões ambientais decorrentes, sobretudo, da expansão da urbanização, considerando ainda a variabilidade sazonal natural do sistema (MENEZES, 2016).

O primeiro capítulo se encontra no formato do artigo submetido ao periódico *Territorium Terram*, e que se encontra em análise na data de defesa dessa dissertação. Esse capítulo apresenta uma análise da evolução nos padrões de uso da terra no município de Tiradentes ao longo de sete anos (2017-2023), evidenciando a existência de uma expansão urbana notadamente acelerada nos últimos anos, em detrimento da transformação de paisagens, sobretudo agrícolas, nos arredores do centro urbano. O segundo capítulo trata dos efeitos do uso da terra predominante na paisagem circundante, sobre o biofilme do riacho Tiradentes, tanto em termos de sua biomassa, composição da comunidade autotrófica e composição química ao longo do ciclo sazonal. As mudanças na composição do biofilme são relacionadas às alterações observadas em características físicas, químicas e hidrológicas da água, sob influência do período de coleta e do uso da terra circundante.

Os resultados obtidos revelaram variações expressivas nos atributos do biofilme, com destaque para os efeitos combinados da urbanização e sazonalidade sobre a biomassa e composição do biofilme neste riacho. Isso significa que a expansão urbana identificada entre 2017 e 2023, especialmente nas zonas periféricas, poderá ser, portanto, acompanhada por alterações ecológicas relevantes em trechos do riacho, sobretudo os localizados em áreas agrícolas, com implicações para a estabilidade e o funcionamento da estrutura trófica neste riacho. Assim, esta dissertação contribui para o debate sobre os impactos das transformações na paisagem, com ênfase na substituição de paisagens naturais e agrícolas por paisagens urbanas, sobre a integridade de recursos hídricos de áreas historicamente protegidas e ecologicamente sensíveis, oferecendo subsídios técnicos e científicos que possam apoiar o planejamento ambiental e o monitoramento de bacias hidrográficas em contextos de transformação acelerada do território (MENDONÇA, 2005; TUCCI, 2008).

2. CAPÍTULO 1 - USO DA TERRA E EXPANSÃO URBANA NO MUNICÍPIO HISTÓRICO DE TIRADENTES (MG) (*Artigo “Land use and urban expansion in a Brazilian historic city (Tiradentes, MG): implications for environmental protection”, submetido submetido à Revista Territorium Terram*)

2.1 Introduction

Urbanization, throughout history, has been a complex phenomenon, reflecting the dynamic interaction between societies and geographical space (LEFEBVRE, 2008). From the initial ordering of territory to the subsequent development of urban planning, cities have evolved, adopting unique forms, functions, and characteristics (CARLOS, 2009; CARLOS, 2020). This historical journey from ancient villages to modern metropolises reveals a physical transformation and the incessant search for solutions that reconcile human needs with environmental demands. With urban progress, societal evolution has led to refinement in organizational forms, initially concentrated on territorial ordering. This progression later evolved into territorial planning (COSTA, 2023; SANTOS, 2004). Thus, urban development reveals not only a physical transformation of the occupied landscape but also a complex adaptation to social demands, reflecting the constant pursuit of more efficient and balanced urban structures. Given the various demands permeating urban space, planning becomes imperative to adapt and improve the urban environment, simultaneously seeking environmental protection and improvements in quality of life. In the Brazilian Federal Constitution, urban policy, although allocated in the "Economic Order", is essentially social (SANTOS, 2004; FANTIN et al., 2009).

During urban growth, inadequate occupation of urban space, implying a disordered growth process, frequently results in serious urban problems such as environmental impacts and occupation of areas susceptible to natural disasters (FANTIN et al., 2009; SANTOS, 2015). To address such urban challenges in the Brazilian territory, the City Statute was enacted by Law No. 10,257 on July 10th, 2001, and serves as a fundamental guideline for implementing and developing national urban policies, including planning and management. Planning and management are distinct yet complementary concepts; the former is related to the future, predicting and simulating the evolution of events and their implications, while the

latter is related to the present, managing situations according to immediate resources and needs (FITZ, 2008; SOUZA, 2015). The City Statute establishes general guidelines that guarantee the right to a sustainable city, understood as the right to urban land, housing, environmental sanitation, urban infrastructure, transport, public services, work, and leisure for present and future generations (CARVALHO FILHO, 2011; BRAZIL, 2018). The City Statute was made available to municipalities as an innovative urban planning and management tool, introducing diverse urban instruments for territory intervention.

The City Statute enabled municipalities to develop and implement a master plan, compulsory parceling and building, progressive property tax over time, expropriation with payment in bonds, special urban usucapion, special use concession for housing purposes, surface rights, preemptive rights, onerous grant of the right to build, consortium urban operations, transfer of the right to build, neighborhood impact study, and democratic city management (CARVALHO FILHO, 2011; BRAZIL, 2018). However, the effectiveness of these practices can be compromised by the lack of cartographic data, environmental protection measures, and information for both public agency professionals and the population. Geoinformation infrastructure is crucial to implementing the instruments of the City Statute, avoiding gaps between legal and social effectiveness (ALMEIDA et al., 2009; CARVALHO FILHO, 2011). Thus, through cartographic data, geoinformation supports public policies for territorial planning and management, analyzing disasters from a geographical perspective. Moreover, by providing information on patterns of land use and occupation, geoinformation allows for the identification of vulnerable areas and areas of increased potential for environmental stress, such as areas of enhanced erosion risk, water pollution, and deforestation (FANTIN et al., 2009; ROCKETT et al., 2014).

The historic city of Tiradentes, located in the Campo das Vertentes region in Minas Gerais (Brazil), has undergone disordered urban expansion, which resulted in impacts on natural resources, including water resources (CRUZ, 2016) despite the implementation of a Municipality Master Plan in 2015, aimed at regulating urban growth. Following the same pattern observed for other important historic cities in Minas Gerais, urbanization in Tiradentes started during the Gold Mining Cycle and was marked by its typical architecture (ROCHA et al., 2020; CRUZ, 2016). During the 19th and 20th centuries, the region underwent a profound social and economic transformation, though it has preserved its valuable historical and cultural patrimony (CAMPOS, 2006). In recent decades, tourism has emerged as a key

component of the local economy, catalyzing conservation initiatives and further stimulating urban development (CRUZ, 2016). Over the past 30 years, Tiradentes has become a favorite destination for gastronomic and cultural festivals, besides other thematic events, such as markets, music concerts, and cultural exhibitions throughout the year. According to current data from the Municipal Tourism Office, the number of annual events and festivals in Tiradentes has more than doubled in the last 20 years. As a result, this city with ~7,700 inhabitants receives 2 to 3 times its population as tourists during some months of the year, causing several urban problems, such as water and electric power supply failures, irregular waste deposition, including on public places and local natural resources, sanitation problems, and visual and noise pollution.

Moreover, the massive tourism development of the city in the last decades has allowed for real estate speculation and produced a pattern of peripheral expansion towards rural and natural preserved areas, whereby lower-income inhabitants are forced to migrate towards the city peripheral boundaries (NEVES, 2013), including areas of geological or flood risk, and leaving the center for tourism facilities, such as restaurants, hotels, and commercial buildings. Moreover, infrastructure deficiencies caused by tourism-mediated increased demands, e.g., regarding water and energy supply, sanitation, and waste disposal, contribute to increasing environmental impacts, including soil and water pollution. This urban development scenario, driven by massive tourism, is transforming rural and natural surrounding areas in urbanized areas and compromising the health of urban natural resources, making this historical city ideal for analyzing planning and the emergence of applicable urban policies. However, for planning to be effectively implemented, current information on land use and land occupation patterns should be available to allow understanding current and future urban expansion scenarios and mitigate environmental impacts accordingly.

Here, we present an assessment of land use and cover patterns for Tiradentes between 2017 and 2023, focusing on environmental pressures on natural and agricultural areas and water resources. We show an apparent increase in urban areas concomitant with a reduction in pasture areas, resulting from the expansion of urban areas towards surrounding rural areas, especially during the post-pandemic years of 2022 and 2023. Concomitantly, a small increase in water bodies occurred from 2021 onward, represented mostly by small water supply and fishery ponds.

2.2 Material and Methods

2.2.1 Study Area

Tiradentes is a historical and highly touristic city in the Brazilian federal state of Minas Gerais, within the microregion of São João del-Rei and the mesoregion Campo das Vertentes. It encompasses a micro basin with a total area of 83.047 km² and an estimated population of 7,744 inhabitants (IBGE, 2022) (**Figures 1 and 2**).

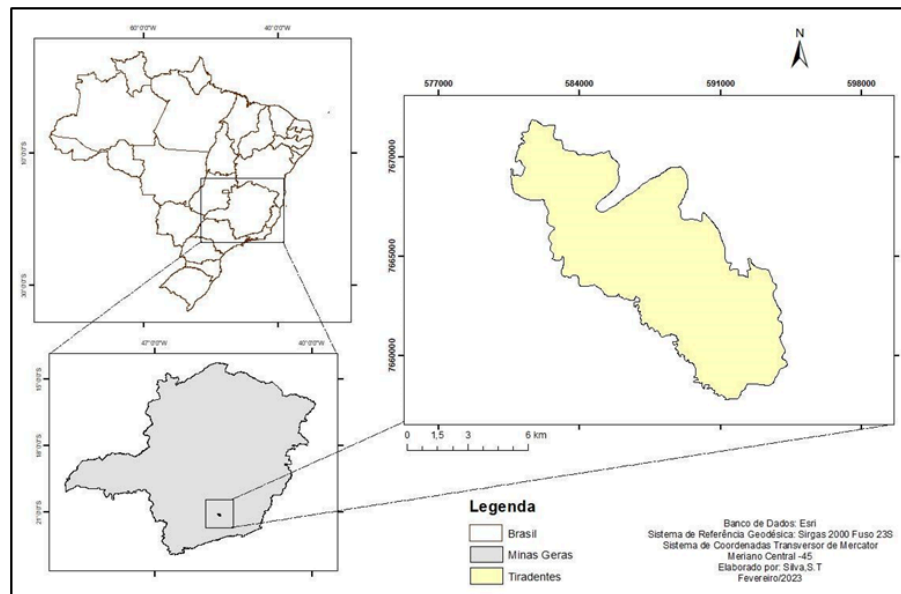


Figure 1. Location of Tiradentes in the state of Minas Gerais, and in Brazil.



Figure 2. Tourists in the historic center of Tiradentes (left). Gastronomic festival in Tiradentes (right). Credits: Nereu Jr.

The region's climate shows marked seasonal variation, characterized by mild dry winters and hot, rainy summers (Köppen-Geiger Cwa – humid subtropical climate; VELOSO; GÓES-FILHO, 1982). Rainfall patterns are driven by various air masses and interactions with convergence zones and cyclonic systems (MOREIRA, 1999). Noteworthy in the region is the Santo Antônio stream, popularly known as Ribeirão Santo Antônio or "Ribeiro," whose waters cross natural landscapes, agricultural areas, and urban spaces. The Santo Antônio stream basin is located at the transition between the Cerrado and Atlantic Forest biomes and exhibits Montane Semideciduous Seasonal Forests, primarily in the riparian forest of the stream and protected areas of the basin (VELOSO et al., 1991; IBGE, 2012).

The stream has significant historical and touristic importance. The diversity of natural, agricultural, and urban environments in Tiradentes suggests that environmental complexity is crucial for understanding the interactions between the local population and natural resources. In Tiradentes, increasing and disordered tourism-mediated urban growth, especially since the '90s, in the proximity of areas designated for permanent preservation, significantly impacts municipal urban planning and management, emphasizing the critical need for monitoring urban growth patterns through recent cartographic data as an essential measure to formulate plausible solutions to current environmental challenges (BRAZIL, 2018; ROLNIK, 2002). The conflict between development and environmental and historical preservation demands crucial adjustments to ensure a sustainable future evolution of Tiradentes. Hence, an integrated approach emerges as imperative to guarantee the long-term sustainability of this historically significant city.

2.2.2 Land-use analysis

We adopted the General Systems Theory applied to Geography, which proposes an integrated analysis of the environment and its social components. The distinction between the physical and the human geographic environment is emphasized, highlighting the association between the social and environmental aspects, focusing on anthropogenic actions as determining factors in modifying natural elements (LIMBERGER, 2006; VON BERTALANFFY, 2008). Geoprocessing techniques were employed to understand the land use and cover in Tiradentes in light of increasing urban sprawl. Field visits were conducted at the beginning and end of the data acquisition step to identify land use classes within the

municipality and to validate the results obtained from processing digital databases provided by the State Environmental and Water Resources System of Minas Gerais (IDE-SISEMA).

IDE-SISEMA, an extension of the State Environmental System of Minas Gerais, was chosen due to the reliability of its geospatial data, which allows for an accurate understanding of the characteristics and distribution of land use in the region, providing robust support for decisions on environmental monitoring, territorial planning, and impact assessment. Each spatial unit is represented by an integer-valued pixel. A vector layer delimiting the municipality of Tiradentes was used to clip the area of interest within the raster layer, allowing the identification of land use and cover classes: vegetation, pasture, mixed use (areas where vegetation and pasture are indistinguishable), urban areas, and water bodies. Data on land use from 2017 to 2023 were collected and organized in shapefile format within the Geographic Information System (GIS) environment ArcGIS 10.5 (modules ArcMap, ArcCatalog, and ArcToolBox). Within this environment, the database was projected to the geocentric reference system for the Americas, Sirgas 2000, zone 23S. Pixels were reclassified and grouped by land use class, and the resulting data were quantified to calculate class densities and compare changes across the studied years. Subsequently, land use and cover of different classes were calculated in terms of the municipality's absolute (km²) and relative (%) surface cover. The overlay of the raster land use layer with the municipal boundary vector layer enabled precise clipping and facilitated temporal change analysis. Final map layouts were also produced in ArcGIS 10.5 to ensure consistency between analytical procedures and cartographic outputs.

2.3 Results and Discussion

Our results show four main land-use categories in Tiradentes: pasture, naturally vegetated areas, urban areas, and water bodies, distributed throughout the municipality's ~83 km² (**Table 1, Figure 3**). Other land use categories were grouped into a "mosaic" category, which includes cover types indistinguishable between natural and pasture landscapes. Between 2017 and 2023, Tiradentes experienced significant territorial transformations, marked by several challenges and opportunities for municipal sustainable planning. As a result, pasture areas reduced from 48.5% in 2017 to 45.5% in 2023, corresponding to a reduction of approximately 2.5 km² (**Table 1**). This decrease in pasture areas remained more or less constant between

2017 and 2021 but showed an acceleration in 2022 and 2023. On the other hand, urban areas increased from 3.3% in 2017 to 3.5% in 2019, followed by a stagnation period between 2020 and 2022 during the COVID pandemic (**Table 1**).

Table 1. Temporal analysis of land use coverture in Tiradentes (MG, Brazil). Land use classes are represented in terms of absolute surface coverage (Km²) and relative coverage (%) over a seven-year period.

Land-use category	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
	km² (%)	km² (%)	km² (%)	km² (%)	km² (%)	km² (%)	km² (%)
Natural vegetated areas	28.16 (33.9)	28.24 (34.0)	28.14 (33.8)	27.93 (33.6)	28.27 (34.0)	28.24 (34.0)	28.45 (34.3)
Pasture	40.28 (48.5)	40.01 (48.3)	39.50 (47.6)	39.22 (47.2)	39.17 (47.2)	38.60 (46.5)	37.79 (45.5)
Urban areas	2.76 (3.3)	2.83 (3.4)	2.92 (3.5)	2.96 (3.6)	3.00 (3.6)	3.00 (3.6)	3.26 (3.9)
Water bodies	0.05 (0.1)	0.06 (0.1)	0.07 (0.1)	0.06 (0.1)	0.07 (0.1)	0.11 (0.1)	0.17 (0.2)
Mosaic of Land use	11.79 (14.2)	11.85 (14.3)	12.42 (15.0)	12.87 (15.5)	12.53 (15.1)	13.09 (15.8)	13.37 (16.1)
Total	83.05 (100)	83.05 (100)	83.05 (100)	83.05 (100)	83.05 (100)	83.05 (100)	83.05 (100)

From 2022 to 2023, urban growth accelerated again, with urban area increasing by approximately 0.26 km² in only one year (reaching a total relative contribution of 3,9% in 2023). Considering a total increase of around 0.5 km² in urban areas from 2017 to 2023 (Figure 4), the increase between 2022 and 2023 represented more than half of the total urban expansion observed in the investigated period. This recent acceleration in urban expansion deserves attention and should be accompanied by political strategies to minimize future social and environmental impacts.

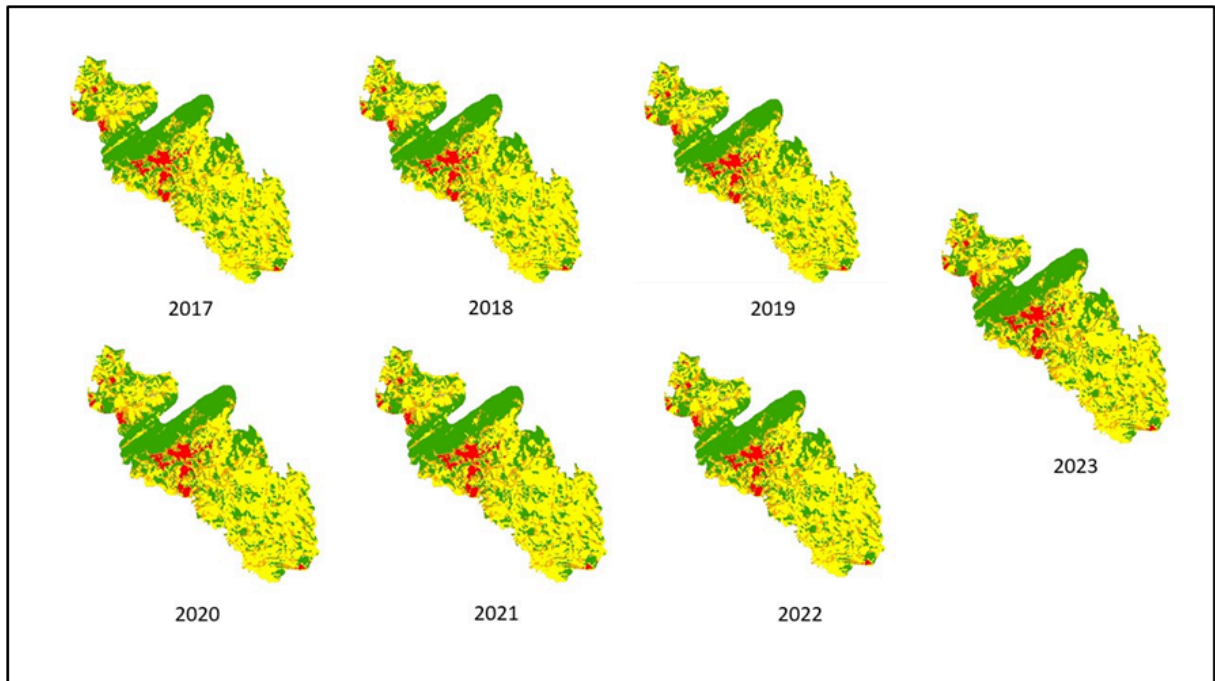


Figure 3. Land use evolution between 2017 and 2023 in Tiradentes. Red: urban areas; Yellow: Pasture; Green: naturally vegetated areas; Orange: Mosaic of land use.

As revealed by the data, the process of replacing pasture landscapes with urban areas reflects the expansion of commercial and residential establishments and real estate speculation. This phenomenon is closely linked to recent urban transformations that raised the standard of living in the municipality, attracting investors and tourists from the main economic hubs of the Southeastern region of Brazil, including São Paulo and Rio de Janeiro. The analysis also revealed that urban expansion occurred at a relatively low rate between 2017 and 2021 but saw a significant increase in 2022 and, especially, 2023, likely due to the end of economic and mobility restrictions imposed by the COVID-19 pandemic. The urban expansion in Tiradentes occurred along the central axis of the city but is also observed in peripheral areas and more distant neighborhoods (Figure 4). Peripheral growth is driven by real estate development, which transforms pastureland, such as former farms, into residential areas for the construction of gated communities, and has become a major kind of urban development in the peripheral areas of Tiradentes and other cities in the region.

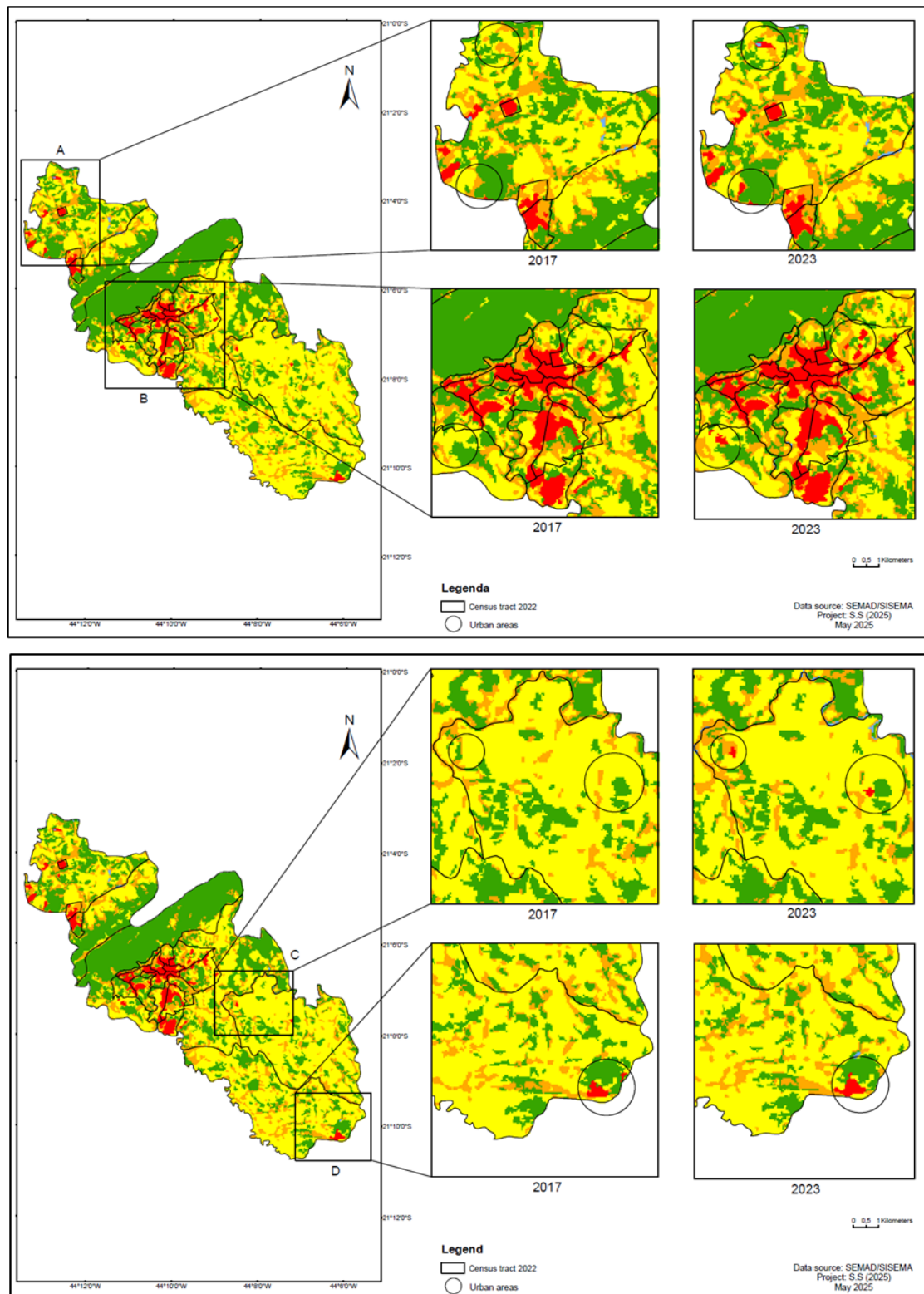


Figure 4. Detailed view of urban growth between 2017 and 2023 in four selected areas of Tiradentes (A: districts of Águas Santas and César de Pina; B: City central area; C: District of Caixa d'Água da Esperança; D: District of Elvas). Circles represent areas with urban growth in the period.

The growth of the city, driven by increasing tourism and the concentration of people during events and festivals, has led to the proliferation of commercial establishments such as bars, stores, and inns towards the city center, which encompasses the main channel of the Santo Antônio stream, the main watercourse of Tiradentes. As a result, this historically significant stream is increasingly impacted by solid waste and commercial effluents. In the city's commercial center, untreated sewage is directly discharged into the Santo Antônio stream (Figure 5), causing serious environmental issues. Despite a revitalization project carried out by the municipal administration in 2016, the lack of regular maintenance of the waste collection pipes installed along the stream banks has led to structural damage, undermining the primary objective of the project: to eliminate the direct discharge into the main channel. Recent surveys revealed significant urban impacts on the main sections of the Santo Antônio stream, including increased eutrophication and visual and odor pollution caused by waste disposed into the main channel (unpublished data). Similar results were observed in the Pacu stream, whose main channel runs through an urban expansion area of the city and flows into the Santo Antônio stream. Eutrophication of the city's urban streams is not the only change observed in Tiradentes' water resources over the years.



Figure 5. Santo Antônio stream in Tiradentes. Sewage collection at the stream margins was implemented in 2016 to minimize direct discharge into the stream (A). Sewage discharge into the stream in 2025, 9 years after a municipal “revitalization” project (B).

Although only covering a small percentage of the municipality's area, water bodies have increased from 0.1 to 0.2% between 2017 and 2023 (Table 1; Figure 6). However, most of this increase occurred from 2021 onward, when their absolute area more than doubled relative to their area between 2017 and 2020. Most of this increase in water bodies is likely due to an increase in small ponds built for domestic water supply and fish production (Figure 6).

Fishponds have proliferated in the whole southeastern region of Brazil in the last few years for recreational and economic purposes (ANDRIOTA et al., 2019). Such commercial establishments work as catch-and-pay fishing (“pesque-pagues”). In the implementation phase, ponds are excavated in rural areas and supplied with water through permanent connections with adjacent streams. At the ponds’ outlet, water contaminated with organic matter and fish excretion products is redirected to the same stream, leading to eutrophication and the introduction of exotic species (ROSA et al., 2013).

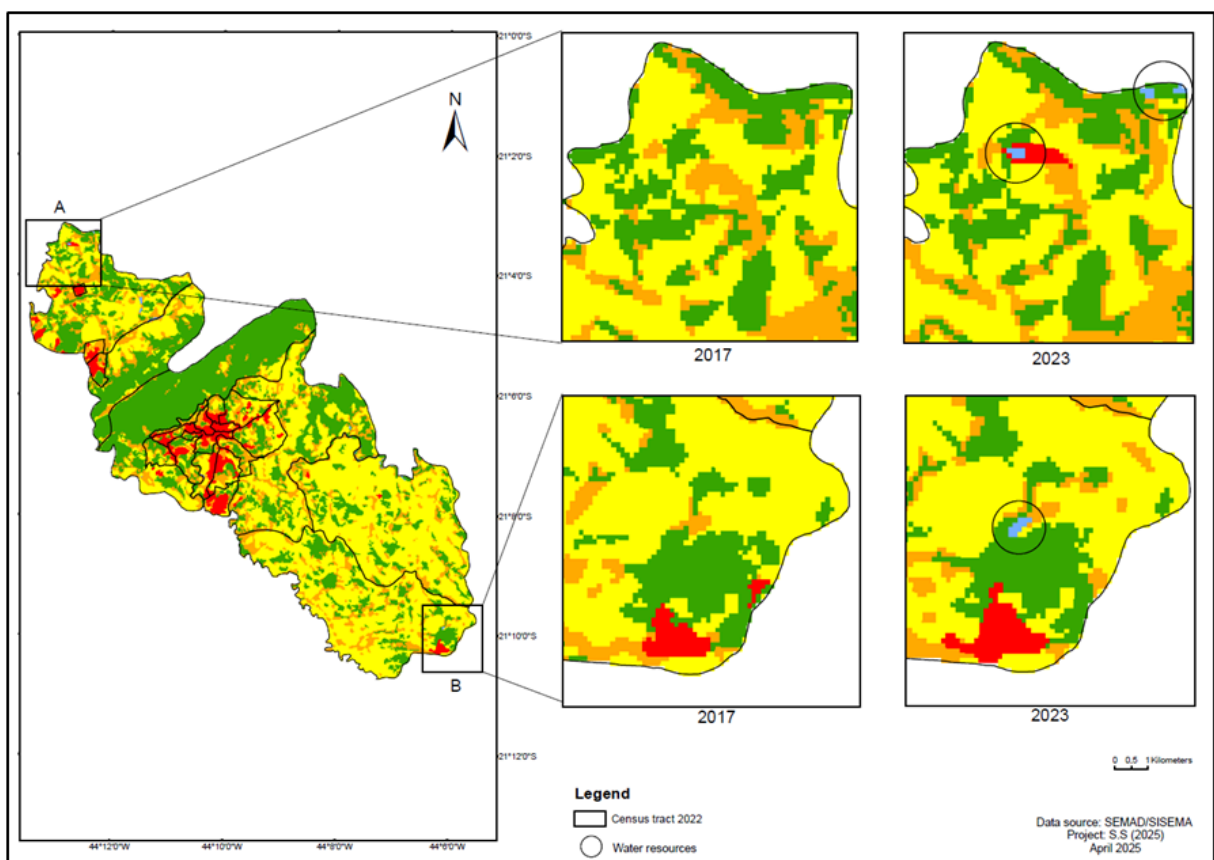


Figure 6. Detailed view of water resources between 2017 and 2023 in two selected districts of Tiradentes (A: district of César de Pina; B: District of Elvas). Circles represent areas with new water resources in the period.

Regarding municipal laws, the Master Plan, as well as Supplementary Law No. 05, both established in 2015, aimed to set guidelines for urban land division and occupation in the municipality, respecting the right to housing, economic development, and the sustainability and preservation of natural, cultural, and historical assets. These documents define the zones where urban expansion is permitted within the municipality, establish their characteristics, and

address the need for compliance with current legislation. Especially in the center areas of Tiradentes, architecture and buildings are strongly regulated by the National Institute of Historic and Artistic Heritage (IPHAN). However, in rural or natural areas, urbanization is less regulated. Both documents mention the necessity of approval by IPHAN and the competent environmental agencies, as well as the possibility of approval by the municipality in case of public interest.

2.4 Conclusions

Our study showed an ongoing process of urbanization in Tiradentes in the last 7 years, basically through the conversion of peripheral rural areas into urban areas, with consequences for environmental protection and water resources deterioration. Sustainable urban planning is necessary to avoid further development within the riparian buffer zones of streams in the municipality's historic core, as well as peripheral urban expansion towards the Serra de São José, a partially protected natural forest and Cerrado savannah area known for its rich biodiversity, scenic beauty, and historical significance. Consequently, municipal decision-makers must move beyond broad statements of intent and adopt concrete instruments that shape sustainable growth. Three priorities stand out for Tiradentes:

1. Enforceable zoning tied to ecological thresholds. Urban expansion should be regulated by clearly delineated ecological corridors and minimum riparian buffer widths, with fines and mandatory remediation for infractions. A public, map-based platform could make boundaries transparent and enable real-time monitoring.

2. Heritage-compatible densification of neighborhoods outside the historic core. Rather than allowing sprawl into rural and hillside areas, the city could relieve pressure by permitting small-scale infill and vertical additions that meet IPHAN guidelines. Coupled with incentives for adaptive reuse of vacant structures, this would reduce the demand to build on sensitive land while keeping the town's architectural identity intact.

3. Tourism-linked environmental compensation. Because tourism is the primary driver of land-use change, hotels and short-stay developments should contribute to a municipal environmental fund. Revenues would finance riparian restoration along urban streams and strengthen the protection of the Serra de São José foothills, creating a feedback loop in which the sector safeguards the landscapes it markets.

Together, these measures could transform the current legislation—from largely declarative texts—into a pragmatic framework that aligns urban growth, heritage

preservation, and ecosystem integrity. Without such targeted action, Tiradentes risks repeating the uncoordinated expansion patterns already visible on its outskirts, undermining its cultural appeal and the natural assets that sustain local livelihoods.

3. CAPÍTULO 2 – INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA EM TIRADENTES SOBRE O BIOFILME DO RIACHO SANTO ANTÔNIO, AO LONGO DE UM CICLO SAZONAL

Este capítulo apresenta a análise do efeito da paisagem circundante (uso da terra predominante), cuja evolução no município de Tiradentes (MG) foi analisada ao longo do Capítulo anterior, sobre a composição do biofilme em um riacho tropical, o riacho Santo Antônio, localizado no mesmo município. A abordagem aqui adotada considera a composição da comunidade autotrófica do biofilme e suas mudanças sazonais, com consequências para a sua composição química, associadas aos diferentes usos da terra. Esta análise permite uma compreensão mais abrangente da dinâmica do biofilme em ambientes lóticos sob influência antrópica e sazonal, possibilitando a previsão de mudanças nesse importante compartimento riverino frente à expansão urbana verificada no município nos últimos anos e discutida no capítulo anterior.

3.1 Introdução

Estressores ambientais, como chuvas intensas, secas, aumento de temperatura e mudanças no uso e cobertura do solo, podem causar perdas significativas de biodiversidade e, conseqüentemente, afetar o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas de água doce (XENOPOULOS et al., 2005). O aumento da temperatura média dos oceanos e da atmosfera, denominado aquecimento global, tem promovido elevações na temperatura da água e alterações nos padrões de distribuição e frequência das chuvas em escala global (IPCC, 2023). Nas últimas décadas, diversos estudos vêm evidenciando os efeitos dessas variações climáticas sobre os ecossistemas aquáticos. Por exemplo, análises de sensoriamento remoto realizadas entre 1984 e 2015 detectaram mudanças significativas nas águas superficiais da Terra (PEKEL et al., 2016), contribuindo para a intensificação de eventos climáticos extremos, como chuvas intensas, que impactam diretamente a qualidade e a disponibilidade

de recursos hídricos (GIERSCH et al., 2017).

A temperatura é um dos principais fatores reguladores de processos fisiológicos, como respiração, crescimento, metabolismo e alimentação, afetando não apenas os organismos, mas também suas interações ecológicas. Os impactos da elevação da temperatura global tendem a ser mais pronunciados em corpos d'água de pequeno porte, dada sua menor capacidade de amortecimento térmico e hidrológico. Esses ambientes, por sua vez, já estão frequentemente sujeitos a pressões antrópicas adicionais, como o aporte de nutrientes oriundos da agricultura e o lançamento de esgoto em áreas urbanas, o que favorece o crescimento de algas e cianobactérias (WRONA et al., 2006), altera a estrutura das comunidades e reduz a concentração de oxigênio dissolvido (WHITEHEAD et al., 2009). Assim, mudanças climáticas associadas a práticas inadequadas de uso e ocupação do solo tendem a intensificar a vulnerabilidade dos ecossistemas de água doce (PYNE & POFF, 2017).

Alterações climáticas e antrópicas também modificam os padrões hidrodinâmicos dos sistemas fluviais, com repercussões diretas sobre a biodiversidade aquática. A variação nos regimes de vazão e temperatura pode alterar as relações tróficas, o metabolismo do sistema e os processos de decomposição e transporte da matéria orgânica (WALTHER et al., 2002; SABATER et al., 2008). Em particular, as comunidades lóticas são sensíveis a perturbações como enchentes e secas, sendo a riqueza de espécies negativamente correlacionada com a variação na precipitação mensal (SABATER et al., 2008). Eventos intensos e súbitos de chuva, especialmente durante o período de transição entre a seca e a estação chuvosa, podem desestabilizar os sedimentos, interromper o desenvolvimento do biofilme e reduzir sua capacidade de recuperação (SABATER et al., 2008; CANGREJO, 2017).

Além dos efeitos climáticos, o uso da terra para fins agrícolas e urbanos modifica profundamente a paisagem e as características hidrológicas dos ecossistemas (MASCARÓ, 2005). O espaço geográfico tem sido continuamente transformado pela ação humana por meio de atividades de uso e ocupação do solo (FOLEY, 1989). A intensificação da agricultura e da urbanização compromete a integridade e a funcionalidade dos riachos, afetando seus ciclos biogeoquímicos, a qualidade da água, a estrutura e morfologia do canal e a biodiversidade aquática (GÜCKER et al., 2006; CHADWICK et al., 2006). Os resíduos gerados em áreas agrícolas e urbanas são frequentemente transportados pelas chuvas até os corpos d'água, sobretudo na ausência de vegetação ciliar. A entrada de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, agrotóxicos e pesticidas pode alterar significativamente o funcionamento do

ecossistema e a composição das comunidades aquáticas (BOËCHAT et al., 2011).

A agricultura intensiva favorece o escoamento superficial e o acúmulo de nutrientes nos sistemas aquáticos, resultando em eutrofização e aumento da biomassa de produtores primários (WALSH et al., 2005). A remoção da vegetação ciliar, comum em paisagens agrícolas, gera instabilidade morfodinâmica do canal, intensifica processos erosivos e dificulta o estabelecimento de comunidades bentônicas e perifíticas. De modo semelhante, os ambientes urbanos impactam os sistemas fluviais, principalmente por meio do lançamento de esgoto doméstico e industrial sem tratamento, com altas cargas de matéria orgânica e nutrientes (WALSH et al., 2005). Esses insumos alteram as propriedades físicas e químicas da água, como temperatura, cor, pH, condutância elétrica e transparência, afetando diretamente a estrutura e a dinâmica das comunidades aquáticas. Em contrapartida, ambientes naturais preservados, com vegetação ciliar intacta e menor interferência antrópica, apresentam condições mais estáveis e restritas quanto à entrada de nutrientes, resultando em comunidades com estrutura e funcionamento distintos. Ainda, ao promover maior entrada de nutrientes, os usos agrícola e urbano tendem a intensificar a produção autotrófica nos riachos, elevando a biomassa de produtores (BOËCHAT et al., 2014). Tal enriquecimento influencia não apenas a composição específica e o estado fisiológico das espécies presentes, mas também sua composição bioquímica, afetando os fluxos de energia e matéria entre os níveis tróficos (BATTIN et al., 2016). Esses processos impactam diretamente o funcionamento ecológico dos sistemas fluviais. Riachos tropicais florestados são altamente dinâmicos e respondem fortemente às variações sazonais no aporte de nutrientes e no regime de vazão (VANNOTE et al., 1980; SABATER et al., 2008). A estabilidade da comunidade de biofilme nestes sistemas, por exemplo, pode ser comprometida por distúrbios físicos ou pelo excesso de nutrientes, como observado em áreas sob uso agrícola ou urbano (ROMANÍ et al., 2004). Tais pressões podem modificar a estrutura e o funcionamento do biofilme, tornando sua resposta ecológica um indicador valioso da saúde dos ecossistemas lóticos.

O biofilme riverino consiste em uma comunidade microbiana estruturada, que se desenvolve aderida a superfícies submersas. Composto por bactérias, cianobactérias, protozoários, microalgas e fungos, o biofilme desempenha funções ecológicas fundamentais nos ecossistemas lóticos, como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes e a produção de oxigênio por fotossíntese (ROMANÍ et al., 2004, 2012). Sua formação envolve etapas de adesão celular, produção de matriz extracelular, colonização e dispersão,

sendo essa matriz composta por polissacarídeos, proteínas, ácidos nucleicos e outros compostos (DAVEY & O'TOOLE, 2000).

Os biofilmes podem ser autotróficos ou heterotróficos, a depender da fonte de carbono e energia (ROMANÍ et al., 2004, 2012). Enquanto os autotróficos realizam fotossíntese e dependem da disponibilidade de luz e nutrientes inorgânicos, os heterotróficos utilizam matéria orgânica dissolvida. Essa distinção funcional influencia sua estrutura, composição e dinâmica em resposta às condições ambientais. A matriz extracelular fornece proteção contra estressores físicos e químicos, como dessecação, radiação UV, poluentes e perturbações hidrodinâmicas (BATTIN et al., 2016), além de favorecer as trocas metabólicas e a estabilidade estrutural da comunidade. Assim, os biofilmes, por sua complexidade e adaptabilidade, respondem de forma sensível às variações ambientais, modificando sua estrutura e biomassa conforme mudanças na disponibilidade de nutrientes, na luz e nos padrões hidrodinâmicos.

Entre os aspectos funcionais que podem ser indiretamente observados nas respostas do biofilme, destacam-se a resistência e a resiliência — propriedades que, embora não constituam o foco central desta pesquisa, são relevantes para a interpretação ecológica do efeito climático e antropogênico sobre a estrutura do biofilme. A resistência refere-se à capacidade do biofilme em manter sua estrutura e função frente a perturbações, enquanto a resiliência diz respeito à sua capacidade de recuperação após impactos (ROMANÍ et al., 2004; SABATER et al., 2008). Essas propriedades auxiliam na compreensão das variações observadas na biomassa e na composição do biofilme diante dos diferentes usos da terra e regimes sazonais.

Em resposta a mudanças na composição do biofilme, espera-se mudanças também em suas características químicas, como por exemplo, na razão estequiométrica C:N. Essa razão é amplamente utilizada como indicador da qualidade nutricional da matéria orgânica, refletindo o equilíbrio entre energia (representada pelo carbono) e nutrientes (concentração de nitrogênio). Em ambientes lóticos, essa variável permite inferir alterações no estado trófico e na dinâmica dos ciclos biogeoquímicos, contribuindo para a interpretação do funcionamento ecológico das comunidades de biofilmes em diferentes contextos sazonais e de uso da terra.

Diante desse cenário, este capítulo tem como objetivo central avaliar a influência dos diferentes usos da terra (natural, agrícola e urbano) sobre a biomassa e a composição química e biológica da comunidade autotrófica do biofilme de um riacho, ao longo das estações do

ano, considerando as variações esperadas na qualidade da água e na hidrodinâmica do sistema em resposta ao ciclo sazonal e às mudanças longitudinais nos padrões de uso da terra na bacia. Para tal, as seguintes hipóteses foram testadas:

- **H1.** A composição taxonômica e a biomassa do biofilme variarão ao longo das estações do ano, com valores mais elevados de biomassa e maior riqueza taxonômica no período de seca, seguidos pela transição seca-chuva e pelo período de chuvas. Espera-se esse padrão em função da maior estabilidade hidrológica, maior disponibilidade de luz e menor diluição de nutrientes no período seco.
- **H2.** A composição taxonômica e a biomassa do biofilme diferirão entre os trechos do riacho submetidos a diferentes usos da terra, com valores mais elevados no trecho urbano, seguidos pelos trechos agrícola e natural. Essa expectativa decorre do maior aporte de nutrientes e matéria orgânica nos ambientes urbanos e agrícolas, em contraste com o trecho natural, que apresenta maior sombreamento e limitação de nutrientes.
- **H3.** A resposta temporal da biomassa e da composição do biofilme será influenciada pelo uso da terra, com maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano do que no trecho natural. Essa hipótese considera o efeito sinérgico entre perturbações sazonais e distúrbios antrópicos, que tendem a intensificar a instabilidade ecológica nos trechos modificados.
- **H4.** A qualidade da água (variáveis físicas e químicas) e as variáveis hidrodinâmicas (vazão, velocidade da água) estarão significativamente relacionadas à biomassa e à estrutura do biofilme, uma vez que essas condições variam entre os usos da terra e ao longo das estações, influenciando diretamente o funcionamento da comunidade do biofilme.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de Estudo

O riacho Santo Antônio (ou Ribeirão Santo Antônio, como é conhecido localmente) está localizado no município de Tiradentes, na microrregião de São João del-Rei e na mesorregião do Campo das Vertentes, em Minas Gerais. Trata-se de um curso d'água de relevância histórica e turística para o município. Sua microbacia possui uma área total de 83,05 km² e abriga uma população estimada em 10.960 habitantes (IBGE, 2022), apresentando trechos inseridos em paisagens naturais, agrícolas e urbanas.

A microbacia do riacho Santo Antônio localiza-se em uma zona de transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica. A vegetação predominante é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, cuja composição se reflete na flora da mata ciliar, especialmente preservada nos trechos naturais do riacho (VELOSO et al., 1991; IBGE, 2012). Essa formação florestal é marcada por uma variação sazonal expressiva, influenciada por um regime climático dual, com uma estação seca e de temperaturas amenas, seguida por uma fase úmida e quente (VELOSO & GÓES-FILHO, 1982).

O clima da região é classificado como subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno, conforme a tipologia de Köppen-Geiger (EMBRAPA, 2023). Em Minas Gerais, os regimes pluviométricos são determinados por massas de ar de origem meridional e equatorial, incluindo chuvas orográficas e ciclônicas. Frentes frias polares promovem precipitações prolongadas, enquanto frentes quentes e úmidas equatoriais geram chuvas mais ocasionais. No verão, a atuação de zonas de convergência e sistemas ciclônicos intensifica os eventos de precipitação (MOREIRA, 1999).

3.2.2 Coleta de dados

Foram realizadas amostragens de água e biofilme em três trechos distintos do riacho Santo Antônio, definidos com base no uso e ocupação predominante da terra em suas margens e áreas adjacentes (Figuras 7 e 8). O trecho natural encontra-se em uma área de preservação ambiental, isolada de interferências antrópicas diretas ou atividades agropecuárias, representando uma condição de referência ecológica. O trecho agrícola está inserido em área

com predominância de pastagens, criação extensiva de animais e cultivo agrícola, com possível contribuição de dejetos orgânicos e resíduos de insumos (como fertilizantes e pesticidas) ao corpo hídrico. O trecho urbano localiza-se na área central do município, recebendo aportes diretos de esgoto doméstico provenientes da rede pública de esgotamento sanitário, além de outros impactos típicos de áreas urbanizadas. A seleção dos trechos buscou representar condições contrastantes de uso da terra e seus potenciais efeitos sobre o biofilme, em consonância com o objetivo central deste estudo. Em cada trecho (natural, agrícola e urbano), foram definidos três pontos de amostragem — ponto 1 (montante), ponto 2 (intermediário) e ponto 3 (jusante) — totalizando nove pontos ao longo do riacho. A definição dos pontos considerou inspeções de campo prévias, com base em critérios como presença contínua de substrato adequado para o desenvolvimento do biofilme (pedras e cascalho), ausência de represamentos ou barreiras artificiais imediatas que pudessem alterar as condições de fluxo. As coletas seguiram a ordem montante–jusante dentro de cada trecho, visando evitar contaminações cruzadas e garantir a representatividade espacial das amostras.

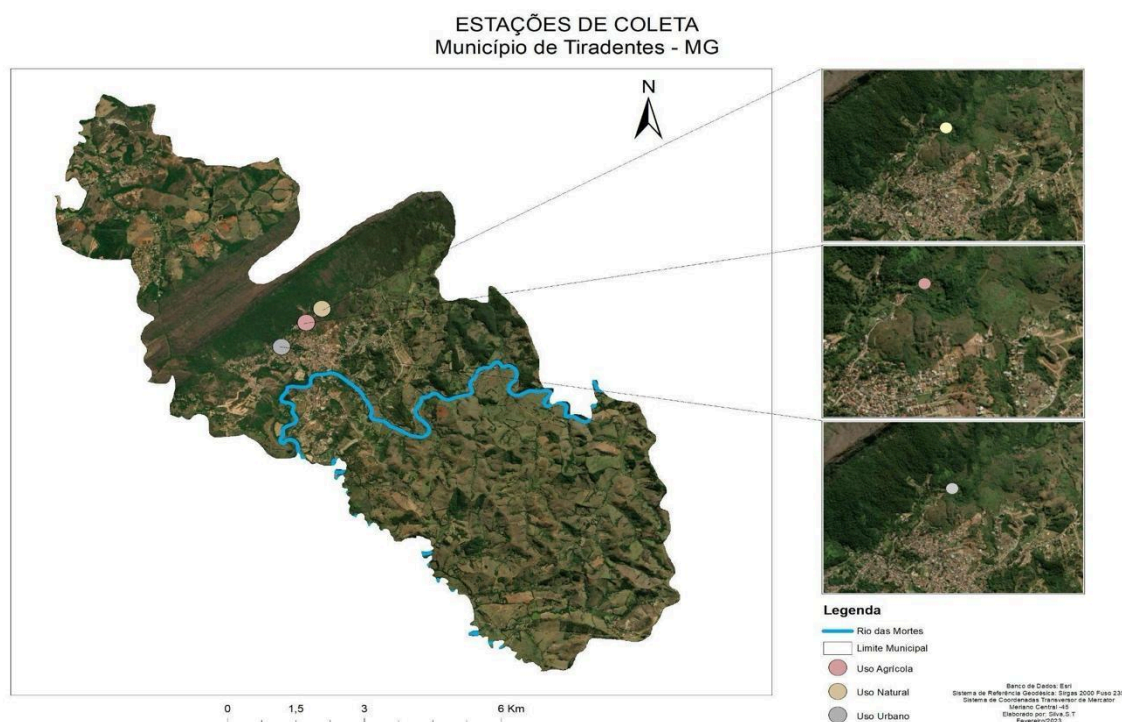


Figura 7. Localização dos três trechos de amostragem no riacho Santo Antônio, município de Tiradentes, MG.



Figura 8. Fotos dos pontos de amostragem nos trechos Urbano (A), Agrícola (B) e Natural (C) do riacho Santo Antônio, em Tiradentes, MG.

As coletas ocorreram entre junho de 2022 e julho de 2023, abrangendo um contínuo de seca – chuva – seca. Foram realizadas oito campanhas de amostragem, sendo cinco nos períodos de seca (junho/2022, setembro/2022, abril/2023, maio/2023 e julho/2023) e três no período de chuvas (novembro/2022, dezembro/2022 e março/2023). A estação seca foi amostrada em duas fases: a primeira, denominada seca 1, incluiu os meses de junho e setembro de 2022; e a segunda, seca 2, abrangeu os meses de abril, maio e julho de 2023. A estação chuvosa foi representada por coletas realizadas em novembro e dezembro de 2022, e março de 2023. As fortes chuvas ocorridas nos meses de janeiro e fevereiro de 2023 impossibilitaram a coleta nesses meses, devido ao alagamento das margens nos trechos natural e agrícola e ao alto nível do canal no trecho urbano. A ordem geral das campanhas seguiu o sentido jusante–montante, iniciando-se no trecho urbano, seguido pelo trecho agrícola e finalizando no trecho natural.

As amostras de água foram coletadas em frascos plásticos limpos, rotulados e mantidos sob refrigeração até o transporte ao laboratório. Essas amostras foram destinadas às análises de nutrientes inorgânicos, matéria orgânica particulada e demais variáveis de qualidade da água, conforme previsto nas hipóteses H1, H2 e H4, que relacionam a estrutura do biofilme à variabilidade da água e aos diferentes usos da terra (APHA, 2005). Durante as campanhas de campo, foram também registradas, *in situ*, variáveis físicas e químicas da água,

com o uso de uma sonda multiparâmetros YSI (sistema MPS 665, EUA), incluindo: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), condutância elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e saturação de oxigênio (%).

Complementarmente, foram realizadas medições das características morfométricas e hidrodinâmicas do canal, com o objetivo de estimar parâmetros como largura, profundidade, declividade, vazão, velocidade da água e coeficiente de dispersão longitudinal, em consonância com protocolos clássicos de monitoramento limnológico (APHA, 2005; ESTEVES, 2011). Esses parâmetros são amplamente utilizados em estudos de ecossistemas lóticos por influenciarem diretamente o transporte de nutrientes, a disponibilidade de habitats e a variabilidade temporal dos processos ecológicos, aspectos essenciais para a compreensão dos efeitos sazonais e do uso da terra sobre o biofilme. A largura do canal foi aferida com trena posicionada perpendicularmente às margens, enquanto o comprimento de cada trecho foi determinado entre o ponto 1 (montante) e o ponto 3 (jusante). A profundidade foi medida em diferentes seções transversais com o uso de metro articulado. Para os cálculos hidrodinâmicos, realizou-se um experimento de diluição com traçador conservativo (NaCl), mediante adição de uma concentração conhecida do sal no ponto a montante e registro da condutância elétrica no ponto a jusante. O tempo de deslocamento do traçador foi cronometrado e os dados de condutância registrados antes e após sua chegada com a sonda multiparâmetros. Essas medições foram realizadas em campo, de forma integrada às coletas de água e biofilme. No entanto, apenas as quatro últimas campanhas foram consideradas para as análises hidrodinâmicas, devido a limitações metodológicas nas coletas iniciais. Assim, os dados de vazão, velocidade média e dispersão longitudinal referem-se exclusivamente às amostragens de março (chuva), abril, maio e julho de 2023 (seca).

Para a coleta do biofilme, utilizou-se um marcador circular com diâmetro padronizado de 8,8 cm, delimitando a área de raspagem. O material foi removido por raspagem e sucção com o auxílio de uma seringa acoplada a um pequeno segmento de mangueira, permitindo a coleta cuidadosa sem comprometer a integridade do biofilme (BIGGS, 1996). As amostras foram armazenadas em frascos plásticos com tampa, mantidas sob refrigeração até o processamento laboratorial, garantindo a preservação das características microbiológicas e químicas originais. Para as análises taxonômicas, realizadas no Laboratório parceiro na UFMG, as amostras foram fixadas em solução de Lugol acético (UTERMOHL, 1958).

Os procedimentos de campo resultaram em uma base de dados integrada, contemplando informações físicas e químicas, hidrodinâmicas e biológicas dos trechos estudados ao longo das estações do ano (ANEXO I).

3.2.3 Análises geográficas: uso da terra, hipsometria e declividade

Com o objetivo de compreender a influência da paisagem circundante sobre o biofilme do riacho Santo Antônio, foram realizadas análises geoespaciais envolvendo: (a) uso da terra; (b) hipsometria; e (c) declividade. Inicialmente, foram conduzidas visitas *in loco* para validação dos dados digitais, por meio da observação direta dos elementos presentes nas margens e áreas adjacentes aos pontos de coleta previamente definidos (Figura 3).

3.2.3.1 Produção de material cartográfico de uso da terra

A análise do uso da terra foi realizada com base em dados disponibilizados pelo IDE-Sisema, a infraestrutura de dados espaciais vinculada ao Sistema Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (IDE-SISEMA, 2024). O IDE-Sisema oferece acesso confiável e integrado a dados geoespaciais atualizados, sendo amplamente utilizado para monitoramento ambiental e planejamento territorial.

Os dados referentes ao uso da terra no município de Tiradentes foram obtidos em formato shapefile, projetados no sistema de referência geocêntrico SIRGAS 2000, fuso 23S. A versão utilizada foi a mais recente disponível até a data da pesquisa, em 2024. A partir desses dados, foram realizados procedimentos de extração da área de interesse, análise das classes de uso da terra e quantificação de suas extensões em quilômetros quadrados (km²). O processamento e análise foram conduzidos no software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016), com aplicação de ferramentas de geoprocessamento para identificar a distribuição espacial das diferentes coberturas do solo. As classes de uso foram representadas segundo a convenção cartográfica vigente, com cores distintas atribuídas a cada tipo. As áreas de cada classe foram somadas, resultando em medidas absolutas (km²) e relativas (%), posteriormente organizadas em um mapa temático contendo a nomenclatura, extensão e proporção de cada categoria dentro dos limites do município de Tiradentes.

3.2.3.2 Produção de material cartográfico de hipsometria e declividade

A representação hipsométrica do terreno foi realizada com base na elaboração de um Modelo Digital de Terreno (MDT), construído a partir de imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução espacial de 30 m (EMBRAPA, 2023), disponibilizadas pela Embrapa Brasil. O MDT possibilitou a geração das curvas de nível e a visualização das variações altimétricas no território municipal. A representação gráfica foi construída no ArcGIS 10.5, com gradiente altimétrico codificado por cores: verde para altitudes mais baixas, amarelo para médias e vermelho para elevações mais altas. O sistema de projeção adotado foi o SIRGAS 2000.

Para a análise da declividade, foi elaborado um Modelo Numérico de Terreno (MNT), a partir da extração de curvas de nível com equidistância de 1 metro. O MNT foi desenvolvido utilizando a ferramenta *Create TIN*, e a partir dele foi gerado o mapa de declividade por meio da ferramenta *Slope*, ambas disponíveis no ArcToolBox. A análise da declividade permitiu a identificação das variações de inclinação no terreno e, consequentemente, a delimitação de áreas mais elevadas e mais baixas. Essas informações foram fundamentais para a definição precisa da direção do fluxo do canal e interpretação morfométrica da bacia de drenagem.

3.2.4 Análise da matéria orgânica particulada (POM)

As amostras de água destinadas à análise da matéria particulada em suspensão foram filtradas em filtros de fibra de vidro com malha de 0,7 μm e diâmetro de 47 mm (Macherey-Nagel, Alemanha), previamente incinerados e pesados em balança de precisão (Shimadzu, Japão). O volume filtrado foi registrado até a saturação do filtro. Após a filtração, os filtros foram secos em estufa a 110 °C por duas horas e novamente pesados. Na sequência, as amostras foram incineradas a 550 °C por quatro horas, com posterior pesagem final. A partir dessas medições, foram calculadas as frações orgânica e inorgânica da matéria particulada em suspensão na água, expressas em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (APHA, 2005).

Para a análise do material particulado orgânico e inorgânico presente nas amostras de biofilme, o material foi inicialmente seco em estufa até completa remoção da água. Em

seguida, o biofilme seco foi raspado dos frascos e pesado em balança de precisão, obtendo-se o peso seco total. As amostras foram então submetidas à incineração a 550 °C por quatro horas, com nova pesagem subsequente. Os valores obtidos permitiram o cálculo das frações orgânica e inorgânica do material particulado presente no biofilme (APHA, 2005).

3.2.5 Análises químicas na água

No laboratório, as amostras de água destinadas às análises de nutrientes inorgânicos dissolvidos foram homogeneizadas e filtradas a vácuo em sistema Millipore, utilizando filtros de fibra de vidro com malha de 0,7 µm e diâmetro de 47 mm (Macherey-Nagel, Alemanha). O volume filtrado foi armazenado em tubos Falcon e congelado a -18 °C até a realização das análises. As amostras destinadas à determinação das concentrações de nutrientes totais foram imediatamente congeladas após a chegada ao laboratório, a fim de preservar sua integridade.

As análises de nutrientes nitrogenados e fosfatados foram realizadas por espectrofotometria, em sistema automatizado de injeção em fluxo (FIALab2500). A quantificação do nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) seguiu o método colorimétrico padrão com digestão oxidativa por persulfato, conforme a norma ISO 11473-2. A determinação do fósforo inorgânico dissolvido (SRP) foi conduzida a partir da digestão em persulfato e subsequente leitura colorimétrica, seguindo os procedimentos descritos em APHA (2005). A análise de nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) foi realizada por espectrofotometria, com redução em coluna de cádmio. Foram determinadas as concentrações de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), fósforo reativo solúvel (SRP) e nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) ao longo de um ciclo sazonal completo, abrangendo campanhas de coleta realizadas entre junho de 2022 e julho de 2023.

3.2.6 Análises químicas no biofilme (estequiometria mineral C:N)

As amostras de biofilme destinadas às análises de carbono e nitrogênio, para determinação da razão estequiométrica C:N, foram inicialmente secas em estufa a 110 °C até a eliminação completa da umidade, pesadas em balança de precisão e armazenadas em freezer até o momento da análise.

As determinações de carbono e nitrogênio foram realizadas por meio da técnica de oxidação catalítica em alta temperatura (High Temperature Catalytic Oxidation – HTCO),

utilizando-se um analisador elementar CHNO (FLASH HT Plus, Thermo, Alemanha) acoplado a um espectrômetro de massas com razão isotópica (Isotope Ratio Mass Spectrometer – IRMS, Delta V, Thermo, Alemanha). Este sistema permite a quantificação simultânea da composição isotópica e das concentrações elementares de carbono (C) e nitrogênio (N).

Os resultados isotópicos são expressos na unidade padrão delta (δ), conforme a equação:

$$\delta X = \left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} - 1 \right) \times 1000$$

em que **X** representa o isótopo analisado (^{13}C ou ^{15}N), e **R** é a razão isotópica correspondente ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). As concentrações elementares de carbono e nitrogênio são expressas em porcentagem de peso (% peso) em relação à massa seca da amostra analisada.

3.2.7 Análises biológicas do biofilme

Para a análise da composição da comunidade autotrófica do biofilme, a que se refere este estudo, as amostras coletadas foram imediatamente fixadas em garrafas plásticas contendo solução de Lugol acético e, em seguida, transportadas ao Laboratório de Ecologia do Fitoplâncton, vinculado ao Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), onde foram analisadas sob supervisão do professor Cleber C. Figueredo.

A identificação taxonômica das células foi realizada por meio de microscópio invertido (modelo AXIO Scope, Zeiss, Alemanha), sendo os organismos identificados até o menor nível taxonômico possível, com base em chaves de identificação específicas. A quantificação seguiu a metodologia clássica proposta por Utermohl (1958), amplamente adotada para análises de comunidades perifíticas e planctônicas.

3.2.8 Análises estatísticas

Os testes estatísticos realizados neste estudo consideraram o uso da terra (natural, agrícola e urbano) como principal fator de comparação, em consonância com o objetivo central da pesquisa e as hipóteses propostas. A variável *estação* foi incorporada exclusivamente nas representações gráficas (boxplots por estação), com o intuito de apoiar a interpretação ecológica e a visualização de padrões sazonais. Essa escolha metodológica fundamenta-se no fato de que a sazonalidade não foi tratada como fator experimental independente, mas como componente do contexto ecológico ao qual o sistema responde.

As análises estatísticas foram conduzidas no software R (versão 4.4.2), com o auxílio dos pacotes dplyr, ggplot2, car, DescTools e readxl. Os dados foram organizados por banco e por variável, com as unidades de medida devidamente padronizadas: temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), saturação de oxigênio dissolvido (%), condutância elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), matéria orgânica particulada (POM) no biofilme ($\log_{10} \text{ g}/\text{m}^2$) e na água (mg/L), biomassa do biofilme (biovolume/ m^2 e gC/m^2), razão molar C:N (% peso) e nutrientes dissolvidos (NO_3^- -N, NH_4^+ -N e SRP, em $\mu\text{g}/\text{L}$). Em todos os casos, os testes estatísticos consideraram exclusivamente o fator “uso da terra”, enquanto “estação” e “mês de coleta” foram utilizados apenas como categorias descritivas nas figuras.

Para as variáveis físicas e químicas da água analisadas *in situ* (temperatura, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio e condutância elétrica), os dados originais foram avaliados quanto à normalidade (teste de Shapiro-Wilk por grupo) e à homogeneidade de variâncias (teste de Fligner-Killeen). Todos os pressupostos foram atendidos nos dados brutos, sem necessidade de transformação para normalização dos dados, permitindo a aplicação da ANOVA de um fator (one-way ANOVA), com o uso da terra como variável explicativa. O teste de comparações múltiplas de Tukey (TukeyHSD) foi utilizado para investigar diferenças entre pares de grupos. Os resultados foram acompanhados por boxplots por estação e uso da terra, com o objetivo de explorar padrões sazonais.

As análises da biomassa de biofilme foram realizadas com base em duas variáveis principais: (1) biovolume por área de substrato (biovolume/ m^2), discriminado por grupo taxonômico, e (2) biomassa de carbono (gC/m^2). Para ambas, devido à ampla variação dos valores registrados, os dados foram transformados logaritmicamente ($\log_{10}$), a fim de atender

aos pressupostos estatísticos. Após a transformação, os testes de Shapiro-Wilk e Fligner-Killeen indicaram conformidade com os pressupostos, permitindo a aplicação da ANOVA one-way e, em seguida, do teste post-hoc de Tukey para comparação entre os usos da terra.

Para os dados de POM no biofilme (g/m^2), também foi aplicada a transformação logarítmica ($\log_{10}$), que viabilizou o uso da ANOVA de um fator e do teste de Tukey. Mesmo nos casos em que a ANOVA não indicou diferenças estatisticamente significativas, o teste de Tukey foi mantido como ferramenta exploratória para investigação de tendências. No caso da POM na água (mg/L), os dados brutos atenderam diretamente aos pressupostos estatísticos. Foi aplicada a ANOVA de um fator considerando o uso da terra como variável explicativa, com o teste de TukeyHSD para comparações entre os grupos. As representações gráficas seguiram o mesmo padrão, com boxplots por estação e uso da terra. A razão molar C:N do biofilme (adimensional) e a biomassa expressa como $\log_{10}(\text{gC/m}^2)$ também foram submetidas à transformação logarítmica. A normalidade e a homogeneidade foram verificadas com os testes de Shapiro-Wilk e Fligner-Killeen. Quando os pressupostos foram atendidos, aplicou-se a ANOVA seguida do teste de Tukey; nos casos em que os pressupostos foram violados, recorreu-se ao teste de Kruskal-Wallis com comparações múltiplas não paramétricas.

As análises dos nutrientes dissolvidos na água incluíram as concentrações de nitrato (NO_3^- -N), nitrogênio amoniacal (NH_4^+ -N) e fósforo solúvel reativo (SRP), expressas em $\mu\text{g/L}$. Os dados de NO_3^- -N e NH_4^+ -N atenderam aos pressupostos e foram analisados por ANOVA, com o teste de Tukey para comparações múltiplas. Para o SRP, não houve variação expressiva entre as amostras — com registros iguais ou próximos de zero —, impossibilitando a aplicação de testes estatísticos. Ainda assim, a ausência de variação foi registrada e discutida na seção de Resultados e Discussão.

As variáveis hidrodinâmicas analisadas foram: vazão (L/s), velocidade média da água (m/s) e coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s). Quando os dados brutos não atenderam aos pressupostos, foi aplicada a transformação logarítmica ($\log_{10}$) antes da ANOVA de um fator. Os testes de Tukey a posteriori foram utilizados para comparações entre os grupos.

Todas as variáveis foram representadas graficamente por meio de boxplots ou histogramas por uso da terra e por estação do ano, sendo priorizado o uso de boxplots para melhor visualização de tendências. A escala logarítmica foi aplicada ao eixo y sempre que necessário e o eixo x foi padronizado conforme a ordem temporal das estações. Essa

abordagem garantiu coerência, organização visual e transparência na apresentação dos resultados.

Todos os boxplots apresentados neste trabalho foram construídos com o mesmo script no software R, de forma a assegurar padronização no layout, escalas e representação gráfica entre as diferentes variáveis analisadas. Em cada boxplot, a linha horizontal dentro da caixa representa a mediana (valor central da distribuição), enquanto os limites superior e inferior da caixa correspondem, respectivamente, ao terceiro quartil (Q3, 75%) e ao primeiro quartil (Q1, 25%). As linhas verticais (whiskers) se estendem até 1,5 vezes a amplitude interquartílica (IQR), representando a variação típica dos dados. Valores que ultrapassam esse limite são plotados individualmente como pontos, sendo considerados potenciais outliers (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Além disso, alguns conjuntos de dados foram transformados em logaritmo ($\log_{10}$) para atender aos pressupostos estatísticos; nesses casos, a indicação da transformação é explicitamente apresentada e discutida na seção de Resultados, sempre que necessária (ZAR, 2010). Essa descrição assegura clareza e transparência na interpretação dos gráficos utilizados para comparação entre os usos da terra e para a visualização de padrões sazonais.

3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Análises geográficas: uso da terra, hipsometria e declividade.

Os resultados das análises geográficas realizadas para o município de Tiradentes (MG) revelaram a presença de sete classes de uso e cobertura da terra, com predominância das classes Pastagem (57,49%), Vegetação (29,66%) e Área Urbana (9,03%). Observa-se que a área urbana está concentrada no entorno imediato dos trechos de estudo, especialmente nos trechos classificados como urbano e agrícola (Figura 9).

O mapa hipsométrico evidenciou que as menores altitudes ocorrem na porção central do município, ao longo do curso do Rio das Mortes, com elevações entre 890 e 900 metros. As altitudes mais elevadas concentram-se na região da Serra de São José, atingindo faixas entre 1300 e 1400 metros (Figura 10). Já o mapa de declividade indicou que as inclinações do relevo variam amplamente, desde 0 a 8,5% nas áreas mais planas até declividades com desnível acumulado entre 108,2 e 430 metros (Figura 11). Os trechos amostrados do riacho

estão situados em altitudes que variam de 890 a 1000 metros (mais especificamente na curva de nível de 910m), com declividades predominantes entre 0 e 24%. Por estarem concentrados em uma mesma faixa de altitude e de declividade, assumimos que se encontram submetidos aos mesmos efeitos de pressão atmosférica e de escoamento superficial referente à declividade, durante os períodos de chuva (ROSS; GUERRA; CUNHA, 1999). No caso do escoamento superficial, este dependente ainda, naturalmente, da cobertura vegetal no solo e dos padrões de relevo em cada paisagem (ROSS; GUERRA; CUNHA, 1999; SANTOS, 2004). O trecho natural está inserido integralmente em área de vegetação nativa; o trecho urbano, em área tipicamente urbanizada; e o trecho agrícola, embora localizado em área rural, encontra-se sob influência direta de diferentes classes de uso, especialmente vegetação, área urbana e pastagens adjacentes.

As análises geográficas caracterizaram a paisagem no entorno dos trechos estudados, além de delimitar os padrões altitudinais e de declividade nos trechos selecionados, auxiliando na compreensão das possíveis influências antrópicas e climáticas sobre os locais de coleta. A escolha dos pontos amostrais foi fundamentada em observações de campo realizadas *in situ*, e foram corroboradas pelas análises de uso da terra. No caso do trecho agrícola, a seleção foi feita em um sítio de produção animal, onde a pastagem representava o uso dominante nas margens do riacho, caracterizando uma área com atividade agropecuária evidente.

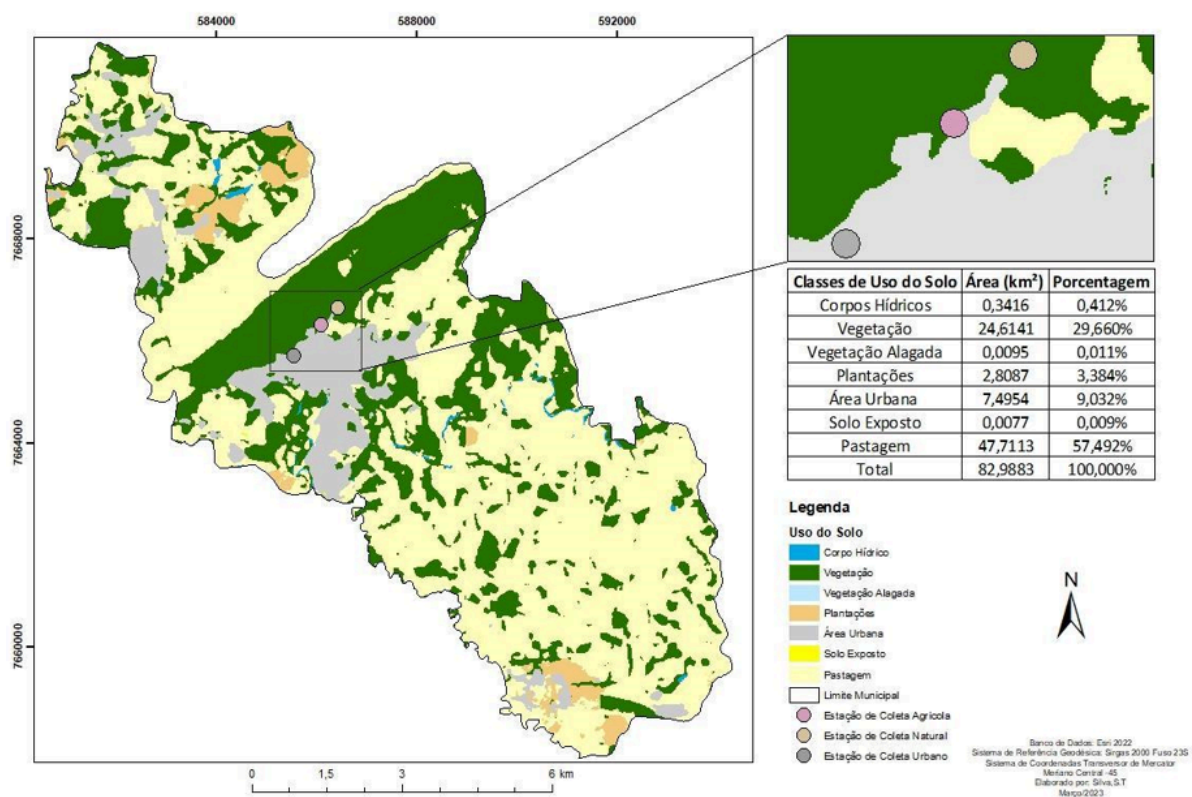


Figura 9. Uso da terra no município de Tiradentes, MG.

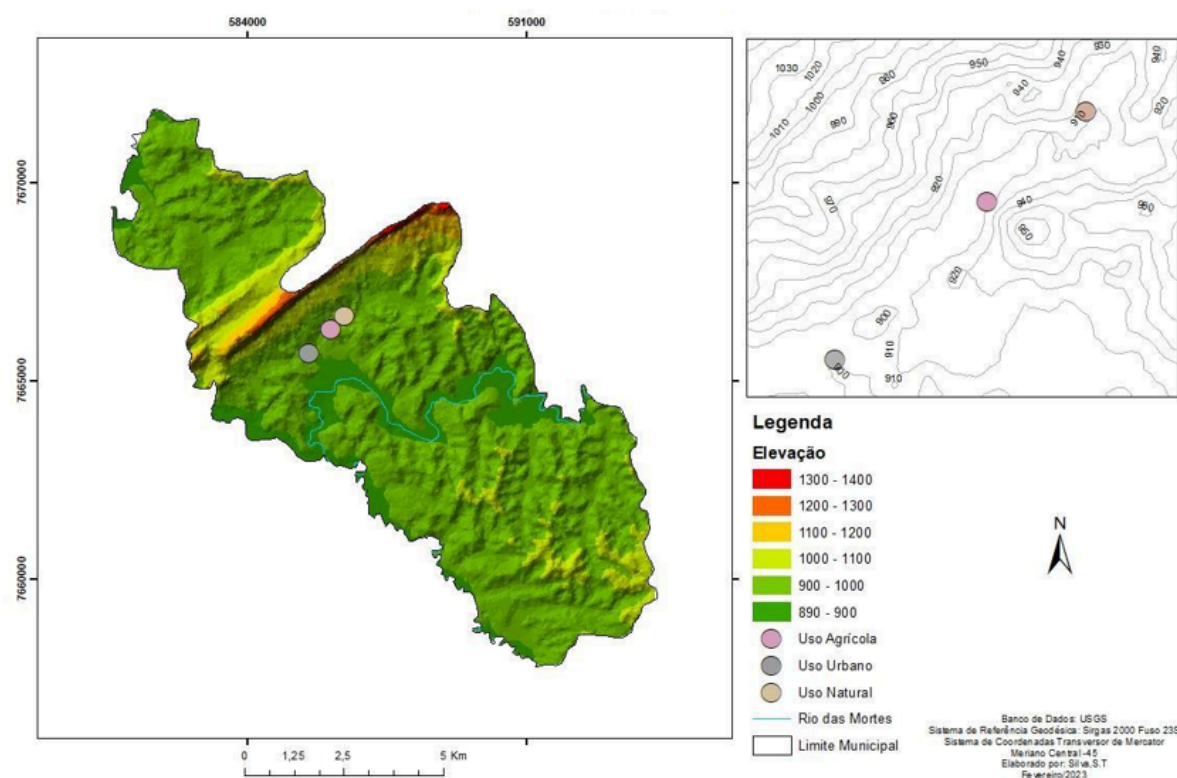


Figura 10. Mapa hipsométrico do município de Tiradentes, MG.

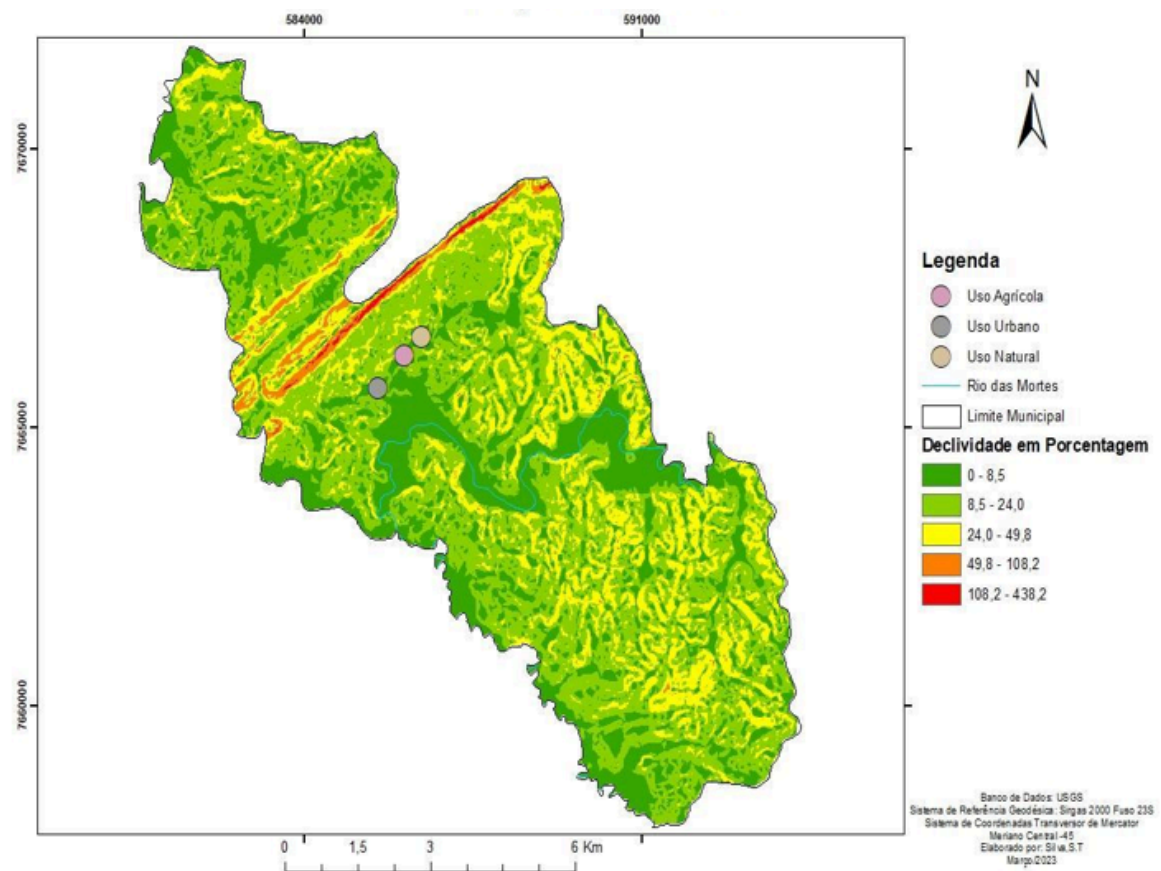


Figura 11. Mapa de declividade do município de Tiradentes, MG.

3.3.2 Análises hidrodinâmicas

As análises hidrodinâmicas abrangeram sete variáveis relacionadas à dinâmica do fluxo nos diferentes trechos do riacho: vazão, velocidade média da água, dispersão longitudinal, largura e profundidade do canal, declividade do leito e direção do fluxo, além das curvas de saturação geradas por traçador conservativo (NaCl). Esses parâmetros são fundamentais para compreender como os usos da terra influenciam a estrutura física do ambiente lótico e, conseqüentemente, afetam a biomassa e a composição do biofilme ao longo das estações (ESTEVES 2011), conforme previsto nas hipóteses H2, H3 e H4.

As análises estatísticas indicaram que os dados de vazão atenderam à suposição de normalidade dentro de cada grupo de uso da terra ($p > 0,24$), conforme o teste de Shapiro-Wilk. No entanto, foi observada violação da homogeneidade de variâncias entre os grupos ($p = 0,012$), segundo o teste de Fligner-Killeen. Após transformação logarítmica, a distribuição permaneceu normal ($p > 0,24$) e as variâncias passaram a ser consideradas homogêneas ($p = 0,050$). A ANOVA revelou diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p = 0,002$), com o teste de Tukey indicando que o trecho agrícola apresentou vazão significativamente mais elevada que o trecho natural ($p = 0,0017$). As demais comparações não apresentaram significância estatística (Figura 12).

Os dados brutos de velocidade média apresentaram distribuição normal em todos os grupos ($p > 0,32$) e homogeneidade de variâncias ($p = 0,052$). A ANOVA indicou diferença significativa entre os grupos ($p = 0,036$), com o teste de Tukey revelando que o trecho agrícola teve velocidade média significativamente maior que o trecho natural ($p = 0,030$). Não houve diferenças significativas entre os demais pares (Figura 13).

Para a dispersão longitudinal, os dados transformados em $\log_{10}$ apresentaram normalidade ($p > 0,60$) e homogeneidade de variâncias ($p = 0,840$). A ANOVA não indicou diferença significativa entre os grupos ($p = 0,160$) e o teste de Tukey não apontou diferenças estatísticas (Figura 14). No entanto, vale ressaltar a dispersão mais elevada dos valores medidos nos trechos agrícola e urbano, que pode ser observada pelo gráfico e que, provavelmente, foi responsável pela ausência de significância estatística no teste.

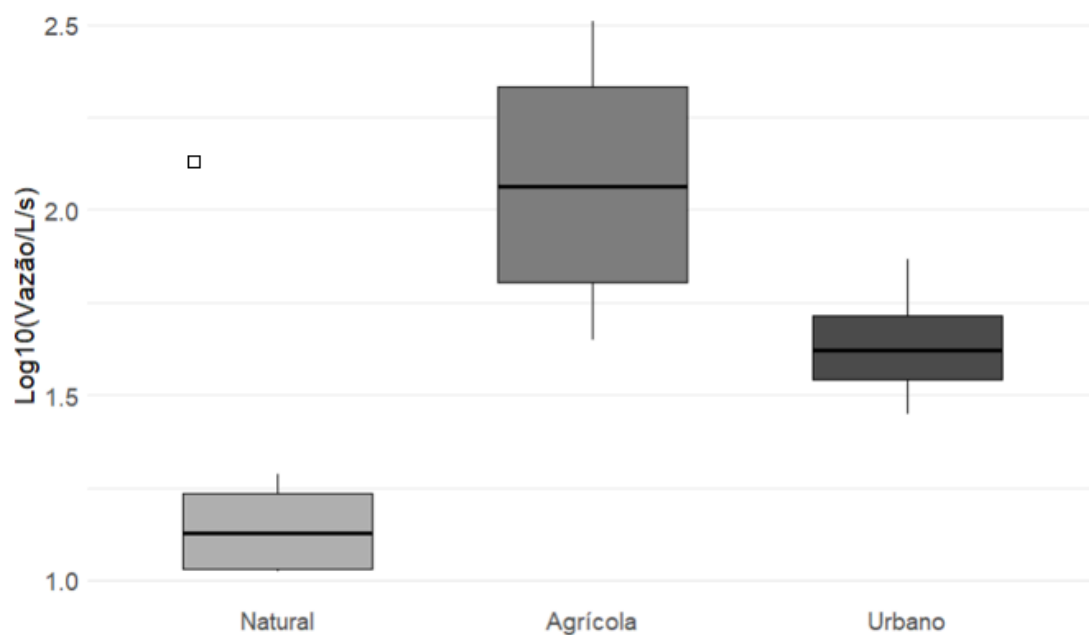


Figura 12: Distribuição da vazão média ($\log_{10} L/s$) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

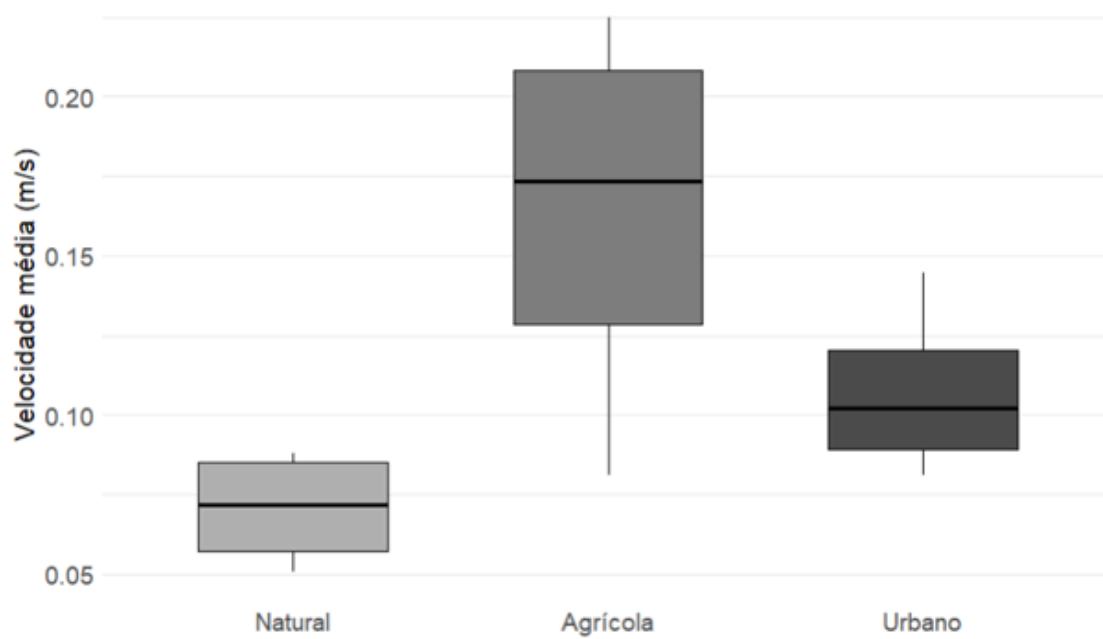


Figura 13: Distribuição da velocidade média da água (m/s) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

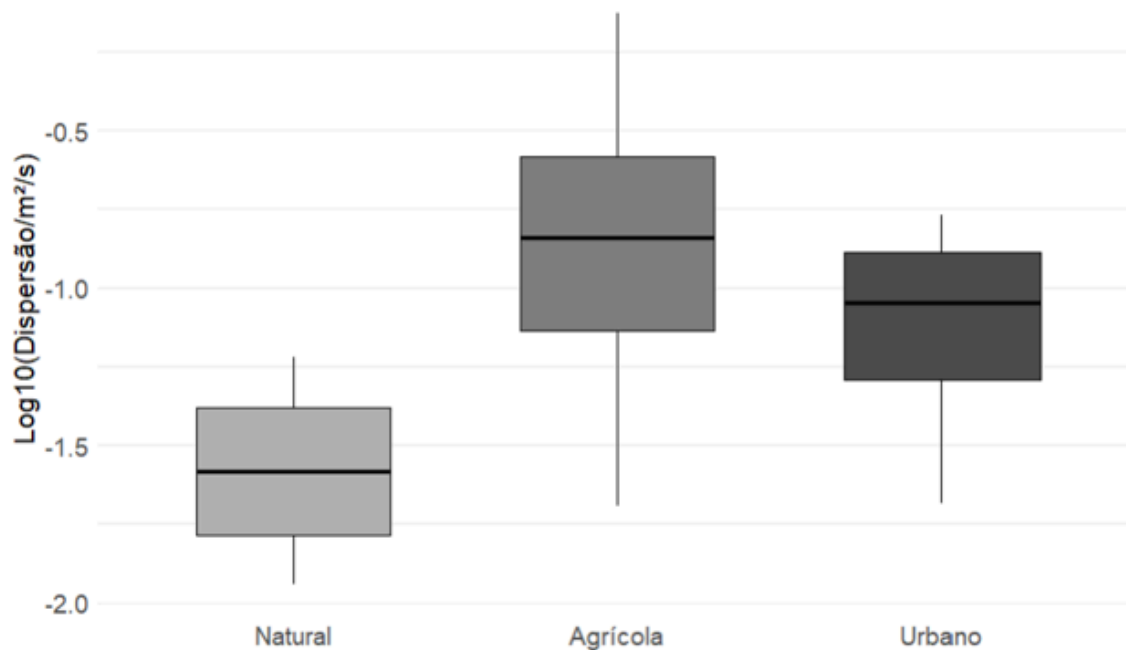


Figura 14: Distribuição da dispersão longitudinal média (m^2/s) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

A direção do fluxo acompanhou a declividade do terreno, determinada pelas análises geográficas, com escoamento predominante no sentido leste-oeste, em direção ao Rio das Mortes. A largura média do canal variou entre os usos da terra: agrícola (1,98 m), urbano (1,58 m) e natural (0,97 m). Os dados apresentaram normalidade ($p > 0,48$) e homogeneidade de variâncias ($p = 0,589$). A ANOVA indicou ausência de diferença estatisticamente significativa ao nível de 5% ($p = 0,0961$) e, assim, o teste de Tukey não revelou diferenças significativas (Figura 15). Esperava-se que o uso da terra impactasse significativamente a largura do canal, o que não foi corroborado.

A profundidade média do canal foi maior no trecho natural (0,215 m), seguido do agrícola (0,185 m) e do urbano (0,120 m). A ANOVA não revelou diferença significativa ($p = 0,187$) e, consequentemente, o teste de Tukey não apontou diferenças entre os grupos ($p > 0,16$) (Figura 16). Esperava-se encontrar diferenças significativas, especialmente com redução de profundidade em áreas impactadas, mas tal fato não foi confirmado estatisticamente.

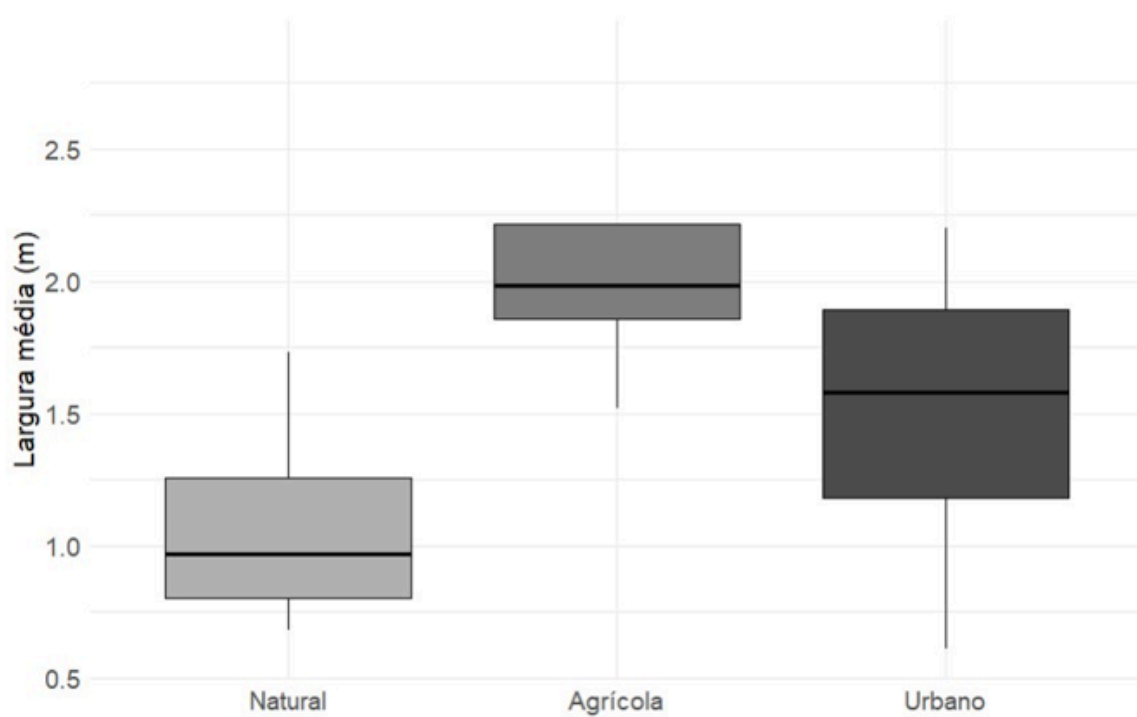


Figura 15: Distribuição da largura média do canal (m) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

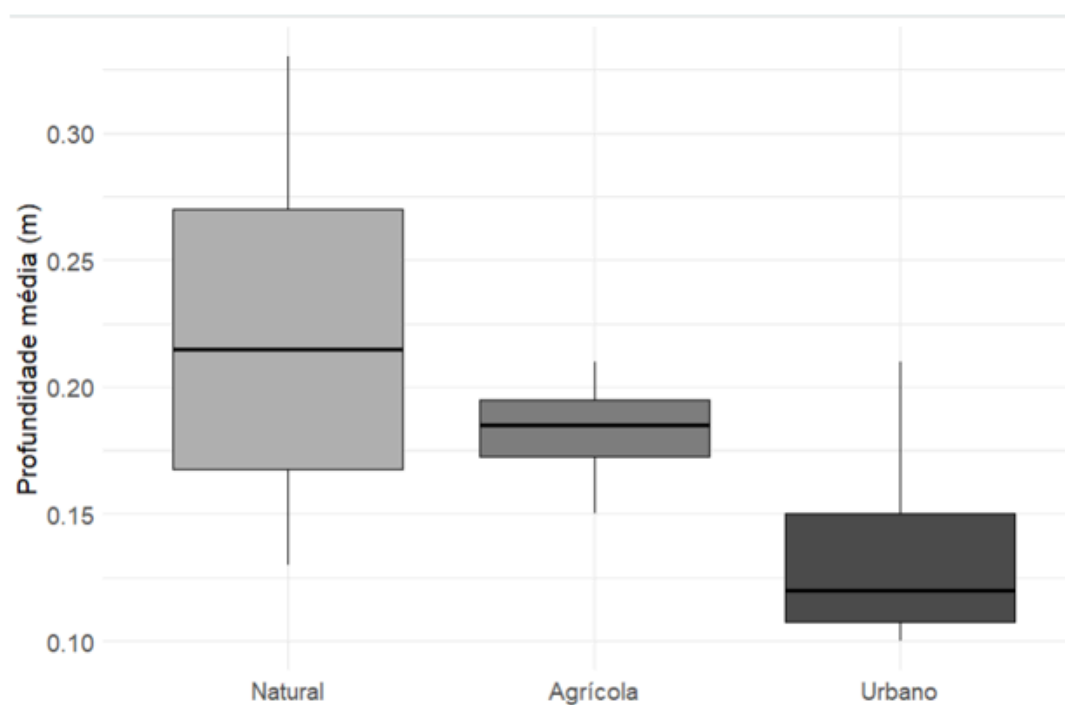


Figura 16: Distribuição da profundidade média do canal (m) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

As curvas de passagem do traçador, obtidas pela aplicação de NaCl como soluto conservativo, foram realizadas nas campanhas de março, abril, maio e julho de 2023. Os resultados indicaram que os trechos agrícola e urbano apresentaram picos de condutividade mais rápidos e estreitos, evidenciando menor tempo de residência da água e maior velocidade de escoamento. No trecho natural, observou-se curva mais alongada, com maior retenção hídrica, coerente com a menor vazão e maior complexidade morfológica (Figuras 17 a 20). Essas evidências qualitativas reforçam os achados quantitativos das análises de vazão e velocidade.

Os resultados hidrodinâmicos corroboraram parcialmente as hipóteses H2 e H3, uma vez que os trechos agrícola e urbano apresentaram maior vazão e velocidade média, com diferenças estatisticamente significativas em relação ao trecho natural, refletindo maior influência antrópica sobre a dinâmica do escoamento no canal. No entanto, as demais variáveis (dispersão, largura e profundidade) não apresentaram diferenças estatísticas significativas, o que não corrobora integralmente a expectativa de alteração hidrodinâmica mais ampla nos trechos impactados, conforme as hipóteses estabelecidas. A ausência de significância em algumas variáveis não era esperada, indicando que os efeitos do uso da terra sobre a hidrodinâmica, embora detectáveis em alguns parâmetros, não foram suficientemente amplos para confirmar todas as hipóteses relacionadas a esse aspecto.

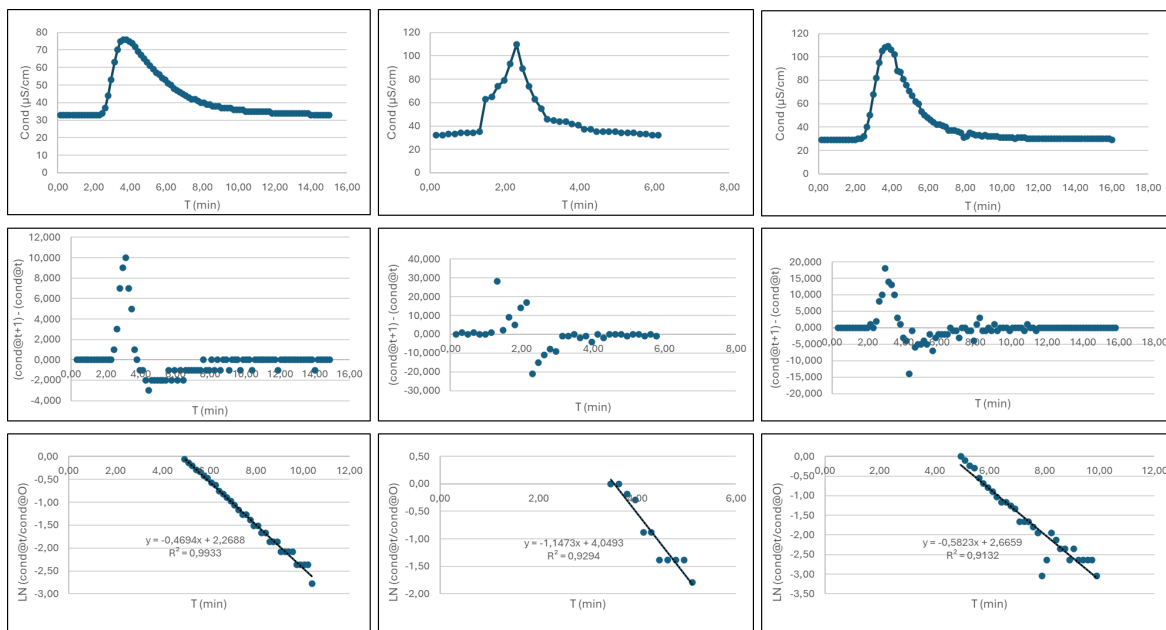


Figura 17. Representação da hidrodinâmica no período de chuvas (março de 2023) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

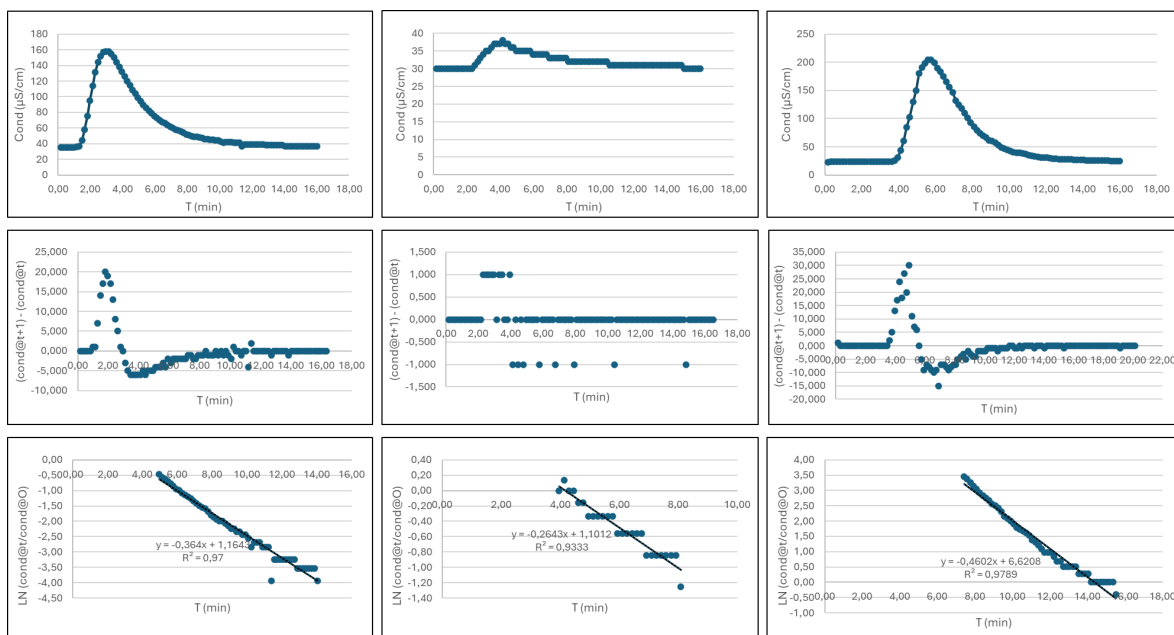


Figura 18. Representação da hidrodinâmica no período de seca (maio de 2023) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

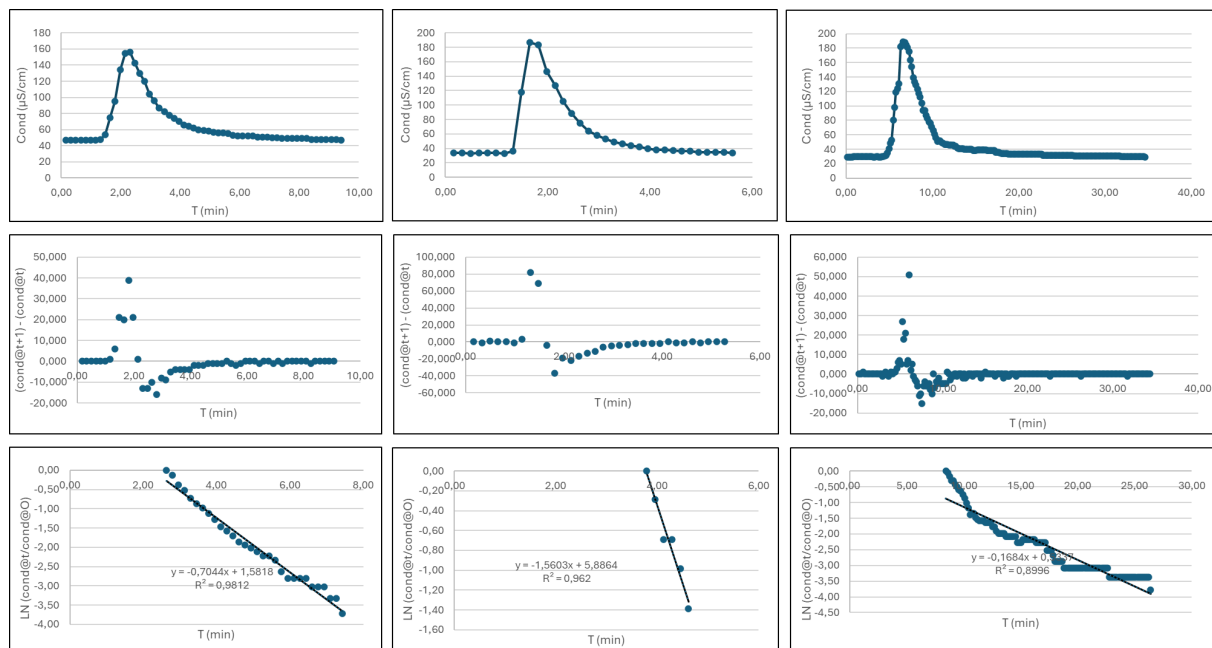


Figura 19 Representação da hidrodinâmica no período de seca (julho de 2023) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

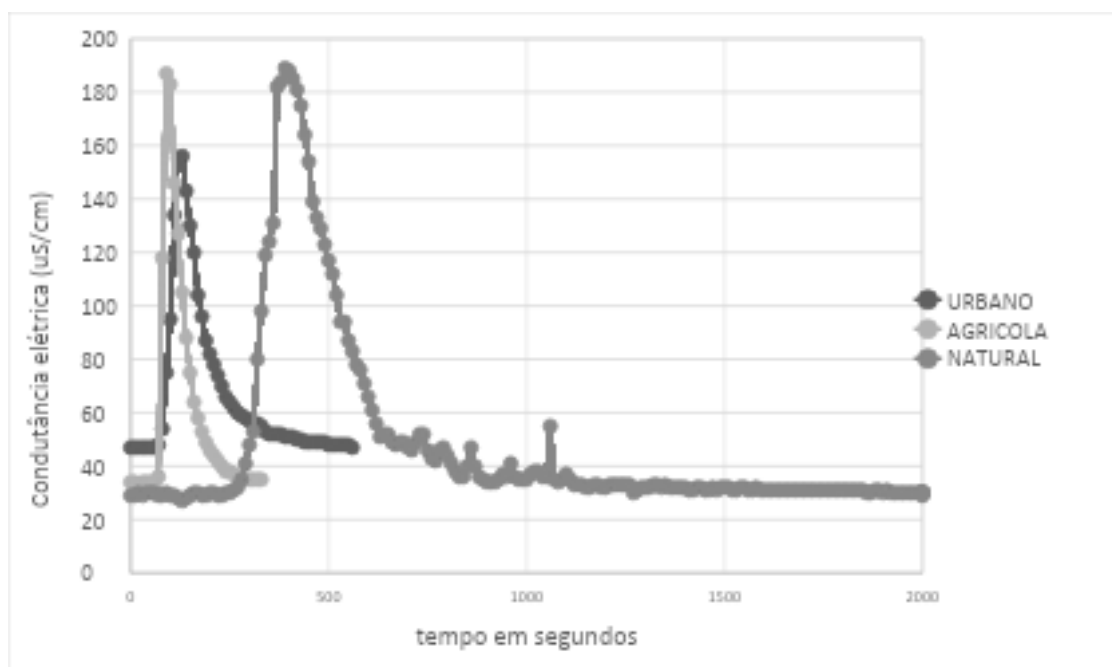


Figura 20 Curvas de passagem do traçador conservativo (NaCl) nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), durante experimento de adição realizado em julho de 2023.

3.3.3 Variáveis físicas e químicas *in situ*

As variáveis físicas e químicas da água medidas *in situ* (temperatura, oxigênio dissolvido -OD, saturação de oxigênio e condutância elétrica), foram tomadas nos trechos do riacho inseridos nos diferentes usos da terra, ao longo das estações Seca 1, Chuva e Seca 2. Os dados permitiram identificar padrões sazonais e potenciais influências antrópicas, com destaque para a condutância elétrica, única variável que apresentou diferença estatística significativa entre os grupos.

A temperatura da água apresentou padrão sazonal bem definido, com aumento durante o período chuvoso e maior variabilidade térmica na estação Seca 2 (Figura 21; Tabela 2). Na Seca 1, os valores médios foram mais baixos e relativamente constantes entre os usos da terra, com medianas de 13,85 °C no trecho Natural, 14,38 °C no Agrícola e 15,37 °C no Urbano. Esse comportamento reflete as condições climáticas do início do inverno e da transição para a primavera, marcadas por menor insolação (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Durante a estação Chuva, observou-se elevação significativa da temperatura em todos os trechos, com medianas superiores a 19 °C: 19,70 °C (Natural), 19,66 °C (Agrícola) e 19,79 °C (Urbano), resultado atribuído ao aumento da radiação solar e das temperaturas atmosféricas (ESTEVEES, 2011).. Na Seca 2, os valores mantiveram-se próximos entre os usos (14,84 °C, 15,58 °C e 15,61 °C, respectivamente), mas com maior dispersão, especialmente no trecho Natural. Estatisticamente, os dados atenderam aos pressupostos de normalidade (Shapiro-Wilk, $p > 0,16$) e homogeneidade de variâncias (Fligner-Killeen, $p = 0,653$). A ANOVA não identificou diferenças significativas entre os usos da terra ($p = 0,862$), o que foi confirmado pelo teste de Tukey ($p > 0,85$).

O oxigênio dissolvido (OD) também apresentou variação sazonal evidente (Figura 22; Tabela 2). Durante a Seca 1, os valores medianos foram elevados nos trechos Natural (8,8 mg/L) e Agrícola (8,65 mg/L), enquanto o Urbano apresentou valor inferior (6,24 mg/L), sugerindo menor oxigenação. Na estação Chuva, observou-se redução geral nas concentrações, com medianas de 7,41 mg/L (Natural), 7,91 mg/L (Agrícola) e 6,86 mg/L (Urbano), possivelmente em decorrência do aumento da temperatura, maior aporte de matéria orgânica e diluição do oxigênio por escoamento superficial (ESTEVEES, 2011). Na Seca 2, as concentrações aumentaram novamente, com destaque para o trecho Agrícola (9,21 mg/L), seguido pelo Urbano (8,36 mg/L) e Natural (8,22 mg/L). Os pressupostos estatísticos foram

atendidos (Shapiro-Wilk, $p > 0,66$; Fligner-Killeen, $p = 0,641$), mas a ANOVA não indicou diferenças significativas ($p = 0,360$), resultado corroborado pelas comparações de Tukey ($p > 0,32$).

A saturação de oxigênio dissolvido (%) apresentou comportamento semelhante ao do OD, com trechos Natural e Agrícola mantendo padrões elevados e consistentes ao longo do ciclo sazonal (Figura 23; Tabela 2). As medianas oscilaram entre 80% e 92%, com valores de 85,6% (Natural) e 80,7% (Agrícola) na Seca 1; 81,5% e 87,4% na estação Chuva; e 81,5% e 92,8% na Seca 2, respectivamente. O trecho Urbano apresentou padrão distinto, com saturação mais baixa na Seca 1 (63,2%), mas recuperação ao longo do ciclo: 77,3% na estação Chuva e 89,9% na Seca 2. Os dados apresentaram normalidade (Shapiro-Wilk, $p > 0,50$) e homogeneidade de variâncias (Fligner-Killeen, $p = 0,424$). A ANOVA não detectou diferença significativa entre os usos da terra ($p = 0,355$) e o teste de Tukey, como esperado, também não identificou diferenças relevantes ($p > 0,33$).

A condutância elétrica foi a única variável que apresentou diferenças estatisticamente significativas entre os trechos (Figura 24; Tabela 2). Os maiores valores foram consistentemente observados no trecho Urbano em todas as estações: 43,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na Seca 1, 48,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na estação Chuva e 37,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na Seca 2, refletindo o maior aporte de efluentes e escoamento superficial, principalmente durante o período chuvoso. O trecho Agrícola apresentou valores medianos ligeiramente inferiores e relativamente constantes (40,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 30,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 30,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente), sugerindo aporte de insumos agrícolas independentemente da estação do ano. O trecho Natural apresentou os menores valores: 35,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 29,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 24,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, evidenciando menor influência antrópica e condições mais naturais neste trecho. Estatisticamente, os dados apresentaram distribuição normal nos trechos Natural e Urbano, mas não no Agrícola (Shapiro-Wilk, $p = 0,020$). Ainda assim, as variâncias foram homogêneas (Fligner-Killeen, $p = 0,149$), permitindo aplicação da ANOVA, que indicou diferença significativa entre os grupos ($p = 0,0016$). O teste de Tukey identificou diferenças significativas entre os trechos Urbano e Agrícola ($p = 0,022$) e entre Urbano e Natural ($p = 0,001$), confirmando o efeito pronunciado do uso urbano da terra sobre a condutância elétrica (HAWLEY & VIETZ, 2016).

Esses resultados mostram que, embora a maioria das variáveis físicas e químicas tenha apresentado variações sazonais, apenas a condutância elétrica se mostrou sensível às diferenças entre os usos da terra. A maior carga iônica nos trechos urbanos reforça o impacto

antrópico sobre a qualidade da água, enquanto as demais variáveis parecem refletir a dinâmica sazonal do ambiente lótico, influenciada por temperatura, vazão, cobertura vegetal e troca gasosa atmosférica (TUNDISI & TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011). Aumento nos valores de condutância elétrica em trechos urbanos de riachos são amplamente conhecidos na literatura, pois a urbanização altera as taxas e a extensão da erosão e do transporte de sedimentos nos canais riverinos (HAWLEY & VIETZ, 2016) e refletem aportes provenientes de esgoto doméstico, mesmo em pequenas cidades históricas, cuja elevada concentração de empreendimentos ligados ao turismo, como restaurantes e pousadas, normalmente concentrados na área central do município, resulta na descarga altamente concentrada diretamente no leito dos sistemas lóticos.

Com base nesses resultados, a hipótese H2 foi parcialmente corroborada. Conforme previsto, o trecho urbano apresentou condutância elétrica significativamente mais elevada. No entanto, para as demais variáveis físicas e químicas (temperatura, OD e saturação de OD), não foram observadas diferenças estatísticas entre os usos da terra, contrariando parcialmente a expectativa da hipótese.

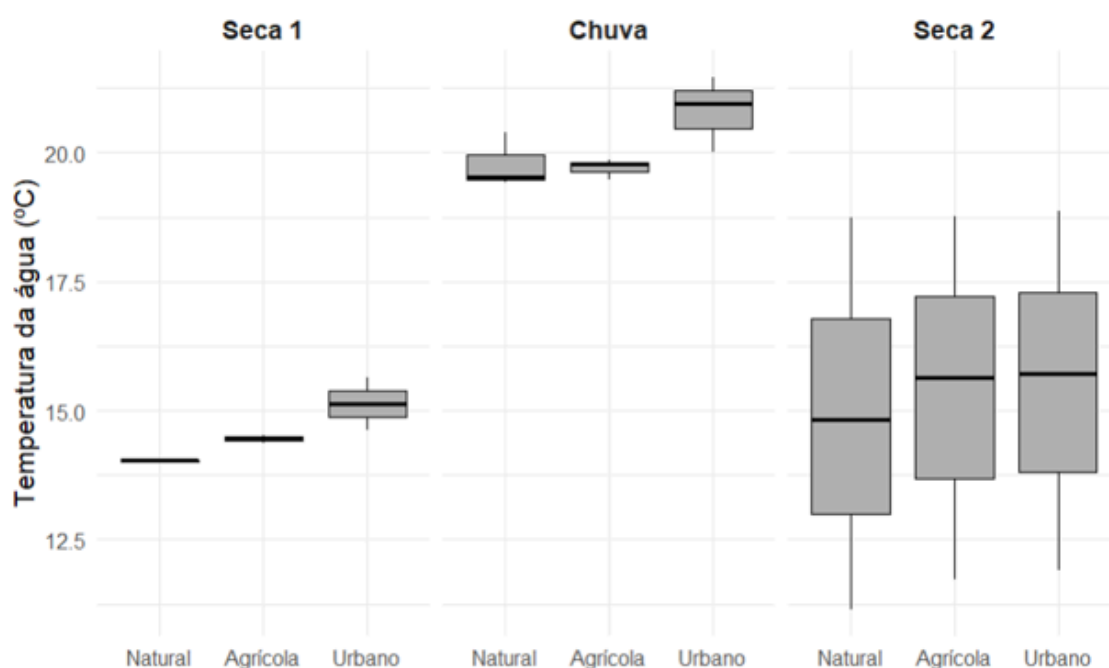


Figura 21 Distribuição média da temperatura da água por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

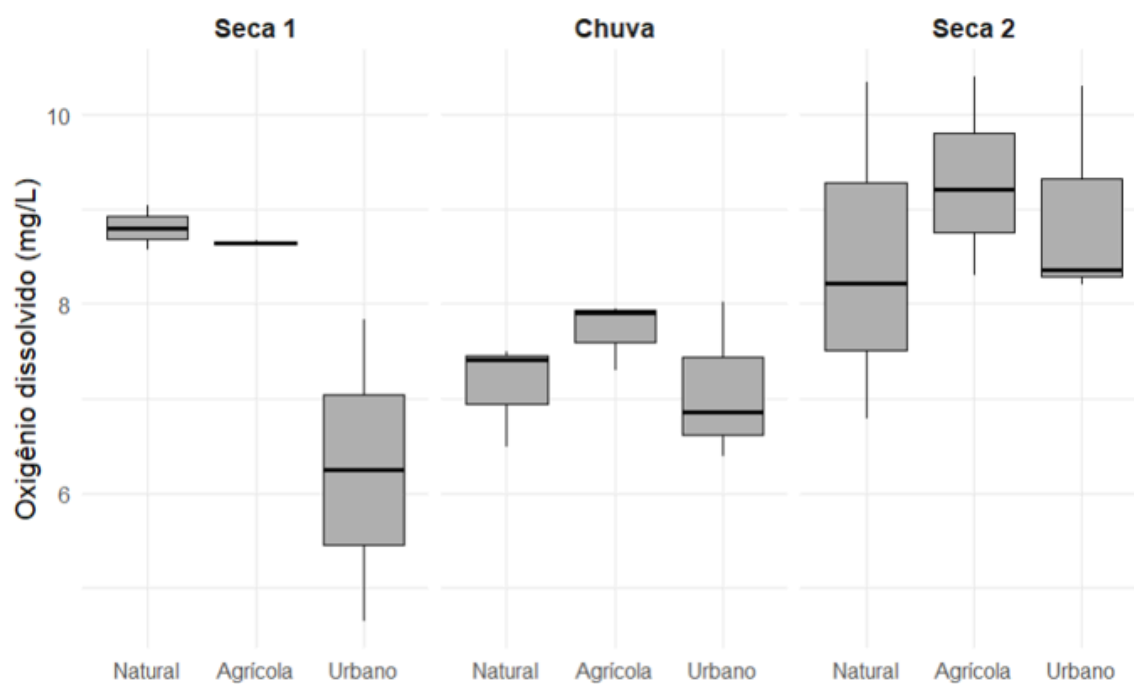


Figura 22 Distribuição média da concentração de oxigênio dissolvido por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

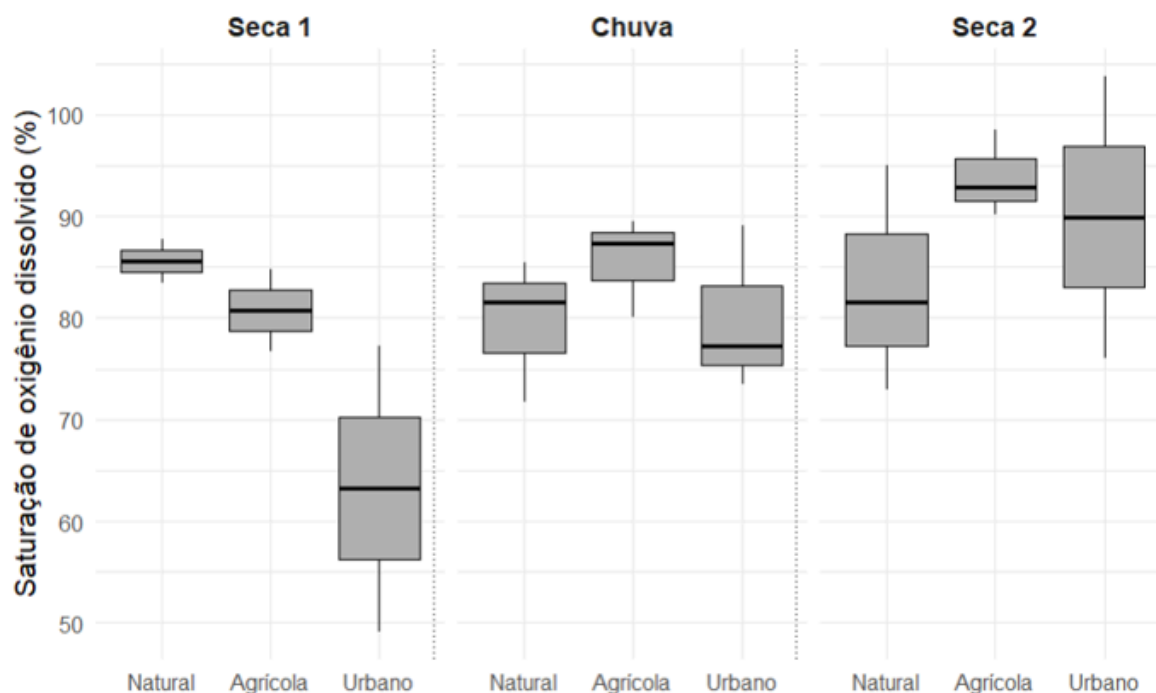


Figura 23 Distribuição média da saturação de oxigênio dissolvido por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

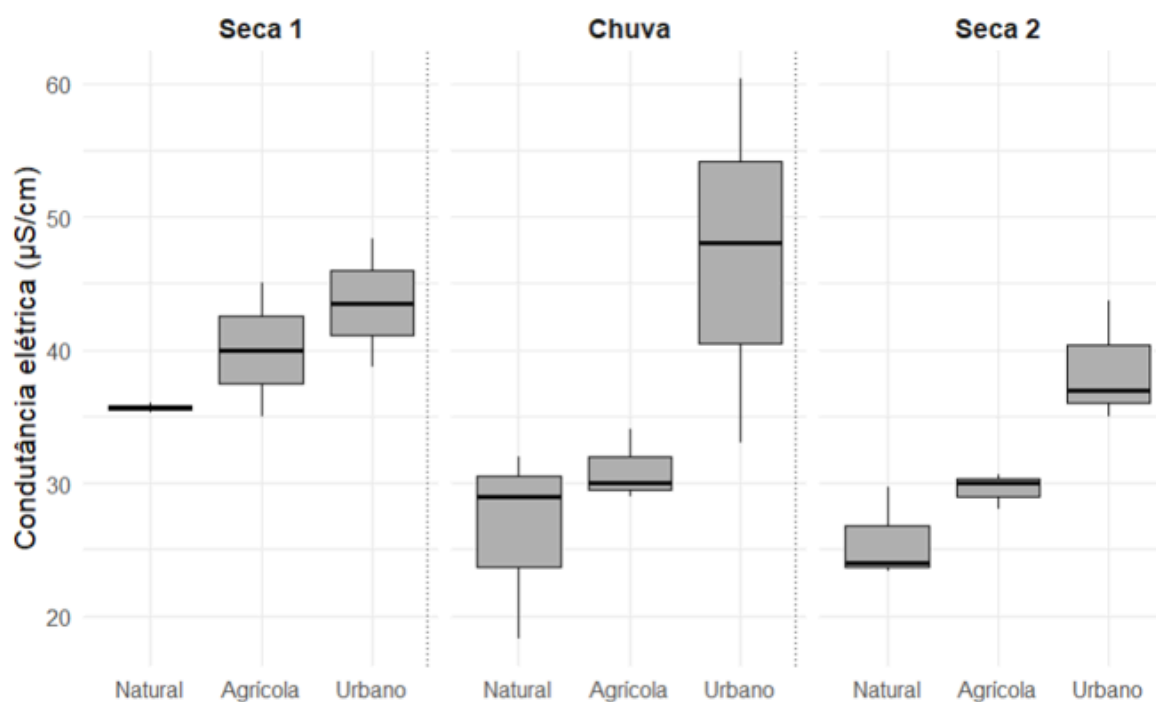


Figura 24 Distribuição média da condutância elétrica por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Tabela 2. Médias e desvios padrão (entre parênteses) das variáveis físicas e químicas da água, medidas *in situ* nos períodos de seca e início da estação chuvosa, nos trechos natural, agrícola e urbano do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Período de coleta	Mês	Trecho	Temperatura °C	Concentração de OD (mg L ⁻¹)	Saturação de OD (%)	Condutância Elétrica (αS cm ⁻¹)
Seca 1	Junho de 2022	Natural	14,0 (0,09)	9,04 (0,61)	87,73 (6,04)	35,33 (0,58)
		Agrícola	14,4 (0,01)	8,68 (0,42)	84,70 (3,80)	35,00 (0,00)
		Urbano	14,6 (0,08)	7,83 (0,27)	77,27 (1,97)	38,67 (0,58)
	Setembro de 2022	Natural	14,1 (0,17)	8,57 (0,16)	83,43 (1,42)	36,00 (0,00)
		Agrícola	14,5 (0,12)	8,62 (2,84)	76,70 (14,73)	45,00 (0,00)
		Urbano	15,6 (0,07)	4,65 (0,79)	49,17 (12,07)	48,33 (5,51)
Chuva	Novembro de 2022	Natural	19,4 (0,02)	7,41 (0,29)	85,40 (9,75)	18,33 (1,15)
		Agrícola	19,8 (0,02)	7,29 (0,06)	80,00 (0,70)	30,00 (0,00)
		Urbano	20,9 (0,01)	6,86 (0,13)	77,27 (1,86)	48,00 (0,00)
	Dezembro de 2022	Natural	19,5 (0,27)	7,49 (0,27)	81,47 (3,04)	32,00 (0,00)
		Agrícola	19,5 (0,05)	7,91 (0,42)	89,43 (3,71)	34,00 (0,00)
		Urbano	21,5 (0,05)	6,39 (0,18)	73,47 (2,48)	60,33 (0,58)
	Março de 2023	Natural	20,4 (0,07)	6,49 (0,17)	71,67 (2,97)	29,00 (0,00)
		Agrícola	19,9 (0,04)	7,95 (0,07)	87,37 (0,75)	29,00 (0,00)
		Urbano	20,0 (0,11)	8,02 (0,24)	89,10 (2,52)	33,00 (0,00)
Seca 2	Abril de 2023	Natural	18,7 (0,04)	6,79 (0,20)	72,93 (2,48)	24,00 (0,00)
		Agrícola	18,8 (0,02)	8,31 (0,26)	90,10 (3,78)	28,00 (0,00)
		Urbano	18,9 (0,12)	8,36 (0,21)	89,93 (2,05)	37,00 (0,00)
	Maio de 2023	Natural	14,8 (0,04)	8,22 (0,27)	81,53 (2,42)	23,33 (0,58)
		Agrícola	15,7 (0,07)	9,21 (0,55)	92,83 (4,97)	30,00 (0,00)
		Urbano	15,7 (0,02)	10,29 (1,09)	103,67(11,19)	35,00 (0,00)

	Natural	11,2 (0,07)	10,34 (0,41)	95,00 (3,97)	29,67 (0,58)
Julho de 2023	Agrícola	11,7 (0,01)	10,39 (1,15)	98,47 (8,10)	30,67 (5,77)
	Urbano	11,9 (0,02)	8,20 (0,25)	76,07 (2,55)	43,67 (0,58)

3.3.4 Análise de POM na água e no biofilme

A concentração de matéria orgânica particulada em suspensão (POM) na água, expressa em mg/L, variou ao longo do ciclo sazonal e entre os diferentes usos da terra (Figuras 25 e 26). De forma geral, os maiores valores foram observados no trecho urbano, seguido pelo natural e, por fim, pelo agrícola. O valor máximo registrado também ocorreu no trecho urbano, indicando maior variabilidade nesse ambiente. Durante o período de seca, os valores de POM foram mais elevados, sobretudo no trecho urbano, enquanto no período chuvoso houve uma redução geral nos três trechos, possivelmente associada ao aumento da vazão e à diluição da matéria particulada. Na estação seca 2, observou-se nova elevação dos valores, com destaque para o trecho natural, que apresentou o maior valor individual de POM, em julho de 2023 (Figuras 25 e 26). Do ponto de vista estatístico, os dados atenderam aos pressupostos de normalidade dentro de cada grupo (Shapiro-Wilk: Natural = 0,658; Agrícola = 0,990; Urbano = 0,992), bem como à homogeneidade de variâncias (Fligner-Killeen, $p = 0,4329$), permitindo a aplicação da ANOVA de um fator. Os resultados não indicaram diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p = 0,537$), o que foi confirmado pelo teste post-hoc de Tukey ($p > 0,05$ para todos os pares).

Esperava-se que os trechos urbano e natural apresentassem maior flutuação sazonal na concentração de POM, conforme sugerido pela análise visual dos dados. No trecho urbano, essa flutuação poderia estar associada ao maior aporte de esgoto e ao escoamento superficial, característicos de áreas urbanizadas (HAWLEY & VIETZ, 2016), especialmente durante a estação seca, quando a menor vazão favorece o acúmulo de partículas orgânicas na água. No trecho natural, a maior variabilidade deveria refletir processos naturais de aporte e remobilização de matéria orgânica associados à dinâmica hidrológica local (ESTEVES, 2011). Já no trecho agrícola, que apresentou menor amplitude de variação ao longo do tempo, valores mais homogêneos entre as coletas poderiam indicar um padrão de aporte mais

contínuo, ainda que em menores concentrações. No entanto, nenhuma destas expectativas puderam ser corroboradas, em função da ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os trechos analisados no riacho.

Embora os valores de POM estejam relacionados à qualidade da água, essa variável não responde diretamente às hipóteses centrais H1 e H2. A hipótese H2 previa que os trechos urbanos apresentariam maiores concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados dissolvidos, o que não inclui diretamente a fração particulada. Ainda assim, esperava-se que o trecho urbano também apresentasse maior concentração de POM, em decorrência do aporte antrópico, o que foi observado nos dados. No entanto, como não houve significância estatística, os resultados não corroboram a hipótese H2, embora visualmente tenham sugerido um padrão compatível com o hipotetizado neste estudo.

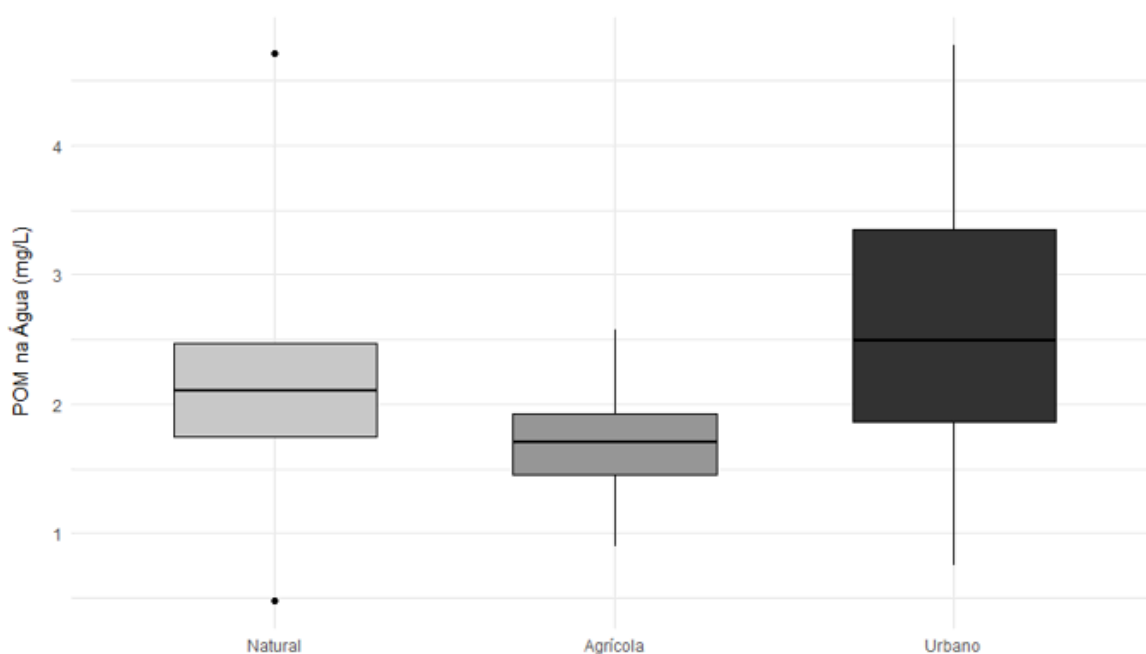


Figura 25 Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) na água em mg/L nos três trechos de uso da terra (agrícola, urbano e natural) do riacho Santo Antônio.

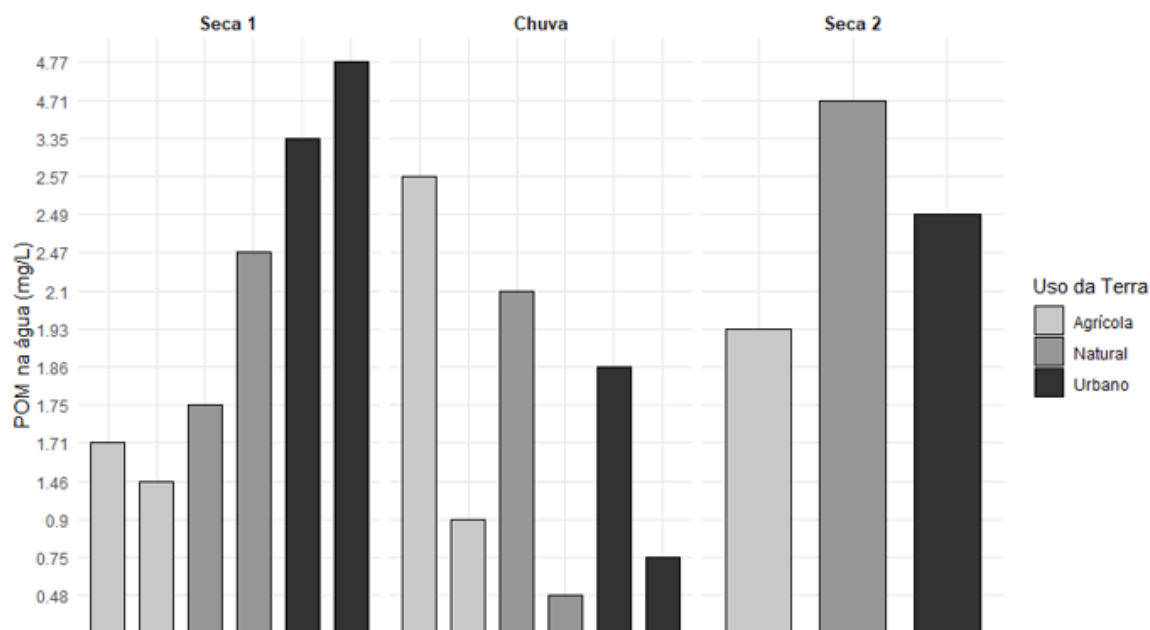


Figura 26: Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) na água (mg/L) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

A distribuição da matéria orgânica no biofilme, expressa em g/m^2 e transformada em $\log_{10}$ para melhor visualização, evidenciou padrões visuais distintos entre os diferentes usos da terra (Figuras 27 e 28). O trecho urbano apresentou, visualmente, maiores valores medianos, seguido pelos trechos agrícola e natural, sugerindo um possível efeito do uso antrópico da terra sobre o acúmulo de matéria orgânica no biofilme. Esta tendência visual observada nos gráficos sugere diferenças funcionais ecologicamente relevantes, especialmente no trecho urbano, onde a maior mediana de POM poderia refletir maior aporte de matéria orgânica alóctone, decorrente do escoamento superficial, lançamento de resíduos urbanos e alterações hidrológicas locais. Esse padrão é consistente com ambientes sob maior impacto antrópico, nos quais o biofilme tende a responder ao aumento de insumos orgânicos e à estabilidade física do substrato (ESTEVES, 2011; GUEIROZ; FREITAS; GUEDES, 2020). No entanto, estas diferenças visuais não foram corroboradas pelos testes estatísticos. A transformação logarítmica foi essencial para atender aos pressupostos de normalidade (Shapiro-Wilk: $p > 0,05$ em todos os grupos) e homogeneidade de variâncias (Fligner-Killeen, $p = 0,9577$), permitindo a aplicação da ANOVA. No entanto, os resultados indicaram ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os usos da terra ($p = 0,665$) e o teste de Tukey, consequentemente, não revelou diferenças significativas ($p > 0,6$ para todos os pares).

Ao longo do ciclo sazonal, os dados revelaram variações importantes na amplitude da concentração de POM nos diferentes usos da terra. Em geral, os maiores valores medianos foram registrados no trecho urbano durante a estação seca 2, enquanto o menor valor ocorreu no trecho agrícola na estação chuvosa. Durante o período de chuvas, observou-se uma redução geral nos valores medianos de POM em todos os trechos, mais acentuada no trecho agrícola. Esse comportamento pode estar associado ao aumento da vazão e à consequente exportação de partículas, o que limita o acúmulo de matéria orgânica no biofilme. O trecho natural apresentou menor amplitude de variação entre as estações, indicando maior estabilidade ecológica e menor influência de perturbações externas. Em contraste, os trechos agrícola e urbano exibiram oscilações mais marcantes, sugerindo maior sensibilidade às variações sazonais e às pressões antrópicas. Ainda que os testes estatísticos não tenham identificado diferenças significativas, os padrões visuais observados nos gráficos sugerem que a resposta funcional do biofilme frente à sazonalidade e ao uso da terra merecem uma análise mais detalhada, possivelmente envolvendo mais pontos de coleta, um maior período de análise e eventualmente um maior número de sistemas lóticos em uma mesma paisagem, a fim de corroborarmos a hipótese.

Os resultados obtidos nesta análise corroboram parcialmente a hipótese H1, segundo a qual a estrutura do biofilme varia ao longo do ciclo sazonal nos diferentes usos da terra, com maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano. Esta análise foi possível a partir da visualização da amplitude de variação nos dados de POM a partir dos gráficos gerados, embora as análises estatísticas não tenham evidenciado diferenças significativas nos conjuntos de dados. Assim, a variável POM no biofilme mostrou-se, portanto, uma potencial indicadora funcional da influência do uso da terra em sistemas lóticos sujeitos a pressões antrópicas.

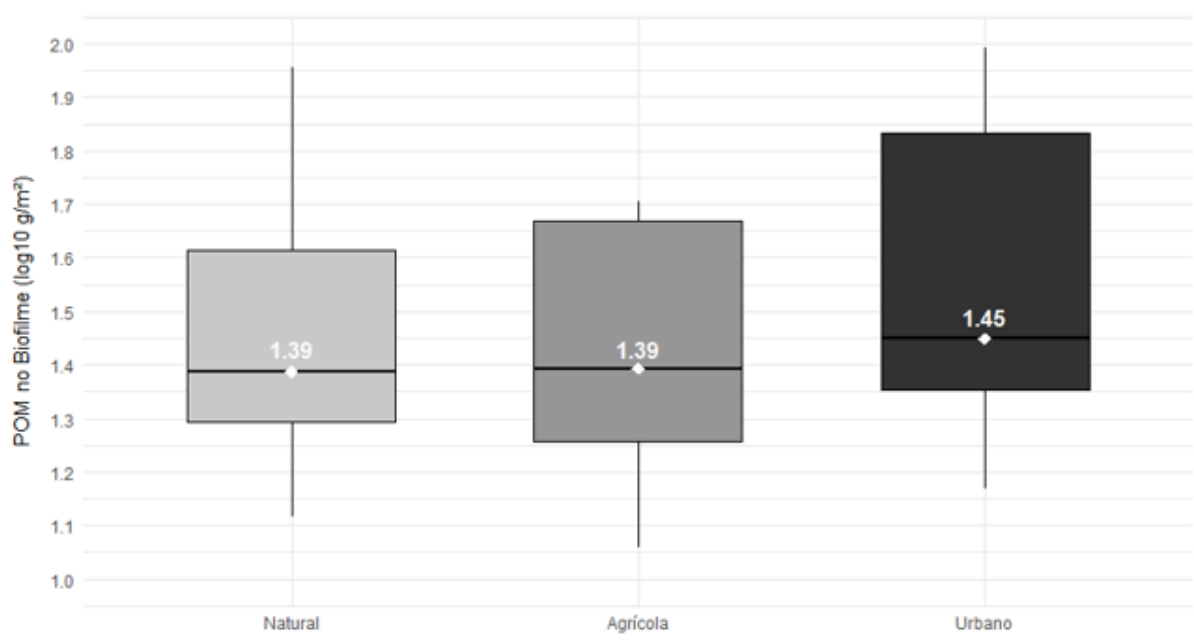


Figura 27 Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) no biofilme (g/m²) por uso da terra nos três trechos de uso da terra (agrícola, urbano e natural) do riacho Santo Antônio, com base em dados transformados em log₁₀.

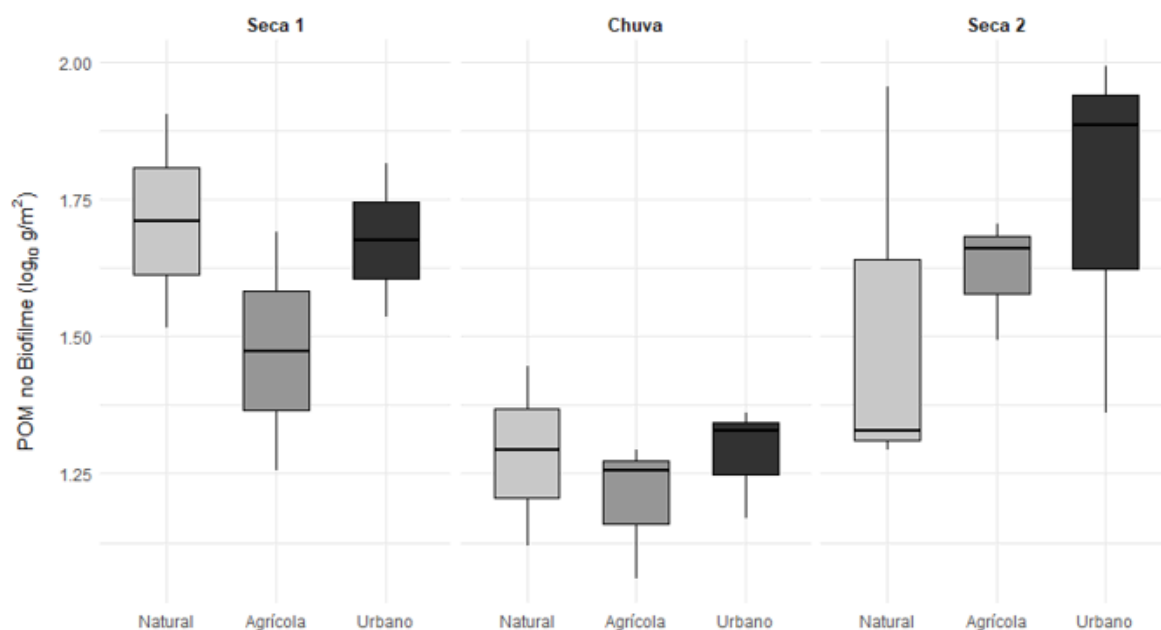


Figura 28 Distribuição média da matéria orgânica particulada (POM) acumulada no biofilme (g/m²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀.

3.3.5 Análises químicas na água

A concentração de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), expressa em $\mu\text{g/L}$, variou entre os diferentes usos da terra ao longo do ciclo sazonal (Figuras 29 e 30). O teste de normalidade de Shapiro-Wilk indicou distribuição normal apenas para o grupo agrícola ($p = 0,620$), enquanto os grupos natural ($p = 0,0017$) e urbano ($p = 0,0025$) apresentaram distribuições não normais. Ainda assim, o teste de homogeneidade de variâncias (Fligner-Killeen, $p = 0,0936$) indicou que as variâncias podem ser consideradas homogêneas, permitindo a aplicação da ANOVA com cautela.

A ANOVA indicou uma diferença marginal entre os grupos de uso da terra ($p = 0,0601$). O teste post-hoc de Tukey revelou uma possível diferença entre os trechos urbano e natural ($p = 0,0725$), com concentrações mais elevadas de $\text{NH}_4\text{-N}$ no trecho urbano. A representação gráfica evidencia essa diferença (Figura 29), com as maiores concentrações médias no uso urbano, seguidas pelo agrícola e por menores valores no trecho natural. A mediana do trecho urbano foi aproximadamente o dobro da observada para o trecho agrícola, e substancialmente maior que a do trecho natural. Embora os resultados não tenham atingido o limiar de significância estatística convencional (95% de confiança), os dados observados corroboram a hipótese H2 em um nível de 90% de confiança ($p < 0,10$), segundo a qual o trecho urbano apresentaria maiores concentrações de nutrientes nitrogenados na água. Esse padrão é compatível com o aporte de esgoto doméstico e com o escoamento superficial típico de áreas urbanas (HAWLEY & VIETZ, 2016).

A Figura 30 detalha a distribuição de $\text{NH}_4\text{-N}$ por uso da terra ao longo do ciclo sazonal. Na estação Seca 1 (jun/22 e set/22), as maiores concentrações ocorreram no trecho urbano, com pico em set/22. Durante a estação chuvosa (dez/22 e mar/23), observou-se uma redução geral dos valores, mais acentuada em mar/23. Já na Seca 2 (jul/23), registrou-se aumento expressivo no trecho natural, que superou o uso agrícola e se aproximou do urbano. Esse comportamento pode refletir acúmulo de matéria orgânica durante o período chuvoso anterior ou influências pontuais no trecho natural.

Em relação à concentração de nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), esta se mostrou abaixo do limite de detecção do método nas amostras dos trechos natural e agrícola, com valores assumidos iguais a zero (Figura 31). Em contraste, o trecho urbano apresentou maior variabilidade, com concentrações entre 0 e 179 $\mu\text{g/L}$, média de 57,1 $\mu\text{g/L}$, mediana de 44,0 $\mu\text{g/L}$ e desvio padrão

de 65,1 $\mu\text{g/L}$. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk foi aplicável apenas ao grupo urbano ($p = 0,1337$), enquanto o teste de homogeneidade de variâncias (Fligner-Killeen) apontou diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($p < 0,001$), inviabilizando a aplicação da ANOVA. A ausência de variabilidade nos trechos natural e agrícola também impediu o uso de testes não paramétricos, como o Kruskal-Wallis. Assim, os dados foram analisados de forma descritiva e gráfica, reforçando o contraste entre o trecho urbano e os demais. Esses resultados corroboram parcialmente a hipótese H2, que previa maiores concentrações de nutrientes nos trechos sujeitos à influência antrópica. No entanto, a ausência de concentração detectável de nitrato nos trechos natural e agrícola limitou uma análise estatística comparativa robusta. Mesmo assim, os dados também contribuem para a avaliação da hipótese H4, ao indicar que os padrões de nutrientes podem estar relacionados ao uso da terra e, possivelmente, à estrutura do biofilme.

Em relação ao fósforo solúvel reativo (SRP), todas as amostras apresentaram concentrações iguais ou próximas de 0,00 $\mu\text{g/L}$, impossibilitando a aplicação de testes estatísticos ou a geração de gráficos informativos. A hipótese H4 previa variação na concentração de nutrientes dissolvidos ao longo do ciclo sazonal e entre os usos da terra. Contudo, os resultados obtidos para o SRP não corroboram essa hipótese. A ausência de variação sugere que o fósforo solúvel não foi um bom indicador de diferenciação entre os trechos neste estudo, sendo necessário recorrer a outras variáveis associadas ao fósforo total ou à matéria orgânica para aprofundar a análise.

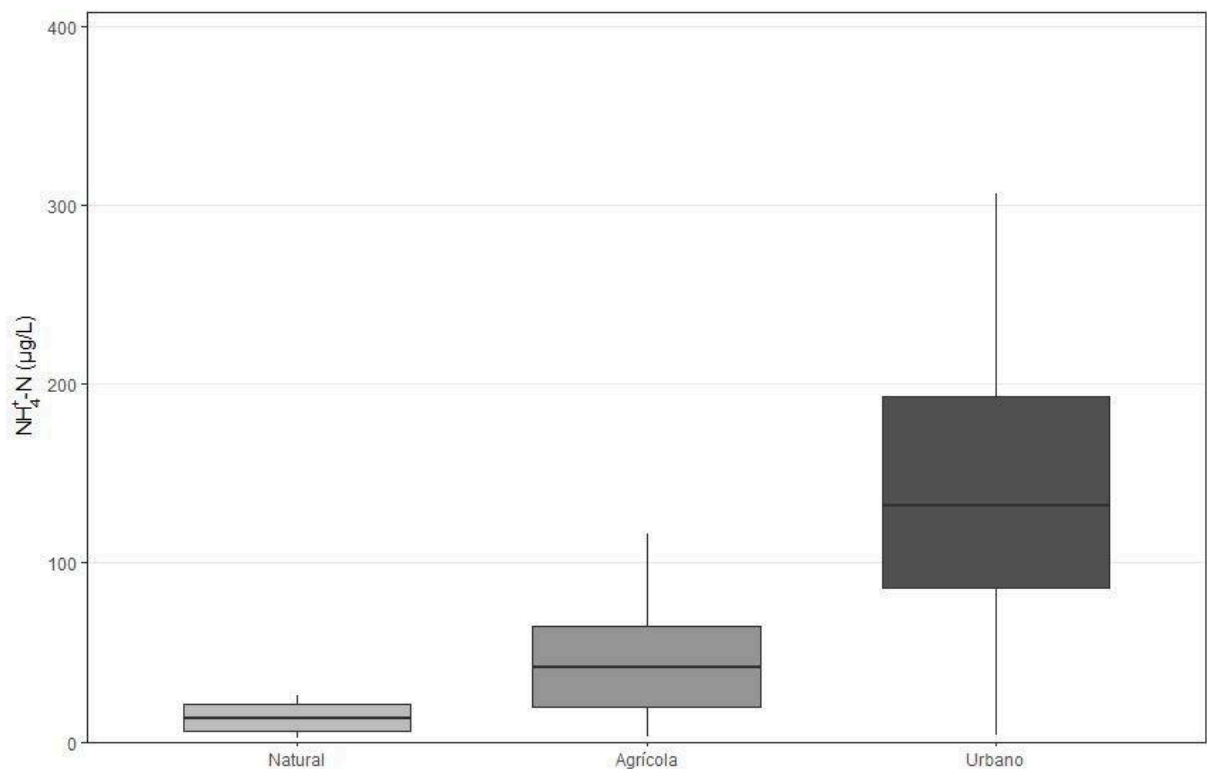


Figura 29: Concentração média de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

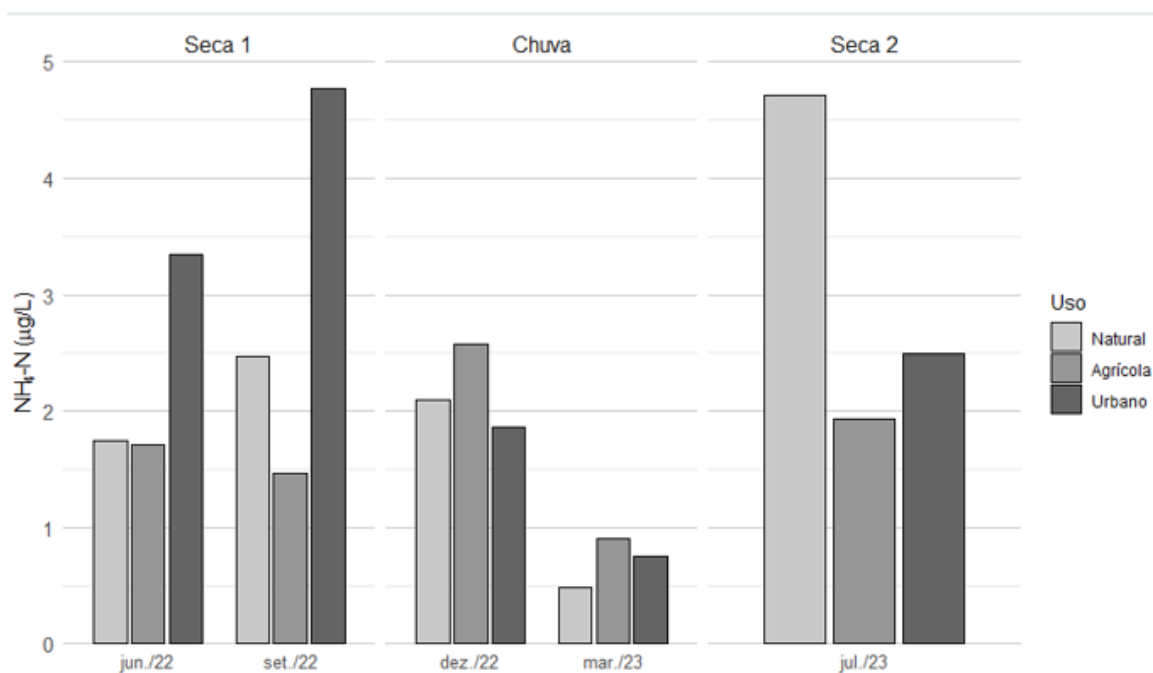


Figura 30: Distribuição média de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

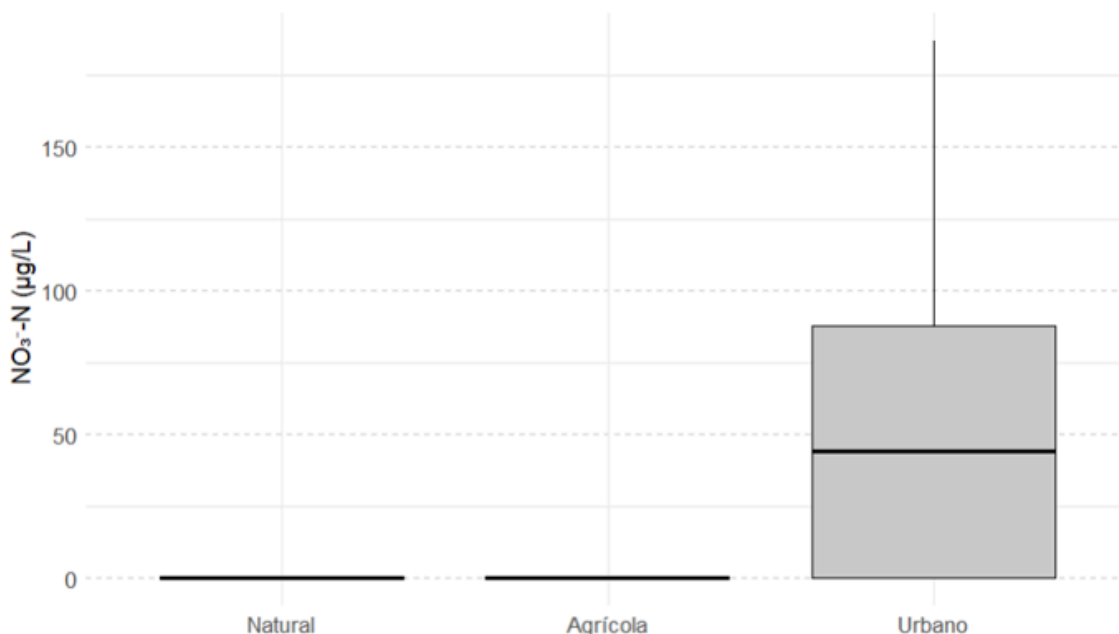


Figura 31 Distribuição média de nitrato (NO_3^- -N) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

3.3.6 Análises químicas no biofilme (C:N)

A razão molar entre carbono e nitrogênio (C:N) no biofilme perifítico, expressa após transformação logarítmica ($\log_{10}$), foi analisada com o objetivo de investigar variações associadas ao uso da terra e ao ciclo sazonal. A transformação logarítmica foi necessária para atender aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias, exigidos pelos testes paramétricos. A análise de variância (ANOVA) revelou diferenças estatisticamente significativas entre os trechos ($p < 0,001$) e o teste post-hoc de Tukey indicou que o trecho natural apresentou razão C:N significativamente maior em comparação ao agrícola ($p < 0,001$) e ao urbano ($p = 0,048$). Não houve diferença estatística entre os trechos agrícola e urbano ($p = 0,108$) (Figura 32). Esses resultados indicam que o biofilme do trecho natural possui maior proporção relativa de carbono em relação ao nitrogênio, o que pode estar associado à menor disponibilidade de nutrientes nitrogenados nesse ambiente e ao efeito da entrada de material alóctone rico em C proveniente da vegetação ripária (BAO et al., 2020). Este resultado pode também apontar para o predomínio de uma comunidade heterotrófica no biofilme do trecho natural. Em contraste, os menores valores registrados nos trechos agrícola

e urbano sugerem enriquecimento relativo em nitrogênio, com possível relação com aportes antrópicos de fertilizantes, escoamento agrícola ou efluentes urbanos. O maior aporte de nitrogênio no riacho Santo Antônio, já evidenciado pelas maiores concentrações de N amoniacal no trecho urbano, pode fomentar o crescimento autotrófico no biofilme, culminando nas menores razões C:N observadas no biofilme deste trecho (GORBUSHINA 2007). Este resultado poderia encontrar suporte nas análises biológicas do biofilme, que sugeriam maior biomassa autotrófica nas amostras de biofilme provenientes do trecho urbano do riacho (ver Figuras 37 e 38, apresentadas posteriormente nesta seção), mas infelizmente tais padrões visuais na biomassa do biofilme não foram comprovadas estatisticamente.

A análise sazonal revelou variações distintas na razão molar C:N entre os usos da terra (Figura 33). O trecho natural apresentou os maiores valores medianos em todas as estações, com leve oscilação entre 1,09 e 1,17, refletindo maior estabilidade ambiental e possivelmente menor influência antrópica. No trecho agrícola, observou-se uma queda acentuada nos valores durante a estação Seca 2 (mediana = 0,85), indicando possível enriquecimento em nitrogênio durante o período de menor vazão, possivelmente relacionado à intensificação de práticas agrícolas e menor efeito de diluição durante este período (AFFOURTIT et al. 2001). No trecho urbano, os valores oscilaram pouco, entre 1,01 e 1,04 ao longo do ciclo, sugerindo uma proporção relativamente constante entre carbono e nitrogênio, possivelmente influenciada por um aporte contínuo de nutrientes e matéria orgânica neste trecho, independente da estação do ano (CHEN et al. 2016).

Os resultados obtidos corroboram a hipótese H1 da pesquisa, segundo a qual a estrutura do biofilme varia ao longo do ciclo sazonal nos diferentes usos da terra, com maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano. A variação da razão C:N também se conecta à hipótese H4, ao refletir os efeitos combinados das condições hidrodinâmicas e do uso da terra sobre a composição bioquímica do biofilme (WATSON; ARANTES; GAMA JR. 2013).

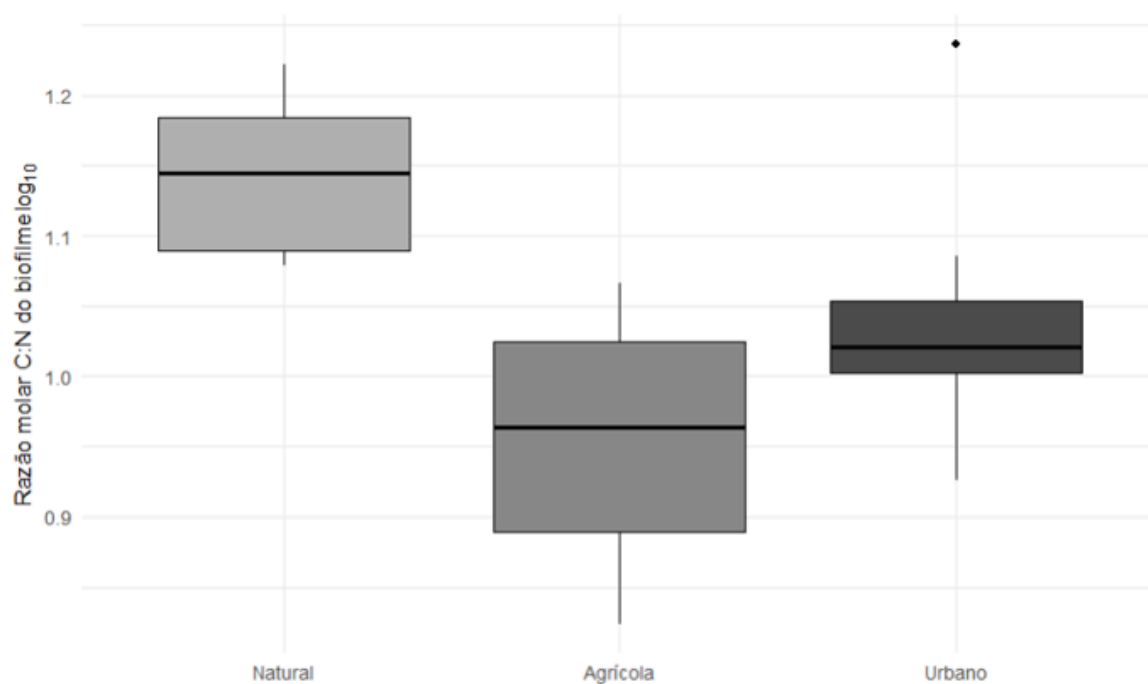


Figura 32 Distribuição média da razão molar C:N do biofilme por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

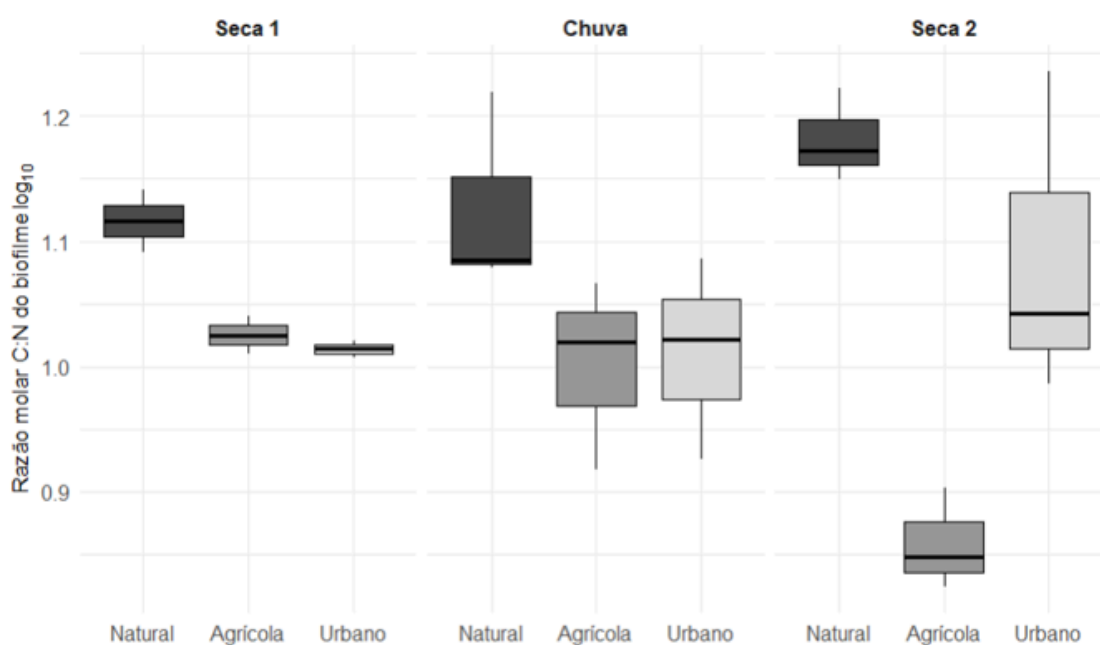


Figura 33 Distribuição média da razão molar C:N do biofilme por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

3.3.7 Biomassa e composição do biofilme

A biomassa do biofilme, expressa em gC/m^2 e transformada em logaritmo de base 10, apresentou padrões distintos entre os usos da terra e ao longo do ciclo sazonal (Figuras 34 e 35). A transformação logarítmica foi aplicada para atender aos pressupostos de normalidade e homogeneidade exigidos para a aplicação de testes paramétricos. O teste de Shapiro-Wilk indicou distribuição normal dentro de cada grupo ($p > 0,05$ para todos os trechos) e o teste de Fligner-Killeen apontou homogeneidade de variâncias entre os grupos ($p = 0,9443$), permitindo a aplicação da ANOVA de um fator com base nos dados transformados. No entanto, a análise não indicou diferença significativa para a biomassa do biofilme entre os diferentes usos da terra ($p = 0,292$). Consequentemente, o teste post-hoc de Tukey não revelou diferenças significativas entre os pares de grupos ($p > 0,05$).

Apesar da ausência de significância estatística, os padrões visuais observados nos dados sugerem variações ecológicas relevantes (BIGGS 1996; MOSCHINI-CARLOS 1999). No trecho agrícola, a mediana da biomassa foi a mais alta na Seca 1 ($0,57 \text{ gC/m}^2$), decrescendo progressivamente até a Seca 2 ($0,057 \text{ gC/m}^2$), o que pode indicar limitação de recursos ou perturbações ambientais neste último período. No trecho urbano, observou-se maior variabilidade ao longo do ciclo sazonal, com valores relativamente constantes nas estações secas ($0,52$ e $0,34$) e um pico expressivo no período chuvoso ($0,93$), possivelmente relacionado ao maior aporte de nutrientes oriundos do escoamento superficial (RODGHER et al. 2005; ESTEVES 2011). Já o trecho natural apresentou valores mais estáveis entre as estações, com variação entre $0,35$ e $0,51 \text{ gC/m}^2$, sugerindo maior constância nas condições ambientais.

A hipótese H2 do presente estudo previa que o trecho urbano apresentaria maior biomassa do biofilme, em decorrência de concentrações elevadas de nutrientes dissolvidos e maior influência antrópica. No entanto, essa hipótese não foi corroborada, uma vez que não se observaram diferenças estatisticamente significativas entre os grupos. Em complemento, os resultados dialogam com a hipótese H1, ao indicarem oscilações mais acentuadas na biomassa do biofilme nos trechos agrícola e urbano ao longo das estações, enquanto o trecho natural manteve maior estabilidade. Dessa forma, os dados corroboram parcialmente a hipótese H1 no que se refere à magnitude das variações entre os usos da terra ao longo do ciclo sazonal.

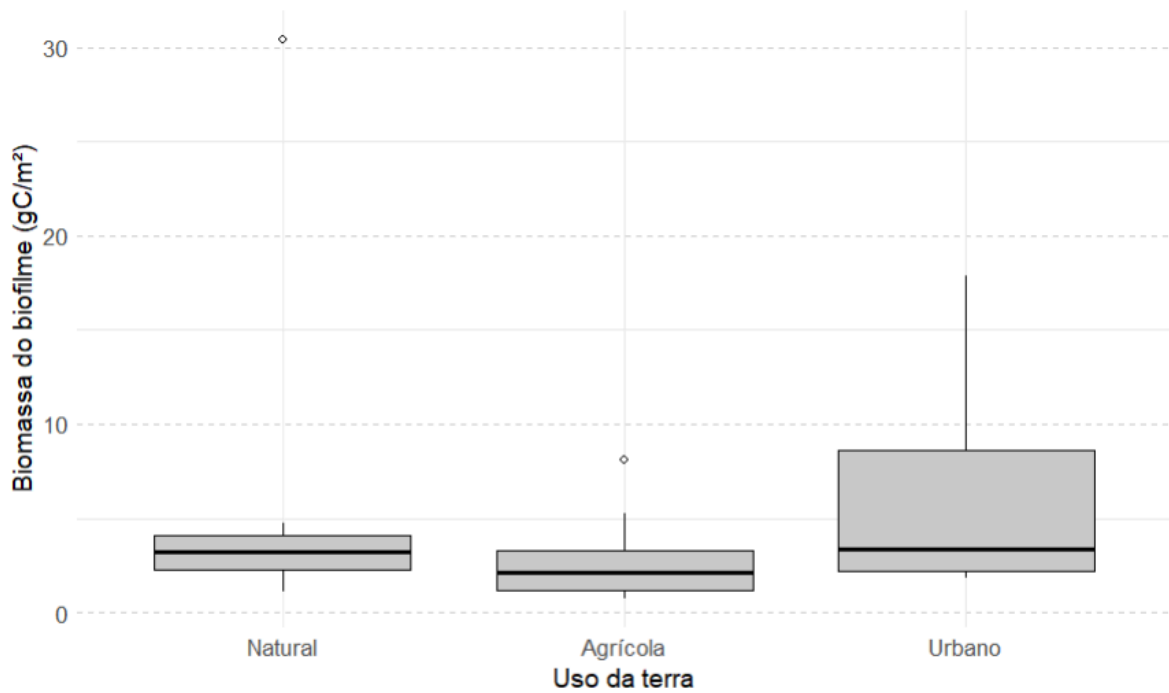


Figura 34 Distribuição média da biomassa do biofilme (gC/m²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

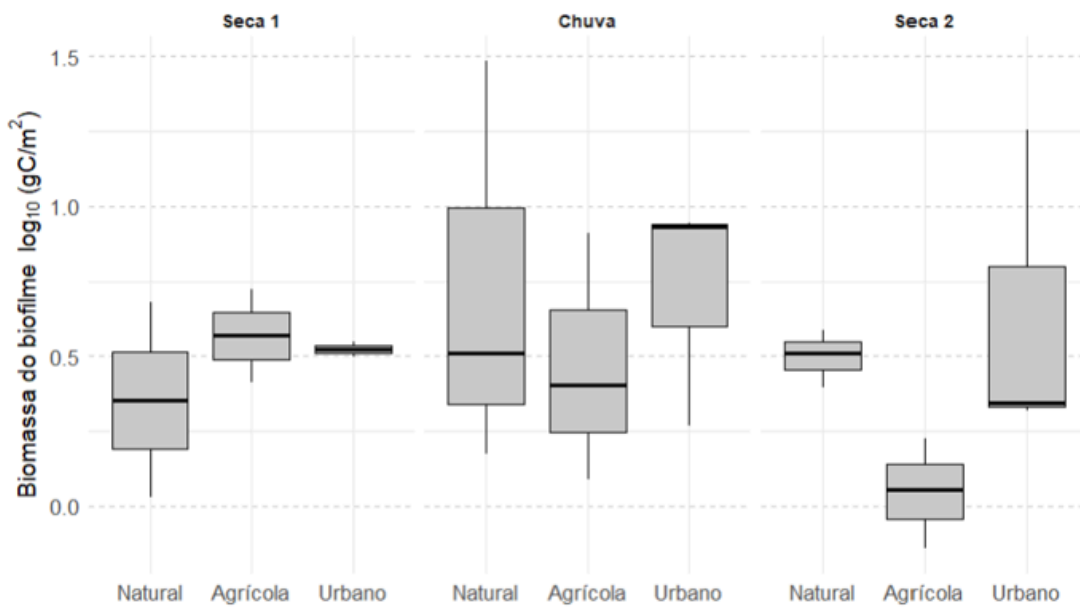


Figura 35 Distribuição média da biomassa do biofilme (gC/m²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀.

A biomassa do biofilme foi também avaliada com base nos valores de biovolume (biovolume/m²), considerando as categorias de uso da terra (natural, agrícola e urbano) e as estações do ciclo sazonal. Para atender aos pressupostos da análise estatística, os dados foram transformados em logaritmo de base 10 e submetidos aos testes de normalidade de Shapiro-Wilk e homogeneidade de variâncias de Fligner-Killeen, aplicados apenas aos grupos com pelo menos três observações válidas. Os dados não atenderam plenamente ao pressuposto de normalidade, mesmo após transformação logarítmica. Por outro lado, a homogeneidade de variâncias foi obtida com os dados transformados ($p = 0,5885$), enquanto os dados brutos apresentaram heterogeneidade significativa ($p = 0,0343$). Diante da robustez da ANOVA unifatorial frente a leves violações de normalidade, o teste foi aplicado aos dados transformados. A ANOVA indicou ausência de diferença estatisticamente significativa entre os grupos de uso da terra a 95% de confiança ($p = 0,0753$), embora possa ser considerado significativo para um intervalo de confiança de 90% ($p < 0,10$).

A análise temporal revelou variações na biomassa total do biofilme ao longo do ciclo hidrológico (Figura 36). Durante a estação chuvosa, observou-se a mediana mais baixa e menor dispersão dos dados, possivelmente associadas à maior turbulência e vazão, que dificultam o acúmulo de biomassa (BIGGS 1996; ROMANÍ et al. 2004). Na estação de transição, a mediana aumentou e a variabilidade também, refletindo a alternância entre condições secas e úmidas. Na estação seca, os valores médios foram os mais elevados, com ampla variação entre os pontos, sugerindo condições mais favoráveis à fixação e crescimento do biofilme. Ressalta-se, contudo, a ausência de dados para o uso natural nesse período, o que limita as comparações entre os grupos. A análise conjunta dos usos da terra e das estações (Figuras 37 e 38) demonstrou que, na estação chuvosa, os trechos natural e agrícola apresentaram valores semelhantes de biomassa, enquanto o trecho urbano se destacou com maiores valores. Nas estações de transição e seca, o padrão de maior biomassa no trecho urbano se manteve. Os trechos natural e agrícola permaneceram com valores mais baixos e estáveis, enquanto o urbano exibiu elevação, refletindo provavelmente o aporte contínuo de nitrogênio amoniacal de origem antrópica (ESTEVES 2011; AMORIM 2012).

A composição taxonômica do biofilme também variou conforme o uso da terra e a estação do ano (Figura 39). Heterokontophyta, inclusive diatomáceas, foram mais frequentes e apresentaram ampla distribuição, sendo encontradas nas três estações e em todos os usos da terra. Sua abundância nos trechos agrícola e urbano durante a estação seca pode estar

relacionada à disponibilidade de silício, tanto por mobilização do solo em áreas agrícolas quanto por lixiviação de materiais de construção em áreas urbanas (CHEN et al., 2016). Já Chlorophyta foram registradas com menor frequência, mas com ocorrência expressiva nos trechos urbanos, especialmente nas estações de transição e seca, sugerindo adaptação deste grupo a ambientes enriquecidos com nutrientes (FELISBERTO; RODRIGUES, 2005). Charophyta apresentaram menor amplitude de ocorrência, com registros ausentes no uso natural durante a transição e a seca, e presença apenas nos usos agrícola e urbano, sugerindo uma maior tolerância deste grupo às variações hidrológicas e interferências antrópicas (GORBUSHINA, 2007; WATSON; ARANTES; GAMA JR., 2013). Já Cyanobacteria foram detectadas exclusivamente no trecho urbano, em todas as estações, o que reforça sua associação a ambientes bentônicos enriquecidos e sujeitos a perturbações antrópicas (AFFOURTIT et al., 2001).

A partir dessas análises, observa-se que os trechos agrícola e urbano apresentaram maior variabilidade na biomassa e na composição do biofilme ao longo do ciclo hidrológico, sugerindo menor estabilidade ecológica nesses ambientes (ROMANÍ et al. 2004; BEGA et al. 2021). O trecho urbano, mesmo sob forte perturbação hidrológica, manteve valores elevados de biomassa, possivelmente devido à constante entrada de nutrientes. A elevada variabilidade intraestacional nos trechos agrícola e urbano, aliada à presença de grupos bioindicadores de impacto, como Cyanobacteria, indica que a comunidade do biofilme responde de forma mais instável às mudanças entre seca e chuva nesses ambientes (GORBUSHINA, 2007; WATSON; ARANTES; GAMA JR., 2013). Dessa forma, os resultados corroboram parcialmente a Hipótese 1, ao demonstrarem variação significativa na biomassa e composição do biofilme ao longo do ciclo sazonal. Embora a hipótese previsse maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano, em comparação ao natural, essa condição foi confirmada de forma mais evidente apenas para o trecho urbano. Os dados também sustentam parcialmente a Hipótese 3, ao indicarem sinais de menor resistência e resiliência do biofilme nos trechos mais impactados, especialmente diante das variações hidrológicas, embora sem confirmação estatística robusta.

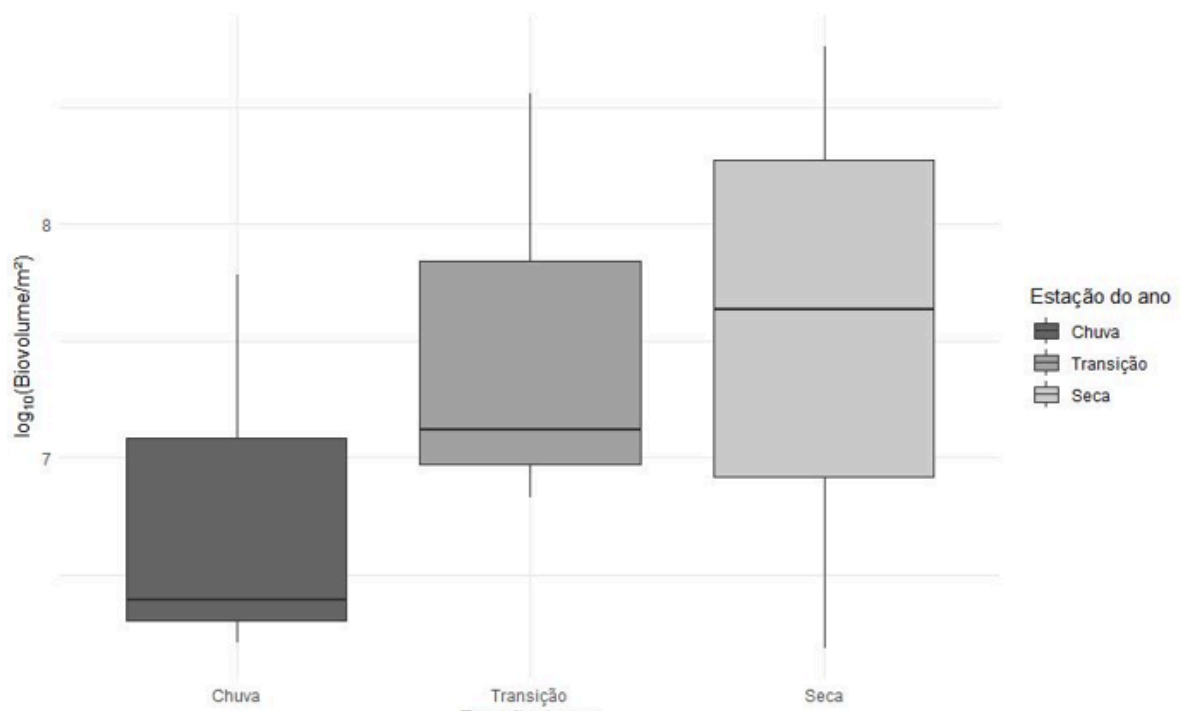


Figura 36 Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m²) por estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀.

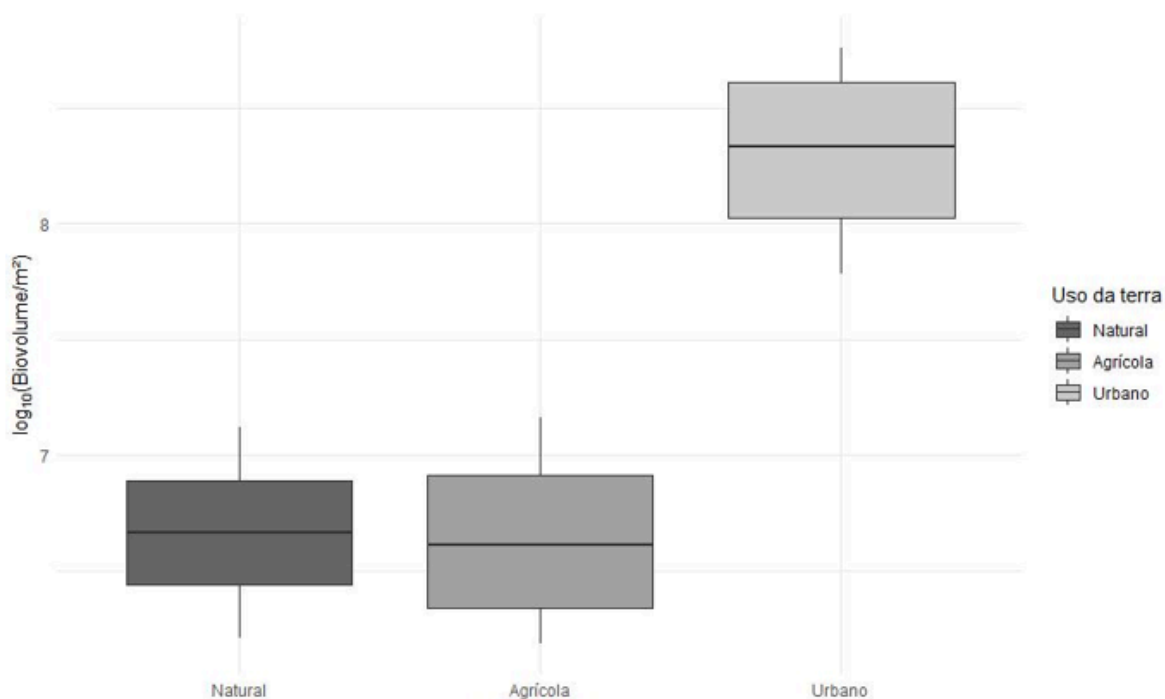


Figura 37 Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀

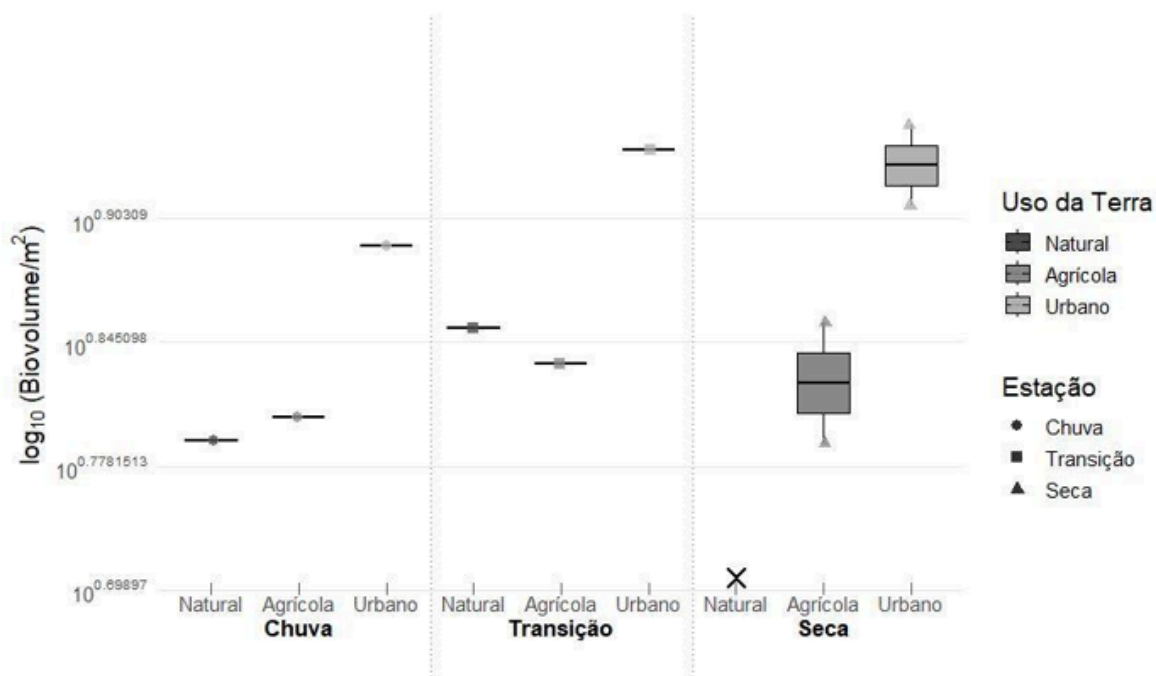


Figura 38 Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m²) por uso da terra e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀.

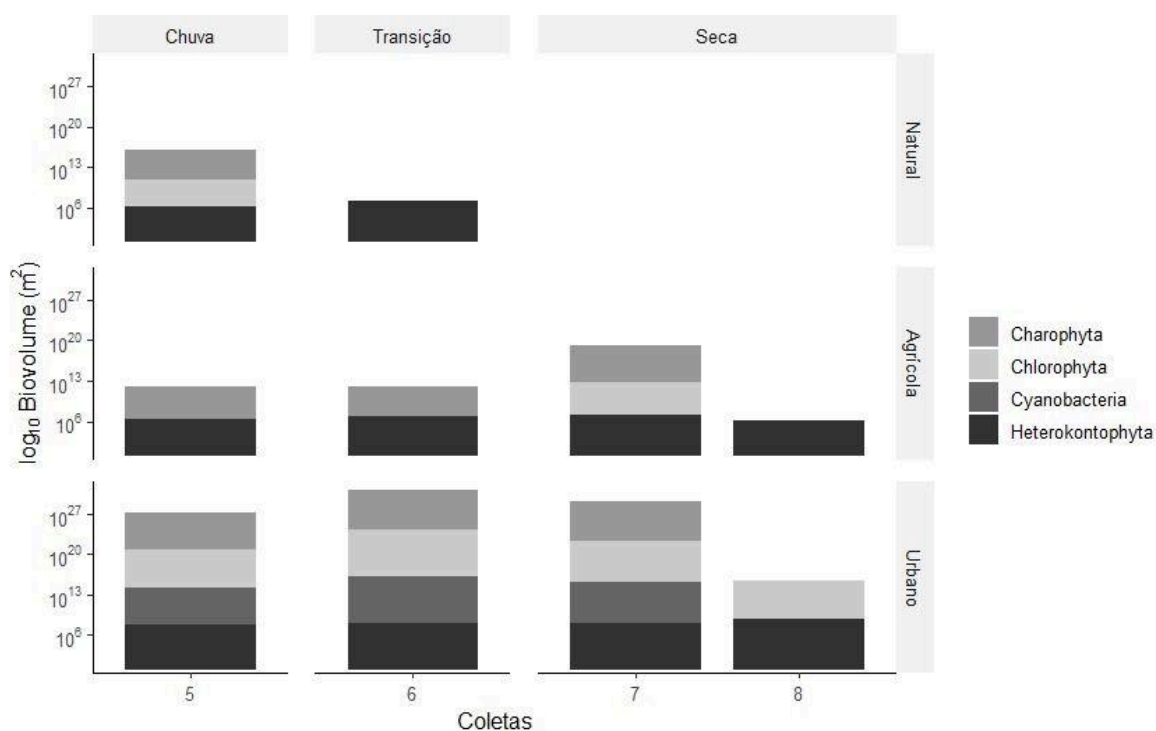


Figura 39 Composição taxonômica por uso da terra e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

A H4 previa uma correlação entre as variáveis de biomassa e a composição do biofilme e as variáveis de qualidade e hidrodinâmica da água. A ausência de significância estatística para as análises de biofilme, no entanto, impediu o teste desta hipótese, que seria realizado por meio de correlação de Spearman. As tendências visuais observadas para os dados de biofilme, e aqui apresentadas a título de exploração descritiva dos dados, poderiam ter sido confirmadas se o tamanho amostral (seja por número de amostras por trecho, ou pelo nº de coletas realizadas, ou mesmo pela consideração de mais sistemas lóticos) tivesse sido mais ampla. Essa limitação metodológica deverá ser considerada em estudos futuros que visem o teste das hipóteses aqui propostas, a fim de garantir a comprovação das tendências visuais encontradas no presente estudo.

A seguir, apresenta-se uma síntese avaliativa das hipóteses formuladas no início deste estudo, considerando os resultados obtidos ao longo das análises. A hipótese H1, que previa maior biomassa e riqueza taxonômica no período seco, foi corroborada, com registros de variação significativa da biomassa e composição do biofilme ao longo do ciclo sazonal, especialmente com valores mais elevados nas estações secas. A hipótese H2, por sua vez, não

foi corroborada, uma vez que não se observaram diferenças estatisticamente significativas entre os trechos com diferentes usos da terra, embora se esperasse esse padrão em função do maior aporte de nutrientes nos ambientes urbanos. Em relação à H3, que previa maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano, os dados apontaram para uma parcial corroboração: esses trechos de fato apresentaram maior variabilidade temporal, sugerindo menor estabilidade ecológica, mas a ausência de dados do trecho natural na estação seca limitou uma comparação conclusiva. Por fim, a hipótese H4, que propunha correlação entre variáveis físicas, químicas e hidrodinâmicas com a estrutura do biofilme, não pôde ser corroborada, pois as análises de biofilme não indicaram diferenças estatisticamente significativas, inviabilizando a execução das análises de correlação.

Hipótese	Descrição	Desfecho
H1	A composição taxonômica e a biomassa do biofilme variarão ao longo das estações do ano, com valores mais elevados de biomassa e maior riqueza taxonômica no período de seca, seguidos pela transição seca-chuva e pelo período de chuvas.	Corroborada. Houve variação significativa da biomassa e composição do biofilme ao longo do ciclo sazonal, com maiores valores no período seco.
H2	A composição taxonômica e a biomassa do biofilme diferirão entre os trechos do riacho submetidos a diferentes usos da terra, com valores mais elevados no trecho urbano, seguidos pelos trechos agrícola e natural.	Não corroborada. Não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre os usos da terra. Esperava-se encontrar esse padrão conforme a hipótese.
H3	A resposta temporal da biomassa e da composição do biofilme será influenciada pelo uso da terra, com maior magnitude de variação nos trechos agrícola e urbano do que no trecho natural.	Parcialmente corroborada. Os trechos agrícola e urbano mostraram maior variabilidade temporal, sugerindo menor estabilidade ecológica. No entanto, a ausência de dados para o trecho natural na estação seca limita a conclusão.

H4	A qualidade da água (variáveis físicas e químicas) e as variáveis hidrodinâmicas estarão significativamente relacionadas à biomassa e à estrutura do biofilme.	Não corroborada. Não foram observadas diferenças significativas para as variáveis de biomassa ou composição do biofilme, inviabilizando as análises de correlação.
----	--	--

4. DISCUSSÃO GERAL E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente dissertação teve como objetivo geral avaliar a influência do uso da terra (urbano, agrícola e natural) sobre a biomassa e a composição do biofilme no riacho Santo Antônio, ao longo de um ciclo sazonal, considerando os efeitos sobre a qualidade da água e a hidrodinâmica do sistema. Para alcançar esse objetivo, o trabalho foi estruturado em dois capítulos complementares: o primeiro capítulo realizou uma análise geoespacial dos padrões de uso e ocupação do solo no município de Tiradentes (MG) entre 2017 e 2023, destacando o avanço da urbanização periférica em áreas de interface com recursos hídricos e áreas ambientalmente sensíveis; o segundo capítulo investigou a biomassa e a composição taxonômica e química do biofilme autotrófico, além da qualidade da água e de variáveis hidrodinâmicas em trechos de riacho submetidos a diferentes usos da terra, ao longo de oito campanhas de amostragem que cobriram dois períodos de seca e um de chuvas.

A análise geoespacial da dinâmica de uso e ocupação da terra, realizada no primeiro capítulo, revelou um crescimento significativo da mancha urbana no município de Tiradentes (MG) entre 2017 e 2023, com aumento de aproximadamente 0,5 km² nas áreas urbanas ao longo do período. Esse crescimento foi impulsionado principalmente pela conversão de antigas áreas de pastagem em loteamentos residenciais, estabelecimentos comerciais e empreendimentos turísticos, sobretudo nas áreas periféricas da cidade. Essa expansão se deu principalmente sobre áreas anteriormente ocupadas por pastagens, revelando um avanço da urbanização em direção a áreas rurais e ambientalmente sensíveis, como margens de cursos d'água e encostas da Serra de São José (MENDONÇA, 2005; SANTOS; RIBEIRO, 2017). A análise também evidenciou o surgimento de novos corpos hídricos artificiais associados a

empreendimentos recreativos, como pesque-pagues, com possíveis consequências para a saúde e o funcionamento ecossistêmicos de recursos hídricos no município, entre elas o agravamento da poluição nos principais córregos urbanos, incluindo o córrego Santo Antônio, que recebe esgoto doméstico *in natura* mesmo após ações de revitalização anteriores (TUCCI, 2008; VON SPERLING, 2014). A aceleração da expansão urbana entre 2022 e 2023 reforça a necessidade de um planejamento territorial mais eficaz, que considere os limites ecológicos e a proteção dos cursos d'água e dos fragmentos vegetacionais remanescentes (SOUZA, 2010; LIMA; SILVA, 2019). Esses achados apontam para a urgência de políticas públicas capazes de conciliar o desenvolvimento urbano com a preservação ambiental e o ordenamento territorial no município (ZACHARIAS, 2010; ZOLINI, 2007).

No segundo capítulo, os resultados mostraram que a biomassa do biofilme autotrófico (formado por algas) diferiu entre os usos da terra, com valores possivelmente mais elevados nos trechos agrícola e urbano em comparação ao trecho natural, embora essas diferenças sejam marginalmente significativas (a um limite de confiança estatístico de 90%) (PORTER, 2008; FELISBERTO; RODRIGUES, 2005). A análise descritiva dos dados indicou variações ao longo das estações, com tendência de maior biomassa nos períodos de seca e transição, especialmente nos trechos impactados, possivelmente em função da maior estabilidade hidrológica e da maior disponibilidade de luz nesses períodos (BIGGS, 1996; MOSCHINI-CARLOS, 1999; RODRIGUES et al., 2009). A composição taxonômica do biofilme refletiu padrões espaciais e sazonais, com maior variabilidade em condições de menor perturbação hidrológica e a presença de grupos tolerantes, como Cyanobacteria, nos trechos agrícola e urbano (WATSON; ARANTES; GAMA JR., 2013; GORBUSHINA, 2007; NABOUT; SILVA, 2010). As análises indicaram ainda que variáveis físicas, químicas e hidrodinâmicas sofreram efeito significativo do uso predominante da terra e em função da época do ano, o que pode resultar nas mudanças observadas no biofilme (FELISBERTO; RODRIGUES, 2005; RODGHER et al., 2005). Esses achados reforçam o papel potencial do uso da terra e da sazonalidade na modulação da dinâmica ecológica do biofilme autotrófico em riachos tropicais, ainda que mais investigações sejam necessárias para confirmar tais padrões, sobretudo do ponto de vista do poder estatístico (BEGA et al., 2021; ROMANÍ et al., 2004).

De forma integrada, os resultados obtidos nesta dissertação evidenciam como o avanço da urbanização pode impactar negativamente os ecossistemas lóticos localizados em áreas de

interface com diferentes usos da terra, principalmente o uso urbano (RODGHER *et al.*, 2005; GUEIROZ; FREITAS; GUEDES 2020; SIQUEIRA *et al.*, 2018). O Capítulo 1 demonstrou que o município de Tiradentes vem passando por um processo contínuo de expansão urbana, com substituição de áreas de pastagem por empreendimentos residenciais, comerciais e turísticos, especialmente nas áreas periféricas situadas ao redor do córrego Santo Antônio. Esse contexto territorial permite compreender os achados do Capítulo 2, no qual a biomassa e a composição taxonômica do biofilme apresentaram diferenças importantes entre os trechos do riacho submetidos a diferentes usos da terra.

O trecho urbano concentrou maior biomassa e menor contribuição de diferentes grupos autotróficos, enquanto o trecho natural apresentou composição mais diversificada e compatível com uma condição de maior integridade ecológica (RODGHER *et al.*, 2005; NABOUT; CARVALHO, 2015). O trecho agrícola, por sua vez, mostrou características intermediárias. Além disso, as análises da água revelaram que o trecho urbano apresentou maiores concentrações de nutrientes dissolvidos, como nitrato (NO_3^- -N) e nitrogênio amoniacal (NH_4^+ -N) (RODGHER *et al.*, 2005; ESTEVES, 2011; SIQUEIRA *et al.*, 2018), em comparação aos demais trechos. Além das diferenças evidentes entre os trechos urbano e natural, este estudo também revelou contrastes importantes no trecho agrícola.

De forma consistente, a condutância elétrica apresentou valores mais elevados no uso urbano, intermediários no uso agrícola e menores no trecho natural. Esse padrão foi acompanhado por variações sazonais de oxigênio dissolvido e saturação, nas quais o trecho agrícola apresentou valores próximos ou superiores em alguns períodos, enquanto o urbano manteve concentrações mais altas de condutância em todas as campanhas. Dessa forma, observa-se que tanto os usos agrícola quanto urbano promovem alterações físico-químicas em relação ao trecho natural, ainda que com magnitudes e variações distintas, o que reforça a importância de considerar diferentes formas de alteração antrópica na avaliação da qualidade da água.

A convergência desses resultados indica que a intensificação da urbanização tende a acentuar os impactos ecológicos sobre os sistemas aquáticos (RODGHER *et al.*, 2005; GUEIROZ; FREITAS; GUEDES 2020; SIQUEIRA *et al.*, 2018), afetando tanto a estrutura da comunidade de biofilme quanto a qualidade da água. Nesse cenário, a articulação entre análises geoespaciais do uso da terra e indicadores biológicos do biofilme mostra-se uma

abordagem eficaz para orientar políticas públicas voltadas ao ordenamento territorial e à conservação de riachos tropicais sob pressão antrópica.

No total, quatro hipóteses foram testadas nesta dissertação. A hipótese H1 previa que a biomassa e a composição taxonômica do biofilme variaram ao longo das estações do ano, com maior biomassa e riqueza no período seco; essa hipótese não foi corroborada, devido à ausência de significância estatística nas comparações sazonais. A hipótese H2 postulava diferenças entre os trechos com diferentes usos da terra, com maior biomassa no trecho urbano; os resultados corroboraram parcialmente essa hipótese, indicando diferenças descritivas claras, embora a biomassa não tenha diferido de forma estatisticamente significativa. A hipótese H3 previa que a magnitude da variação sazonal do biofilme seria mais intensa nos trechos urbano e agrícola; não foi possível confirmar essa hipótese, sobretudo pela limitação no número de amostras em determinados períodos.

Já a hipótese H4 propunha que a biomassa e a composição estariam associadas às variáveis físicas, químicas e hidrodinâmicas; essa hipótese foi parcialmente corroborada, uma vez que apenas algumas variáveis ambientais apresentaram significância estatística na comparação entre trechos de diferentes usos da terra, tais como a condutância elétrica e a hidrodinâmica do canal nos trechos.

A ausência de grupos autotróficos no trecho natural durante parte do ciclo hidrológico decorreu da limitação do desenvolvimento destes organismos neste ambiente, possivelmente associada à menor disponibilidade de nutrientes e ao maior sombreamento observado no local (BIGGS, 1996; MOSCHINI-CARLOS, 1999; ESTEVES, 2011). Essa limitação, somada à quantidade reduzida de amostras em determinados trechos e variáveis, comprometeu o poder estatístico das análises comparativas entre os usos da terra, especialmente no contexto das variações sazonais. Em algumas análises, foi possível utilizar oito réplicas por grupo; em outras, devido a questões metodológicas, apenas quatro, o que reduziu a robustez das inferências. Além disso, o número total de campanhas de amostragem foi limitado, o que também dificultou a confirmação estatística de padrões ecológicos observados. Acredita-se, portanto, que as hipóteses não tenham sido totalmente corroboradas não exclusivamente por ausência de padrões ecológicos, mas também por limitações inerentes ao desenho amostral adotado. Diante disso, considera-se conveniente a continuidade do monitoramento na área de estudo ao longo de, pelo menos, mais um ciclo sazonal completo, mantendo os mesmos pontos de coleta e ampliando o número de campanhas, de forma a permitir uma avaliação

mais completa e confiável da interação entre uso da terra e sazonalidade em escala local. A integração de abordagens geoespaciais, físicas, químicas e biológicas, como proposta neste trabalho, representa um caminho promissor para compreender os impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos e subsidiar políticas públicas voltadas à gestão ambiental de municípios sob crescente pressão urbana (LOURENÇO, 2015; AMORIM, 2012).

Considera-se ainda que a avaliação da variabilidade temporal poderia ser fortalecida por um monitoramento contínuo. Embora este estudo tenha incluído oito campanhas de amostragem ao longo de aproximadamente 13 meses, cobrindo os períodos de seca e chuva, não se tratou de uma série mensal completa. Em ecossistemas lóticos tropicais, os biofilmes podem apresentar autocorrelação temporal e respostas defasadas a pulsos hidrológicos, o que recomenda séries contínuas por, no mínimo, 12 meses com frequência regular. Tal abordagem aumentaria o poder de detecção de padrões sazonais e reduziria a influência de eventos extremos (BIGGS, 1996; ROMANÍ et al., 2013; BEGA et al., 2021; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2012). Investigações futuras devem, portanto, adotar monitoramento ao longo de um ciclo sazonal completo, com amostragens equilibradas entre trechos e estações e, quando possível, sincronização das medidas hidrodinâmicas e de nutrientes às coletas biológicas, de modo a distinguir de forma mais robusta a variação sazonal daquela atribuída ao uso da terra.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFFOURTIT, J., ZEHR, J.P., PAERL, H.W. Distribution of nitrogen-fixing microorganisms along the Neuse River Estuary, North Carolina. *MICROBIAL ECOLOGY*, 41, 114–123, 2001.
- AGUIAR, A.C.F.; GÜCKER, B.; BRAUNS, M.; HILLE, S.; BOËCHAT, I.G. Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (13), 9864–9876, 2015.
- AMORIM, R. R. Um novo olhar na geografia para os conceitos e aplicações de geossistemas, sistemas antrópicos e sistemas ambientais. *Caminhos de Geografia*, Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 803-101, 2012. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG134116613>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16613>.
- AMORIM, R. S. S. (2012). Urbanização e qualidade da água: um estudo em bacias hidrográficas urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 4, p. 123-136.
- ANDRIOTA, A.; GERONDI, G.; MARTOS, H. L. Levantamento turístico-ambiental dos “pesque-pague” da região de Campinas–SP. 2019.
- APHA Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, 21st. Ed., 2005.
- ARTS, M.T.; ACKMAN, R.G.; HOLUB, B.J. "Essential fatty acids" in aquatic ecosystems: a crucial link between diet and human health and evolution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences*, 58, 122–137, 2011.
- BAO, Q.; LIU, Z.; ZHAO, M.; HU, Y.; LI, D.; HAN, C.; WEI, Y.; MA, S.; ZHANG, Y. Primary productivity and seasonal dynamics of planktonic algae species composition in karst surface waters under different land uses. *Journal of Hydrology*, 591, 125295, 2020.
- BASHIR I.; LONE F.A.; BHAT R.A.; MIR S.A.; DAR Z.A.; DAR S.A. Concerns and Threats of Contamination on Aquatic Ecosystems. In: Hakeem K., Bhat R., Qadri H. (eds) *Bioremediation and Biotechnology*. Springer, Cham, 2020.
- BATTIN, T.J.; BESEMER, K.; BENGTSSON, M. M.; ROMANI, A.M.; PACKMANN, A.I. The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 14 (4), 251–263, 2016. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.15>.
- BEGA, J.; FERRAGUT, C.; MORENO, P.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (2021). Biofilm response to environmental variability in tropical streams. *Hydrobiologia*, v. 848, p. 2759–2772.
- BEGA, J. M. M.; OLIVEIRA, J. N.; ALBERTIN, L. L. Dinâmica temporal da qualidade da água em um córrego urbano. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, n. 5, p. 903-913, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200163>

BERTALANFFY, L. von. General System Theory: Foundations, Development, Applications. New York: George Braziller, 1968.

BIGGS, B. J. F. Patterns in benthic algae of streams. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Ed.). *Algal ecology – Freshwater benthic ecosystems*. California: Academic Press, 1996. p. 31-56.

BOËCHAT, I.G.; KRÜGER, A.; GIANI, A.; FIGUEREDO, C.C.; GÜCKER, B. Agricultural land-use affects the nutritional quality of stream microbial communities. *FEMS Microbiology Ecology*, 77(3), 568–576, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01137.x>.

BOËCHAT, I.G.; KRÜGER, A.; CHAVES, R.C.; GRAEBER, D.; GÜCKER, B. Land-use impacts on fatty acid profiles of suspended particulate organic matter along a larger tropical river. *Science of the Total Environment*, 482–483, 62–70, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.111>.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências.

BUCCI, M. P. D. *Direito administrativo e políticas públicas*. São Paulo: Saraiva, 2002. 342 p. CAMPOS, H. R. Transformações urbanas recentes em Tiradentes-MG: anos 80 e 90 do século XX. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, 2006. 175 p.

CAMPOS, H. R. Transformações urbanas recentes em Tiradentes-MG: anos 80 e 90 do século XX. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana, Universidade de São Paulo, São Paulo. 175 p. 2006.

CANGREJO, V. I.; RONDÓN, J. C. D. Respuesta de la clorofila y el metabolismo de un arroyo Andino al aumento de temperatura en un experimento ex situ. *Acta Biológica Colombiana*, v. 22, n. 2, p. 191–198, 2017. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n2.60741>.

CARLOS, A. F. A. Segregação socioespacial e o “direito à cidade”. *GEOUSP – Espaço e Tempo*, 24(3), 412–424, 2020.

CARLOS, A. V. M. *A cidade*. 6. ed. São Paulo: Contexto, 2009.

CARVALHO FILHO, J. S. *Comentários ao Estatuto da Cidade*. 4. ed. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2011.

CHADWICK, M.A.; DOBBERFUHL, D.R.; BENKE, A.C.; HURYN, A.D.; SUBERKROPP, K.; THIELE, J. E. Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecological Applications*, v. 16, n. 5, p. 1796–1807, 2006. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1796:uasefb\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1796:uasefb]2.0.co;2).

CHEN, X.; ZHOU, W.; PICKETT, S.T.A.; LI, W.; HAN, L.; REN, Y. Diatoms are better indicators of urban stream conditions: A case study in Beijing, China. *Ecological Indicators*, 60, 2016.

- COSTA, H. R. O. Cidade, ambiente e injustiça: o papel do planejamento urbano na qualidade ambiental. *Geografia*, 48(1), 1–24, 2023.
- CRUZ, L. A. *Serra de São José: Educação Patrimonial de Santa Cruz de Minas – MG*. Tiradentes: Madala Produções, 2016. 90 p.
- DAVEY, M. E.; O'TOOLE, G. A. Microbial Biofilms: from Ecology to Molecular Genetics. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, v. 64, p. 847–867, 2000.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Clima Brasil. Disponível em: <https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>. Acesso em: 09 ago. 2023.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Imagens SRTM – Topodata, versão 2023. Brasília: EMBRAPA, 2023.
- ESRI. *ArcGIS Desktop: release 10.5*. Redlands: Environmental Systems Research Institute, 2016.
- ESTEVES, F. A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- FANTIN, M.; COSTA, M. A.; MOREIRA, A. M. V. A relevância de uma infra-estrutura geoinformacional como subsídio ao desenvolvimento de políticas urbanas. In: ALMEIDA, C. M.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (Org.). *Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p. 132–161.
- FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Influence of environmental factors on periphytic algal community structure in reservoirs of a tropical river basin. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 2, p. 281–292, 2005.
- FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. (2005). Comunidade de algas perifíticas em diferentes ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 27, n. 1, p. 21–28.
- FITZ, P. R. Uso de geotecnologias para o planejamento espacial. *Geografia*, 33(2), 307–318, 2008.
- FOLEY, J. A. Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.
- GIERSCH, J. J.; HOTALING, S.; KOVACH, R. P.; JONES, L. A.; MUHLFELD, C. C. Climate-induced glacier and snow loss imperils alpine stream insects. *Global Change Biology*, 23(7), 2577–2589, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13565>.
- GORBUSHINA, A. A. Life on the rocks. *Environmental Microbiology*, v. 9, n. 7, p. 1613–1631, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01301.x>.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41, 540–551, 1991.

GÜCKER, B.; SILVA, R.C.S.; GRAEBER, D.; MONTEIRO, J.A.F.; BOËCHAT, I.G. Urbanization and agriculture increase exports and differentially alter elemental stoichiometry of dissolved organic matter (DOM) from tropical catchments. *Science of the Total Environment*, 550, 785-792, 2016.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, 54(10), 2069–2085, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02149.x>.

GUEIROZ, A. de O.; FREITAS, F. W. da S.; GUEDES, J. de A. Impactos da urbanização sobre o Riacho do Termas – Mossoró (RN). *Pensar Geografia*, Mossoró, v. 2, n. 1, p. 53-72, 2020.

HAWLEY, R. J. & VIETZ, G. J. Addressing the urban stream disturbance regime. *Freshwater Science*, 35(1), 278-292, 2016.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2022. Available: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/tiradentes.html>. (2022)

IDE-SISEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais. Belo Horizonte: SEMAD, 2024.

LEFEBVRE, H. O direito à cidade. 5.ed. São Paulo: Centauro. 2008.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical Ecology*. 3. ed. Amsterdã: Elsevier, 2012.

LEI Nº 10.257, de 10/7/2001 (Estatuto da Cidade). Diário Oficial da União, Seção I (Atos do Poder Legislativo). Edição No 133, de 11/7/2001.

LEI MUNICIPAL COMPLEMENTAR Nº001/2015, de 15 de Abril de 2015 (Institui o Plano Diretor do Município de Tiradentes, MG). Available: http://www.camaratiradentes.mg.gov.br/Especifico_Cliente/20314159000198/Arquivos///Lei_n_.01___Institui_o_Plano_Diretor_Participativo_do_Municipio_de_Tiradentes.pdf.

LEI COMPLEMENTAR Nº05/15 de 16 de dezembro de 2015 (Dispõe sobre o zoneamento e regulamenta o uso e ocupação do solo urbano do Município de Tiradentes/MG e dá outras providências). Available: http://www.camaratiradentes.mg.gov.br/Especifico_Cliente/20314159000198/Arquivos/files/Lai_n%BA._05_Dispo%F5e_sobre_o_zoneamento_e_regulamenta_o_uso_e_ocupa%E7%E3o_do_solo_urbano_do_Munic%EDpio_de_Tiradentes-MG_e_d%E1_outras_provid%EAncias.pdf.

- LIMA, G. P.; SILVA, D. A. Planejamento territorial e impactos da urbanização em cidades históricas de Minas Gerais. *Revista Geografias*, v. 15, n. 2, p. 45-62, 2019.
- LIMBERGER, L. Abordagem Sistêmica e Complexidade na Geografia. *Geografia*, 5(2): 95-109. 2006.
- LOURENÇO, C. F. et al. Pensamento Ambientalista numa sociedade em crise. Macaé: Nupem/UFRJ. 270 p. 2015.
- MANZIONE, R. L.; KUSIYAMA, S. S.; COLOMBO, A. Caracterização e análise da evolução da cobertura da terra e uso do solo utilizando imagens de satélite Landsat. *Revista Brasileira de Cartografia*, 57(2), 150–158, 2005.
- MASCARÓ, J. L. Loteamentos Urbanos. 2. Ed. Porto Alegre: Masquatro. 2005.
- MENDONÇA, F. Geografia e meio ambiente. São Paulo: Contexto, 2005.
- MENEZES, J. P. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e processos físico-químicos e biológicos em sistemas naturais de mananciais de superfície. *Estudos do Meio Ambiente e Ecossistemas*, v. 4, n. 2, p. 123-138, 2016.
- MOREIRA, A. A. M. A influência da circulação de macro-escala sobre o clima de Belo Horizonte: estudo sobre as possíveis influências do fenômeno El Niño sobre o clima local. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 186p. 1999.
- MORLEY, S. A.; KARR, J. R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conservation Biology*, 16(6), 1498–1509, 2002.
- MOSCHINI-CARLOS, V. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPEO, M. L. M. (Org.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999. cap. 6, p. 1-11.
- MOSCHINI-CARLOS, V. (1999). Estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em reservatórios. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- NABOUT, J. C.; SILVA, K. D. Dinâmica de cianobactérias em riachos do Cerrado: implicações ecológicas. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 2, p. 389-402, 2010.
- NABOUT, J. C.; CARVALHO, P. Dinâmica de comunidades de algas perifíticas em riachos sob diferentes usos do solo. *Revista de Biologia Neotropical*, v. 12, n. 1, p. 33-45, 2015.
- NEVES, R. História e turismo: a “mercadorização” do “patrimônio histórico” e a elitização da área central de Tiradentes, Minas Gerais (1980-2012). Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em História, Universidade Federal de São João del-Rei. 2013.

NEWBOLD, T.; ADAMS, G.L.; ROBLES, G.A.; BOAKES, E.H.; FERREIRA, G.B.; CHAPMAN, A.S.A.; ETARD, A.; GIBB, R.; MILLARD, J.; OUTHWAITE, C.L.; WILLIAMS, J.J. Climate and land-use change homogenise terrestrial biodiversity, with consequences for ecosystem functioning and human well-being. *Emergent Topics in Life Sciences*, 3, 207–219, 2019.

PORTER, S. D. *Algal attributes: an autecological classification of algal taxa collected by the National Water-Quality Assessment Program*. U.S. Geological Survey Data Series, n. 329, p. 1-35, 2008.

ROCHA, A. B.; MORAES, E. M. M.; SANTOS, E. A. M. Cidade, imagem, identidade: o caso do município de Tiradentes (MG) e uma proposta de intervenção urbana no bairro Parque das Abelhas. *Revista Fórum Patrimônio: Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável*, 11(2). 2020.

ROCKETT, G. C.; MARTINS, E. M.; TODT, V.; THUM, A. B.; BARBOZA, E. G. Geoprocessamento aplicado à análise ambiental: vulnerabilidade natural à perda de solo no Morro do Osso, Porto Alegre/RS. *Geografia*, 39(3), 465–481. 2014.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.

RODRIGUES, L.; TRAIN, S.; BICUDO, D. C. Periphyton in neotropical ecosystems: Ecological patterns and bioindicators of environmental conditions. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 21, n. 2, p. 123-136, 2009.

ROLNIK, R. Estatuto da cidade: instrumento para as cidades que sonham crescer com justiça e beleza. Disponível em: <http://polis.org.br/publicacoes/estatuto-da-cidade-instrumento-para-as-cidades-que-sonham-crescer-com-justica-e-beleza/>. 2002.

ROMANÍ, A. M.; GIORGI, A.; ACUÑA, V.; SABATER, S. The influence of substratum type and nutrient supply on biofilm organic matter utilization in streams. *Limnology and Oceanography*, v. 49, n. 5, p. 1713-1721, 2004.

ROMANÍ, A. M.; AMALFITANO, S.; ARTIGAS, J.; FAZI, S.; et al. Microbial biofilm structure and organic matter use in Mediterranean streams. *Hydrobiologia*, v. 719, p. 43–58, 2013.

ROMANÍ, A. M.; SABATER, S. (2004). Structure and activity of rock and sand biofilms in a Mediterranean stream. *Ecology*, v. 85, n. 11, p. 3232-3245.

ROSA, R. S.; AGUIAR, A. C. F.; BOËCHAT, I. G.; GÜCKER, B. Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. *Environmental Pollution*, 174: 204-213. 2013.

ROSS, J. L. S.; GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. *Decifrando a Terra*. São Paulo: Oficina de Textos, 1999.

SANTOS, R. F. Planejamento Ambiental: Teoria e Prática. São Paulo: Oficina de Textos, 184 p. 2004.

SANTOS, J. E. dos. Planejamento ambiental em cidades históricas: desafios da urbanização e conservação de recursos hídricos em áreas turísticas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 4, p. 987-1002, 2017.

SANTOS, J. O. Relações entre fragilidade ambiental e vulnerabilidade social na susceptibilidade aos riscos. *Mercator*, 14(2), 75–90. 2015.

SANTOS, J. E.; RIBEIRO, M. C. Urbanização e conservação de recursos hídricos em áreas de relevância ecológica. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 3, p. 612-627, 2017.

SIQUEIRA, H. M.; FONSECA, C. P.; DIAS, A. M. Nutrientes dissolvidos e integridade biótica em riachos urbanos do Brasil Central. *Ambiente & Água*, v. 13, n. 4, p. 1-14, 2018.

SOUZA, J. R. et al. Avaliação do índice de qualidade da água em uma sub-bacia hidrográfica urbana em Lavras, MG. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, 8(3), 161–174, 2011.

SOUZA, M. L. Mudar a cidade: uma introdução crítica ao planejamento e à gestão urbanos. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

TUCCI, C. E. M. Gestão da água no Brasil. Brasília: UNESCO, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. *São Paulo: Oficina de Textos*, 2012.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 9, 1–38, 1958.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137, 1980.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1991.

VIANA, F. D. F.; NAZARENO, M. C. de M.; NASCIMENTO, A. L. M. Turismo e desenvolvimento regional: análise nos municípios de Prados, São João del Rei e Tiradentes-MG. *Revista de Gestão*, São Carlos, v. 1, n. 1, p. 1-21, 2018.

VON BERTALANFFY, L. Teoria Geral dos Sistemas: Fundamentos, desenvolvimento e aplicações. 3rd. ed. Petrópolis, R.J. Vozes, 359p. 2008.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

WALSH, C.J.; ROY, A.H.; FEMINELLA, J.W.; COTTINGHAM, P.D.; GROFFMAN, P.M.; MORGAN, R.P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706–723, 2005.

WATSON, S. B.; ARANTES, C.; GAMA JÚNIOR, W. A. Cianobactérias unicelulares e coloniais de ambientes aquáticos. In: TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. (org.). Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, 2013. p. 23–52.

ZACHARIAS, A. A. A representação gráfica das unidades de paisagem no zoneamento ambiental. São Paulo: Unesp, 211 p. 2010.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. 5. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2010.

ZOLINI, G. P. P. A inflexão do conceito de gentrificação em conjuntos urbanos patrimoniais em cidades de pequeno porte: os casos mineiros de São Thomé das Letras e Tiradentes. Dissertação de Mestrado – Escola de Arquitetura. Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.

6. ANEXO

Distribuição da vazão média ($\log_{10}$ L/s) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Vazão(L/s)
março/2023	Natural	Chuva	16,52
março/2023	Agrícola	Chuva	71,94
março/2023	Urbano	Chuva	46,34
abril/2023	Natural	Seca	19,38
abril/2023	Agrícola	Seca	323,88
abril/2023	Urbano	Seca	37,62
maio/2023	Natural	Seca	10,80
maio/2023	Agrícola	Seca	187,79
maio/2023	Urbano	Seca	28,02
julho/2023	Natural	Seca	10,53
julho/2023	Agrícola	Seca	44,44
julho/2023	Urbano	Seca	73,59

Distribuição da velocidade média da água (m/s) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Velocidade média(m/s)
março/2023	Natural	Chuva	0,08
março/2023	Agrícola	Chuva	0,14
março/2023	Urbano	Chuva	0,09
abril/2023	Natural	Seca	0,08
abril/2023	Agrícola	Seca	0,22
abril/2023	Urbano	Seca	0,08
maio/2023	Natural	Seca	0,05
maio/2023	Agrícola	Seca	0,08

maio/2023	Urbano	Seca	0,11
julho/2023	Natural	Seca	0,05
julho/2023	Agrícola	Seca	0,20
julho/2023	Urbano	Seca	0,14

Distribuição da dispersão longitudinal média (m^2/s) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

Coleta	Uso da Terra	Estação	Dispersão longitudinal(m^2/s)
março/2023	Natural	Chuva	0,05
março/2023	Agrícola	Chuva	0,18
março/2023	Urbano	Chuva	0,06
abril/2023	Natural	Seca	0,03
abril/2023	Agrícola	Seca	0,11
abril/2023	Urbano	Seca	0,02
maio/2023	Natural	Seca	0,01
maio/2023	Agrícola	Seca	0,74
maio/2023	Urbano	Seca	0,17
julho/2023	Natural	Seca	0,01
julho/2023	Agrícola	Seca	0,02
julho/2023	Urbano	Seca	0,11

Distribuição da largura média do canal (m) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Ponto	Uso da Terra	Largura do Canal (m)
N1	Natural	2,1
N2	Natural	1,9
N3	Natural	2,0
A1	Agrícola	2,6
A2	Agrícola	2,8
A3	Agrícola	2,7
U1	Urbano	3,1
U2	Urbano	3,4
U3	Urbano	3,2

Distribuição da profundidade média do canal (m) por uso da terra nos trechos agrícola, urbano e natural do riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Ponto	Uso da Terra	Profundidade do Canal (m)
N1	Natural	0,25
N2	Natural	0,22
N3	Natural	0,28
A1	Agrícola	0,35
A2	Agrícola	0,31
A3	Agrícola	0,33
U1	Urbano	0,42
U2	Urbano	0,40
U3	Urbano	0,44

Distribuição média da temperatura da água por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Temperatura (°C)
junho/22	Natural	Seca 1	14,00
junho/22	Agrícola	Seca 1	14,37
junho/22	Urbano	Seca 1	14,61
setembro/22	Natural	Seca 1	14,06
setembro/22	Agrícola	Seca 1	14,52
setembro/22	Urbano	Seca 1	15,63
novembro/23	Natural	Chuva	19,42
novembro/23	Agrícola	Chuva	19,78
novembro/23	Urbano	Chuva	20,95
dezembro/23	Natural	Chuva	19,52
dezembro/23	Agrícola	Chuva	19,48
dezembro/23	Urbano	Chuva	21,45
março/23	Natural	Chuva	20,39
março/23	Agrícola	Chuva	19,86
março/23	Urbano	Chuva	20,01
abril/23	Natural	Seca 2	18,73
abril/23	Agrícola	Seca 2	18,77
abril/23	Urbano	Seca 2	18,87
maio/23	Natural	Seca 2	14,82
maio/23	Agrícola	Seca 2	15,65
maio/23	Urbano	Seca 2	15,73
julho/23	Natural	Seca 2	11,15
julho/23	Agrícola	Seca 2	11,72
julho/23	Urbano	Seca 2	11,91

Distribuição média da concentração de oxigênio dissolvido por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
junho/22	Natural	Seca 1	9,04
junho/22	Agrícola	Seca 1	8,68
junho/22	Urbano	Seca 1	7,83
setembro/22	Natural	Seca 1	8,57
setembro/22	Agrícola	Seca 1	8,62
setembro/22	Urbano	Seca 1	4,65
novembro/23	Natural	Chuva	7,41
novembro/23	Agrícola	Chuva	7,29
novembro/23	Urbano	Chuva	6,86
dezembro/23	Natural	Chuva	7,49
dezembro/23	Agrícola	Chuva	7,91
dezembro/23	Urbano	Chuva	6,39
março/23	Natural	Chuva	6,49
março/23	Agrícola	Chuva	7,95
março/23	Urbano	Chuva	8,02
abril/23	Natural	Seca 2	6,79
abril/23	Agrícola	Seca 2	8,31
abril/23	Urbano	Seca 2	8,36
maio/23	Natural	Seca 2	8,22
maio/23	Agrícola	Seca 2	9,211
maio/23	Urbano	Seca 2	10,29
julho/23	Natural	Seca 2	10,34
julho/23	Agrícola	Seca 2	10,39
julho/23	Urbano	Seca 2	8,20

Distribuição média da saturação de oxigênio dissolvido por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Saturação de OD
junho/22	Natural	Seca 1	87,73
junho/22	Agrícola	Seca 1	84,70
junho/22	Urbano	Seca 1	77,27
setembro/22	Natural	Seca 1	83,43
setembro/22	Agrícola	Seca 1	76,70
setembro/22	Urbano	Seca 1	49,17
novembro/23	Natural	Chuva	85,40
novembro/23	Agrícola	Chuva	80,00
novembro/23	Urbano	Chuva	77,27
dezembro/23	Natural	Chuva	81,47
dezembro/23	Agrícola	Chuva	89,43
dezembro/23	Urbano	Chuva	73,47
março/23	Natural	Chuva	71,67
março/23	Agrícola	Chuva	87,37
março/23	Urbano	Chuva	89,10
abril/23	Natural	Seca 2	72,93
abril/23	Agrícola	Seca 2	90,10
abril/23	Urbano	Seca 2	89,93
maio/23	Natural	Seca 2	81,53
maio/23	Agrícola	Seca 2	92,83
maio/23	Urbano	Seca 2	103,67
julho/23	Natural	Seca 2	95,00
julho/23	Agrícola	Seca 2	98,47
julho/23	Urbano	Seca 2	76,07

Distribuição média da condutância elétrica por uso da terra (natural, agrícola e urbano) ao longo das estações do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Condutância elétrica (uS/cm)
junho/22	Natural	Seca 1	35,33
junho/22	Agrícola	Seca 1	35,00
junho/22	Urbano	Seca 1	38,67
setembro/22	Natural	Seca 1	36,00
setembro/22	Agrícola	Seca 1	45,00
setembro/22	Urbano	Seca 1	48,33
novembro/23	Natural	Chuva	18,33
novembro/23	Agrícola	Chuva	30,00
novembro/23	Urbano	Chuva	48,00
dezembro/23	Natural	Chuva	32,00
dezembro/23	Agrícola	Chuva	34,00
dezembro/23	Urbano	Chuva	60,33
março/23	Natural	Chuva	29,00
março/23	Agrícola	Chuva	29,00
março/23	Urbano	Chuva	33,00
abril/23	Natural	Seca 2	24,00
abril/23	Agrícola	Seca 2	28,00
abril/23	Urbano	Seca 2	37,00
maio/23	Natural	Seca 2	23,33
maio/23	Agrícola	Seca 2	30,00
maio/23	Urbano	Seca 2	35,00
julho/23	Natural	Seca 2	29,67
julho/23	Agrícola	Seca 2	30,67
julho/23	Urbano	Seca 2	43,67

Distribuição média da matéria orgânica particulada em suspensão (POM) na água (mg/L) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	(POM) na água (mg/L)
dez/22	Chuva	Natural	2,10
março/23	Chuva	Natural	0,48
julho/23	Seca 2	Natural	4,71
jun/22	Seca 1	Agrícola	1,71
setembro/22	Seca 1	Agrícola	1,46
dezembro/22	Chuva	Agrícola	2,57
março/23	Chuva	Agrícola	0,90
julho/23	Seca 2	Agrícola	1,93
junho/2022	Seca 1	Urbano	3,35
setembro/2022	Seca 1	Urbano	4,77
dezembro/2022	Chuva	Urbano	1,86
março/2023	Chuva	Urbano	0,75
julho/2023	Seca 2	Urbano	2,49

Distribuição média da matéria orgânica particulada (POM) acumulada no biofilme (g/m^2) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

Coleta	Uso da Terra	Estação	(POM) no biofilme (g/m^2)
junho/22	Natural	Seca 1	80,33
junho/22	Agrícola	Seca 1	49,18
junho/22	Urbano	Seca 1	65,57
setembro/22	Natural	Seca 1	32,79
setembro/22	Agrícola	Seca 1	18,03
setembro/22	Urbano	Seca 1	34,43
novembro/22	Natural	Chuva	19,67
novembro/22	Agrícola	Chuva	18,03

novembro/22	Urbano	Chuva	14,75
dezembro/22	Natural	Chuva	27,87
dezembro/22	Agrícola	Chuva	19,67
dezembro/22	Urbano	Chuva	21,31
março/23	Natural	Chuva	13,11
março/23	Agrícola	Chuva	11,48
março/23	Urbano	Chuva	22,95
abril/23	Natural	Seca 2	19,67
abril/23	Agrícola	Seca 2	31,15
abril/23	Urbano	Seca 2	22,95
maio/23	Natural	Seca 2	21,31
maio/23	Agrícola	Seca 2	45,90
maio/23	Urbano	Seca 2	98,36
julho/23	Natural	Seca 2	90,16
julho/23	Agrícola	Seca 2	50,82
julho/23	Urbano	Seca 2	77,05

Concentração média de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)
junho/22	Seca 1	Natural	2,33
junho/22	Seca 1	Agrícola	3,00
junho/22	Seca 1	Urbano	3,33
setembro/22	Seca 1	Natural	2,33
setembro/22	Seca 1	Agrícola	6,33
setembro/22	Seca 1	Urbano	12,33
novembro/22	Chuva	Natural	10,33

novembro/22	Chuva	Agrícola	24,00
novembro/22	Chuva	Urbano	110,66
dezembro/22	Chuva	Natural	19,00
dezembro/22	Chuva	Agrícola	33,33
dezembro/22	Chuva	Urbano	306,33
março/23	Chuva	Natural	26,00
março/23	Chuva	Agrícola	50,66
março/23	Chuva	Urbano	155,00
abril/23	Seca 2	Natural	87,66
abril/23	Seca 2	Agrícola	57,33
abril/23	Seca 2	Urbano	134,00
maio/23	Seca 2	Natural	16,33
maio/23	Seca 2	Agrícola	86,00
maio/23	Seca 2	Urbano	130,66
julho/23	Seca 2	Natural	7,66
julho/23	Seca 2	Agrícola	116,33
julho/23	Seca 2	Urbano	888,66

Distribuição média de nitrato (NO_3^- -N) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Nitrato (NO_3^--N)
junho/22	Seca 1	Natural	0,000
junho/22	Seca 1	Agrícola	0,000
junho/22	Seca 1	Urbano	0,000
setembro/22	Seca 1	Natural	0,000
setembro/22	Seca 1	Agrícola	0,000
setembro/22	Seca 1	Urbano	0,000
novembro/22	Chuva	Natural	0,000
novembro/22	Chuva	Agrícola	0,000
novembro/22	Chuva	Urbano	0,098
dezembro/22	Chuva	Natural	0,000
dezembro/22	Chuva	Agrícola	0,000
dezembro/22	Chuva	Urbano	0,187
março/23	Chuva	Natural	0,000
março/23	Chuva	Agrícola	0,000
março/23	Chuva	Urbano	0,032
abril/23	Seca 2	Natural	0,000
abril/23	Seca 2	Agrícola	0,000
abril/23	Seca 2	Urbano	0,056
maio/23	Seca 2	Natural	0,000
maio/23	Seca 2	Agrícola	0,000
maio/23	Seca 2	Urbano	0,000
julho/23	Seca 2	Natural	0,000
julho/23	Seca 2	Agrícola	0,000
julho/23	Seca 2	Urbano	0,084

Distribuição média da razão molar C:N do biofilme por uso da terra (natural, agrícola e urbano) e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em $\log_{10}$.

Coleta	Uso da Terra	Estação	Razão molar C:N
junho/22	Seca 1	Natural	13,83
junho/22	Seca 1	Agrícola	10,23
junho/22	Seca 1	Urbano	10,47
setembro/22	Seca 1	Natural	12,33
setembro/22	Seca 1	Agrícola	10,97
setembro/22	Seca 1	Urbano	10,17
novembro/22	Chuva	Natural	11,99
novembro/22	Chuva	Agrícola	8,28
novembro/22	Chuva	Urbano	10,50
dezembro/22	Chuva	Natural	16,55
dezembro/22	Chuva	Agrícola	10,47
dezembro/22	Chuva	Urbano	8,43
março/23	Chuva	Natural	12,17
março/23	Chuva	Agrícola	11,65
março/23	Chuva	Urbano	12,18
abril/23	Seca 2	Natural	16,67
abril/23	Seca 2	Agrícola	6,67
abril/23	Seca 2	Urbano	17,22
maio/23	Seca 2	Natural	14,10
maio/23	Seca 2	Agrícola	7,04
maio/23	Seca 2	Urbano	9,69
julho/23	Seca 2	Natural	14,87
julho/23	Seca 2	Agrícola	8,00

julho/23	Seca 2	Urbano	11,03
----------	--------	--------	-------

Distribuição média da biomassa do biofilme (gC/m²) por uso da terra (natural, agrícola e urbano) no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG).

Coleta	Uso da Terra	Estação	Biofilme (gC/m²)
junho/22	Seca 1	Natural	0,67
junho/22	Seca 1	Agrícola	0,41
junho/22	Seca 1	Urbano	0,54
setembro/22	Seca 1	Natural	0,03
setembro/22	Seca 1	Agrícola	0,72
setembro/22	Seca 1	Urbano	0,49
novembro/22	Chuva	Natural	0,17
novembro/22	Chuva	Agrícola	0,08
novembro/22	Chuva	Urbano	0,94
dezembro/22	Chuva	Natural	1,48
dezembro/22	Chuva	Agrícola	0,90
dezembro/22	Chuva	Urbano	0,93
março/23	Chuva	Natural	0,50
março/23	Chuva	Agrícola	0,40
março/23	Chuva	Urbano	0,26
abril//23	Seca 2	Natural	0,39
abril//23	Seca 2	Agrícola	0,05
abril//23	Seca 2	Urbano	1,25
maio/23	Seca 2	Natural	0,58
maio/23	Seca 2	Agrícola	-0,14
maio/23	Seca 2	Urbano	0,34
julho/23	Seca 2	Natural	0,51
julho/23	Seca 2	Agrícola	0,22

julho/23	Seca 2	Urbano	0,31
----------	--------	--------	------

Distribuição do biovolume do biofilme (biovolume/m²) por uso da terra e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀.

Coleta	Uso da Terra	Estação	(biovolume/m ²)
março/23	Natural	Chuva	1625232,78
março/23	Agrícola	Chuva	2473151,60
março/23	Urbano	Chuva	60326048,57
abril//23	Natural	Transição	13105587,54
abril//23	Agrícola	Transição	6728663,31
abril//23	Urbano	Transição	363179940,87
maio/23	Natural	Seca	nan
maio/23	Agrícola	Seca	14531846,96
maio/23	Urbano	Seca	128014512,84
julho/23	Natural	Seca	nan
julho/23	Agrícola	Seca	1534761,81
julho/23	Urbano	Seca	576659241,92

Composição taxonômica por uso da terra e estação do ano no riacho Santo Antônio (Tiradentes, MG), com base em dados transformados em log₁₀.

Coleta	Uso da Terra	Estação	Heterokontophyta	Cyanobacteria	Charophyta	Chlorophyta
março/23	Natural	Chuva	1476841,96	0,00	98927,21	49463,61
março/23	Agrícola	Chuva	1978521,28	0,00	494630,32	0,00
março/23	Urbano	Chuva	50612285,63	3623820,32	1941392,60	4148550,00
abril//23	Natural	Transição	13105587,54	0,00	0,00	0,00
abril//23	Agrícola	Transição	6561458,76	0,00	167204,56	0,00

abril/23	Urbano	Transição	107670612,30	151840333,98	7087332,28	96581662,30
maio/23	Natural	Seca	nan	nan	nan	nan
maio/23	Agrícola	Seca	10522135,42	0,00	3537980,77	471730,77
maio/23	Urbano	Seca	94899113,46	14464541,00	7661120,02	10989738,35
julho/23	Natural	Seca	nan	nan	nan	nan
julho/23	Agrícola	Seca	1534761,81	0,00	0,00	0,00
julho/23	Urbano	Seca	570787022,45	0,00	0,00	5872219,47