

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA
NATUREZA

Lynthelly Pereira de Castro Vianna

Caracterização ecológica de nascentes sob diferentes pressões
antrópicas e sua relação com a comunidade bentônica na Zona da Mata
Mineira, Brasil

Juiz de Fora

2026

Lynthelly Pereira de Castro Vianna

**Caracterização ecológica de nascentes sob diferentes pressões
antrópicas e sua relação com a comunidade bentônica na Zona da Mata
Mineira, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Biodiversidade e Conservação
da Natureza da Universidade Federal de Juiz
de Fora como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre em Biodiversidade e
Conservação da Natureza. Área de
concentração: Comportamento, Ecologia e
Sistemática

Orientador: Professor Dr. Fábio Roland

Coorientador: Professor Dr. Roberto da Gama

Juiz de Fora

2026

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Vianna, Lynthelly Pereira de Castro .

Caracterização ecológica de nascentes sob diferentes pressões antrópicas e sua relação com a comunidade bentônica na Zona da Mata Mineira, Brasil / Lynthelly Pereira de Castro Vianna. -- 2026. 83 p.

Orientador: Fabio Roland

Coorientador: Roberto da Gama Alves

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2026.

1. Ecologia funcional. 2. Mata Atlântica. 3. Nascentes antropizadas. 4. Ecossistemas aquáticos. 5. Bioindicadores. I. Roland, Fabio, orient. II. Alves, Roberto da Gama, coorient. III. Título.

Lynthelly Pereira de Castro Vianna

**Caracterização ecológica de nascentes sob diferentes pressões antrópicas e sua relação
com a comunidade bentônica na Zona da Mata Mineira, Brasil.**

Dissertação apresentada
ao Programa de Pós-
Graduação em
Biodiversidade e
Conservação da Natureza
da Universidade Federal
de Juiz de Fora como
requisito parcial à
obtenção do título de
Mestra em Biodiversidade
e Conservação da
Natureza. Área de
concentração:
Comportamento, Ecologia
e Sistemática

Aprovada em 01 de julho de 2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fábio Roland Ferreira da Silva - Orientador

Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Roberto da Gama Alves

Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof. Dr. Miguel Fernandes Felipe

Universidade Federal de Juiz de Fora

Dra. Luciana Falci Theza Rodrigues

Autônoma

Juiz de Fora, 09/06/2026.



Documento assinado eletronicamente por **Fabio Roland Ferreira da Silva, Professor(a)**, em 02/07/2026, às 22:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **LUCIANA FALCI THEZA RODRIGUES, Usuário Externo**, em 07/07/2026, às 14:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Roberto da Gama Alves, Professor(a)**, em 08/07/2026, às 10:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Miguel Fernandes Felipe, Professor(a)**, em 08/07/2026, às 12:14, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf (www2.ufjf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **3019545** e o código CRC **397C1428**.

Dedico este trabalho a Osum, Rainha e protetora das águas doces. Minha mãe. Aquela que me torna fluida para contornar os obstáculos que se forjam no meu caminho.
Ora yê yê ô!

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus Orixás, ao Povo da rua, a todas as Entidades que me mantiveram firme nesse processo.

Agradeço à minha família pelo incentivo e por toda admiração a mim direcionada.

Agradeço aos meus amigos antigos e fiéis que entenderam minhas ausências durante esse processo.

Agradeço aos novos amigos que fiz nesse caminho. Em especial à Isadora Barros, Luiza Pedrosa, Amanda Silva, Juelma Santos, Thiago Cordeiro, às amigas da MARGEM, às amigas do AYA - Balé Afro Muvuka, os amigos do grupo de estudo de maracatu de baque virado Embaubaque e todos os outros amigos conquistados nessa Juiz de Fora. Sou grata pela companhia, risadas, raivas, celebrações e aprendizados.

Agradeço a todos que contribuíram diretamente na execução desta pesquisa. Patrícia Nunes, Thiago Cordeiro e Luiza Pedrosa, obrigada por toda orientação técnica e avaliações. Deixo aqui meus agradecimentos mais que especiais às minhas bolsistas de Iniciação Científica Adrye Pietra e Emanuelle Gianini, e aos voluntários Raquel Ramiro e Adonis Esdras pela dedicação e auxílio nas atividades laborais. Sem vocês teria sido ainda mais difícil.

Agradeço aos meus orientadores Fabio Roland e Roberto da Gama por confiarem no meu trabalho.

Agradeço à Universidade Federal de Juiz de Fora, à Prefeitura Municipal de Juiz de Fora pelas autorizações de acesso às nascentes da Reserva Biológica Municipal do Poço D'Anta e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão de bolsa auxílio durante a realização desta pesquisa.

"Antes de tudo veio a água. A água, não tem obstáculo pra ela. Se o obstáculo tá na frente, ela contorna por um lado ou pelo outro. Se os lados se fecham, ela vai por baixo. Se por baixo se fecha, ela vai por cima. Mas ela sempre está. Da mesma maneira que ela está aqui, ela está no pico mais alto da Terra também, onde tem o olho d'água. Em função disso eu digo: nós nascemos da água."

— **Mestre Mateus Aleluia**

RESUMO

Nascentes são ecossistemas complexos, únicos, altamente interativos e heterogêneos, comportando uma elevada diversidade de microhabitats. Entretanto, estão cada vez mais vulneráveis frente à expansão das atividades antrópicas. As comunidades biológicas que colonizam as nascentes refletem as condições ambientais vigentes, integrando os efeitos de múltiplas pressões e fornecendo uma medida agregada dos impactos antrópicos sobre esses sistemas aquáticos. Diante desse cenário, este trabalho realizou a caracterização de doze nascentes perenes sob diferentes pressões antrópicas (Floresta secundária, Restauração florestal, Pasto e Área urbana) e avaliou a relação desses impactos na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, no qual incluiu os táxons Acari e Copepoda que eventualmente compartilham características de tamanho com a meiofauna. O trabalho está estruturado em dois capítulos. O primeiro, apresenta um diagnóstico ambiental de nascentes fundamentado em avaliações macroscópicas e nas análises de variáveis microbiológicas, nutricionais e físico-químicas da água e do sedimento, em dois períodos hidrológicos. Neste capítulo, foi revelado que nascentes com vegetação nativa conservada apresentaram estado ótimo ou bom (>35 pontos), enquanto as antropizadas exibiram degradação variável (<32 pontos). As análises estatísticas indicaram que a conversão de floresta em áreas urbanas e de pastagens altera as variáveis do sedimento e as variáveis físicas, químicas e nutricionais da água das nascentes avaliadas. Em contrapartida, processos de restauração florestal em áreas degradadas promovem condições ambientais mais próximas daquelas observadas em florestas secundárias. Ademais, detectou-se coliformes totais e *Escherichia coli* em todas as nascentes, com maior contaminação associada ao período chuvoso, indicando influência do escoamento superficial. O segundo capítulo avaliou o efeito de diferentes usos e cobertura do solo sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e sua organização funcional nas nascentes estudadas, durante o período de menor disponibilidade hídrica. Os resultados evidenciaram que as categorias avaliadas apresentaram assinaturas ambientais distintas, com as nascentes em floresta secundária apresentando maior estabilidade e complexidade estrutural. Embora os testes univariados não tenham indicado diferenças significativas para

riqueza e abundância devido ao tamanho amostral por categoria ($n=3$), as nascentes em floresta secundária apresentaram maiores valores numéricos de riqueza e diversidade, além de uma composição biótica exclusiva. A análise de espécies indicadoras (Indval) corroborou essa distinção, identificando táxons especialistas associados apenas às nascentes com vegetação ripária conservada. Em contrapartida, as nascentes em área urbana exibiram alta instabilidade hidrodinâmica (*flashiness*) e comunidades simplificadas. Concluiu-se, portanto, que a restauração de ecossistemas de nascentes é um processo de longo prazo que exige a estabilização do substrato além da recomposição da vegetação do entorno, sendo a abordagem multivariada e os índices de diversidade ferramentas robustas para diagnosticar a saúde desses sistemas aquáticos. Adicionalmente, ressalta-se a necessidade de estratégias integradas que combinem a proteção imediata, via cercamento e manutenção da vegetação ripária, a intervenções sustentáveis de longo prazo, visando assegurar a qualidade hídrica e a biodiversidade de nascentes na Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira.

Palavras-chave: Ecologia funcional; Mata Atlântica; nascentes antropizadas; ecossistemas aquáticos; bioindicadores.

Ecological characterization of springs under different anthropogenic pressures and their relationship with the benthic community in the Zona da Mata region of Minas Gerais, Brazil

ABSTRACT

Spring ecosystems are complex, unique, highly interactive and heterogeneous, comprising a wide variety of microhabitats. However, they are becoming increasingly vulnerable to the expansion of human activities. The biological communities that colonize headwaters reflect prevailing environmental conditions, integrating the effects of multiple pressures and providing an aggregate measure of human impacts on these aquatic systems. Against this backdrop, this study characterized twelve perennial springs under different anthropogenic pressures (secondary forest, forest restoration, pasture and urban area) and assessed the relationship between these impacts and the structure of the benthic macroinvertebrate community, which included the taxa Acari and Copepoda, which may share size characteristics with the meiofauna. The study is structured into two chapters. The first presents an environmental assessment of springs based on macroscopic evaluations and analyses of microbiological, nutritional and physico-chemical variables in the water and sediment, across two hydrological periods. In this chapter, results show that springs with preserved native vegetation were in an optimal or good condition (>35 points), whilst those affected by human activity exhibited varying degrees of degradation (<32 points). Statistical analyses indicated that the conversion of forest into urban and pasture areas alters the sediment parameters and the physical, chemical and nutritional parameters of the water from the springs assessed. In contrast, forest restoration processes in degraded areas promote environmental conditions closer to those observed in secondary forests. Furthermore, total coliforms and *Escherichia coli* were detected in all springs, with higher contamination associated with the rainy season, indicating the influence of surface runoff. The second chapter assessed the effect of different land uses and land cover on benthic macroinvertebrate communities and their functional organization in the studied springs during the period of lowest water availability. The results show that the categories assessed exhibited distinct environmental signatures, with springs in secondary forest

displaying greater stability and structural complexity. Although univariate tests did not indicate significant differences in richness and abundance due to the sample size per category ($n=3$), the springs in secondary forest exhibited higher numerical values for richness and diversity, as well as a unique biotic composition. The analysis of indicator species (Indval) corroborated this distinction, identifying specialist taxa associated only with springs with preserved riparian vegetation. In contrast, springs in urban areas exhibited high hydrodynamic instability (flashiness) and simplified communities. It was therefore concluded that the restoration of spring ecosystems is a long-term process that requires the stabilization of the substrate as well as the restoration of the surrounding vegetation, with a multivariate approach and diversity indices serving as robust tools for assessing the health of these aquatic systems. Furthermore, the need for integrated strategies that combine immediate protection-through fencing and the maintenance of riparian vegetation-with long-term sustainable interventions is emphasized, with the aim of ensuring water quality and biodiversity in springs within the Atlantic Forest of the Zona da Mata region in Minas Gerais.

Keywords: Functional ecology; Atlantic Forest; anthropogenic springs; aquatic ecosystems; bioindicators.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Localização das nascentes em áreas de pasto (np1, np2, np3), de restauração florestal (nr1, nr2, nr3), de floresta secundária (nf1, nf2, nf3) e de área urbana (nu1, nu2, nu3), localizadas nos municípios de Ewbank da Câmara e Juiz de Fora, respectivamente, na Zona da Mata do estado de Minas Gerais (MG).

Figura 2: Registros fotográficos das nascentes inseridas em espaço público urbano, localizadas no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG: (a) ponto NU1; (b) ponto NU2; (c) ponto NU3.

Figura 3: Registros fotográficos das nascentes inseridas em floresta secundária, localizadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG: (a) ponto NF1; (b) ponto NF2; (c) ponto NF3.

Figura 4: Registros fotográficos das nascentes inseridas em área de pasto, localizadas no NIISSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental, Ewbank da Câmara, MG: (a) ponto NP1; (b) ponto NP2; (c) ponto NP3.

Figura 5: Registros fotográficos das nascentes inseridas em área de restauração florestal, localizadas no NIISSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental, Ewbank da Câmara, MG: (a) ponto NR1; (b) ponto NR2; (c) ponto NR3.

Figura 6: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) para o subgrupo de variáveis físicas e químicas da água.

Figura 7: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) para o subgrupo de parâmetros de nutrientes da água.

Figura 8: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) para o subgrupo que inclui os parâmetros de granulometria e material orgânico do sedimento coletado no ponto de exfiltração das nascentes.

Figura 9: Resultado dos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) para as nascentes investigadas nos diferentes tipos de uso e cobertura do solo: a) coliformes totais; e, b) *Escherichia coli*.

Figura 10: Localização das nascentes em áreas de pasto (np1, np2, np3), de restauração florestal (nr1, nr2, nr3), de floresta secundária (nf1, nf2, nf3) e de área urbana (nu1, nu2, nu3), localizadas nos municípios

de Ewbank da Câmara e Juiz de Fora, respectivamente, na Zona da Mata do estado de Minas Gerais (MG).

Figura 11: Macroinvertebrados da família Chironomidae (Diptera) em estágio larval, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Figura 12: Representantes do táxon Copepoda, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Figura 13: Macroinvertebrados bentônicos representantes do táxon Oligochaeta, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Figura 14: Macroinvertebrados bentônicos da família Ceratopogonidae (Diptera) em estágio larval, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Figura 15: Representantes do táxon Acari, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Figura 16: Métricas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos: (a) Abundância; (b) Riqueza; (c) Diversidade de Shannon.

Figura 17: Macroinvertebrados bentônicos identificados como táxons indicadores (IndVal, $p < 0.05$) de nascentes em área de floresta secundária: (a) Perlidae (Plecoptera); (b) Gomphidae (Odonata); (c) Dixidae (Diptera); (d) Collembola; e (e) Mesoveliidae (Hemiptera). Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Figura 18: Grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados bentônicos em nascentes sob diferentes usos e cobertura do solo.

Figura 19: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros abióticos.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características macroscópicas das nascentes avaliadas em diferentes tipos de uso e cobertura do solo (Floresta secundária, Restauração florestal, Pasto e Urbano) em períodos hidrológicos distintos, segundo o Índice de Impacto Ambiental das Nascentes (GOMES et al., 2005).

Tabela 2: Resultado da análise dos parâmetros microbiológicos (NMP/100mL) das nascentes avaliadas em diferentes tipos de uso e cobertura do solo (Floresta secundária, Restauração florestal, Pasto e Urbano) em períodos hidrológicos distintos.

Tabela 3: Composição taxonômica, abundância e classificação funcional (GFA) da fauna de macroinvertebrados bentônicos em nascentes sob diferentes usos e coberturas do solo.

Tabela 4: Análise de Espécies Indicadoras (Indval).

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional das Águas

ANOVA – Análise de Variância

E. coli – *Escherichia coli*

e.g. – Exemplo

FT – Fósforo Total

GFA – Grupos Funcionais de Alimentação

GLMM – Modelos Lineares Generalizados Mistos

GLM – Modelos Lineares Generalizados

ha – Hectares

IIAN – Índice de Impacto Ambiental das Nascentes

Indval – Análise de Espécies Indicadoras

km – Quilômetros

LIB – Laboratório de Invertebrados Bentônicos

m – Metros

mg/L – Miligrama por litro

NIASSA – Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental

NPM – Número Mais Provável

NT – Nitrogênio Total

PCA – Análise de Componentes Principais

pH – Potencial Hidrogeniônico

UFJF – Universidade Federal de Juiz de Fora

µm – Micrômetro

SUMÁRIO

Dedicatória	6
Agradecimentos.....	7
Epígrafe	8
Resumo	9
Abstract	11
Lista de Ilustrações	13
Lista de Tabelas	15
Lista de Abreviaturas e Siglas	16
1. Introdução Geral	18
2. Forçantes humanas modulando nascentes na Zona da Mata Mineira, Brasil	25
2.1 Introdução	25
2.2 Materiais e Métodos	27
2.3 Resultados	33
2.4 Discussão	40
2.5 Conclusão	44
2.6 Referências.....	45
3. Estrutura taxonômica e grupos funcionais de alimentação de invertebrados bentônicos em nascentes perenes sob diferentes pressões antrópicas na Zona da Mata Mineira, Brasil.....	56
3.1 Introdução	56
3.2 Materiais e Métodos	58
3.3 Resultados	62
3.4 Discussão	72
3.5 Conclusão	78
3.6 Referências.....	79
4. Considerações Finais.....	92

1. INTRODUÇÃO GERAL

A exploração dos recursos naturais nas florestas tropicais, especialmente na Mata Atlântica, se deu de forma desenfreada e os diferentes tipos de uso e ocupação do relevo transformaram consideravelmente a paisagem natural, principalmente nas áreas das nascentes, causando alterações expressivas na dinâmica das águas ao diminuir sua qualidade e quantidade, comprometendo a recarga dos aquíferos ao favorecer o assoreamento dos cursos d'água (CARNEIRO et al., 2026; COSTA et al., 2023; DIAS et al., 2022). Conforme explicam Vazhemin (1972) e Pereira (1997), o clima, a cobertura vegetal, a topografia, a geologia, além do uso e manejo do solo podem influenciar na qualidade da água de uma bacia hidrográfica.

As nascentes compreendem os importantes sistemas de água corrente do mundo (SPITALE et al., 2007) e representam uma zona crítica dominada por água na interface entre litosfera, hidrosfera e biosfera (CANTONATI et al., 2022). Juntamente com riachos, as nascentes formam as cabeceiras de toda a rede hidrográfica, sendo ambientes frágeis dependentes da mata ciliar para a sua proteção (KUHLMAN et al., 2019). De acordo com Springer et al. (2008), esses ecossistemas são fontes pontuais de biodiversidade, podendo abrigar espécies endêmicas (BLINN, 2008). As nascentes oferecem habitat essencial para diversas espécies, inclusive em risco de extinção, e sustentam incontáveis espécies raras ou únicas de plantas, macroinvertebrados, peixes, anfíbios, além de répteis e mamíferos (SPRINGER et al., 2008; BLINN, 2008).

Os ecossistemas de nascentes são complexos, únicos, altamente interativos e heterogêneos, abrigando uma elevada diversidade de microhabitats (STEVENS et al., 2020). Entretanto, encontram-se severamente ameaçados por atividades antrópicas como a agricultura, mineração, urbanização e a introdução de espécies exóticas (CANTONATI et al., 2020). Diversos estudos reiteram que, entre os ecossistemas aquáticos, as nascentes estão cada vez mais vulneráveis frente à expansão das atividades antrópicas (CARNEIRO et al., 2026; GUIMARÃES et al., 2023; STEVENS et al., 2021).

As comunidades biológicas que habitam os ecossistemas aquáticos refletem as condições ambientais vigentes, integrando os efeitos de múltiplas pressões e fornecendo uma medida agregada dos impactos antrópicos sobre o sistema

(BARBOUR et al., 1999). Callisto e Gonçalves (2002), explicam que existem vários indicadores biológicos no qual a presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem. Os macroinvertebrados bentônicos, por exemplo, são organismos com distintos níveis de sensibilidade às mudanças ambientais, sendo amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade da água, servindo como uma ferramenta para avaliar a saúde ecológica e a integridade dos ecossistemas aquáticos (CARNEIRO et al., 2026; ADESAKIN et al., 2023; MIR et al., 2021). De acordo com Goulart e Callisto (2003), as vantagens de se utilizar esses invertebrados para o monitoramento incluem a ampla distribuição, a baixa mobilidade e a facilidade de visualização, permitindo a obtenção de respostas rápidas a alterações ambientais.

A integridade física e química das águas é fundamental para a manutenção da biota. Nesse sentido, a disponibilidade e a qualidade do recurso atuam como o principal determinante ambiental na estruturação dos ecossistemas aquáticos (BRAGA et al., 2005). Guimarães et al. (2023), alegam que estudos em nascentes devem adotar abordagens multidisciplinares. Os autores apontam que a integração de saberes é fundamental para superar limitações metodológicas e avançar na compreensão da ecologia desses sistemas, dada a sua notável relevância e singularidade. Portanto, pesquisas em ambientes aquáticos que considerem variáveis físicas e químicas da água, assim como, a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos podem gerar importantes informações sobre a estrutura e funcionamento destes sistemas, ao viabilizar dados para o delineamento de propostas voltadas a sua conservação (ALFENAS, 2009).

Nesse sentido, essa dissertação objetivou diagnosticar a saúde ecológica de nascentes perenes sob diferentes pressões antrópicas, integrando parâmetros ambientais e a resposta estrutural da comunidade bentônica. Para tanto, a dissertação está estruturada em dois capítulos, organizados de forma a contemplar os objetivos propostos para esta pesquisa. O Capítulo 1 refere-se ao diagnóstico ambiental das nascentes realizado por meio da avaliação macroscópica, do sedimento e da caracterização integrada das variáveis físicas, químicas, de nutrientes e microbiológicas da água. No Capítulo 2 foi avaliado o

efeito de diferentes usos e cobertura do solo sobre a estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em nascentes na Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira.

A Zona da Mata Mineira, localizada no sudeste do estado de Minas Gerais, está inserida em um contexto de exploração (produção cafeeira, agropecuária, expansão urbana e industrial) do qual o estado foi submetido ao longo da história (LAMAS et al., 2003). Essas ações contribuíram consideravelmente para a degradação de florestas e cursos d'água mineiros (PÁDUA, 1987). O município de Juiz de Fora, principal centro urbano da região, reflete um processo de exploração intensiva do solo desde o início do século XIX. Conforme explicam Santiago et al. (2007), esse processo somado à industrialização e ao crescimento urbano acelerado tem descaracterizado a paisagem natural, reduzindo a cobertura vegetal original a fragmentos florestais isolados.

Nas últimas décadas, a degradação do solo impulsionada pelas mudanças climáticas e pela conversão de áreas naturais em usos como pastagem, monoculturas e urbanização, tornou-se uma das questões ecológicas mais críticas em escala global (MARROCHI et al., 2021). De acordo com Santiago et al. (2007), a substituição da vegetação nativa afeta todas as partes que compõem o ambiente natural, alterando a importante situação de “equilíbrio” existente entre os sistemas vegetação-solo-clima-água, o que justifica os diversos enfoques adotados nesta dissertação, pois, a caracterização integrada do estado ambiental das nascentes é fundamental para superar lacunas do conhecimento e instrumentalizar propostas de manejo, conservação ou intervenção quando necessárias (SILVA et al., 2024). Estudos que buscam compreender os cenários em que se encontram esses ecossistemas são de extrema importância para a preservação do elemento água, uma vez que os ecossistemas aquáticos estão cada vez mais susceptíveis a degradação antrópica (DIAS et al., 2022).

1.1 REFERÊNCIAS

ADESAKIN, T. A.; ERHOMOSELE, E. I.; OGUNRINOLA, O. F.; OLOYEDE, O. O.; ADEDEJI, A. A.; ODUFUWA, P. T.; AIMIENOHO, A.; ADUWO, A. I.; ADEWUMI, E. A. Using benthic macroinvertebrates as bioindicators to evaluate

the impact of anthropogenic stressors on water quality and sediment properties of a West African lagoon. *Heliyon*. 9(9):e19508. 2023. <https://doi.Org/10.1016/j.heliyon.2023.e1950>

ALFENAS, G. F. M. Variação espacial e temporal da assembléia de macroinvertebrados aquáticos em um ecossistema aquático preservado de Mata Atlântica / Guilherme Fernandes Moreira Alfenas. – 2009. 77 f.: il. Dissertação (Mestrado em Ecologia) -Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. Rapid Bioassessment Protocols for Use Streams and Wadeble Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C. 1999. <https://encurtador.com.br/jfzj>

BLINN, D. W. The extreme environment, trophic structure, and ecosystem dynamics of a large, fishless desert spring: Montezuma Well, Arizona. Pp. 98-126 in Stevens, L.E. and V.J. Meretsky, editors. *Aridland Springs in North America: Ecology and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson. 2008.

BRAGA JUNIOR, B. P. F.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L. de; VERAS JUNIOR, M. S.; PORTO, M. F. do A.; NUCCI, N. L. R.; JULIANO, N. M. de A.; EIGER, S.; GALLARDO, A. L. C. F.; GARCIA, J. I. B.; SOUZA, T. S. O. de; CONTRERA, R. C. *Introdução à Engenharia Ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável*. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F. JR. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31 (182): 68-71. 2002. <https://encurtador.com.br/bqKF>

CANTONATI, M.; STEVENS, L. E.; SEGADELLI, S.; SPRINGER, A. E.; GOLDSCHIEDER, N.; CELICO, F.; FILIPPINI, M.; OGATA, K.; GARGINI, A. Ecohydrogeology: The interdisciplinary convergence needed to improve the study and stewardship of springs and other groundwater-dependent habitats, biota, and ecosystems. *Environmental Science & Policy*, v. 106, p. 19–28, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105803>

CARNEIRO, A. A.; GUIMARÃES, L. P.; BUENO, A. A. de P. Does the environmental degradation gradient affect the macroinvertebrate community in springs?. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 2026. <https://doi.org/10.1080/01650521.2026.2631576>

COSTA, H. R. de O.; MOREIRA, E. S.; NUNES, J. O. R. O uso da terra por atividades agropecuárias e seu impacto sobre bacias hidrográficas. *GeoGraphos*, [s. l.], v. 25, n. 60, p. 44-63. 2023. <https://doi.org/10.14198/GEOGRA2023.14.154>

DIAS, J. S.; CARPANEZ, T. G.; SILVA, J. B. G.; BRANCO, O. E. de A. CARACTERIZAÇÃO DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE NASCENTES DO CÓRREGO DA PINDAÍBA/MG. *Revista Internacional De Ciências*, 12(1), 60–78. 2022. <https://doi.org/10.12957/ric.2022.60442>

GLAZIER, D. S. Springs. *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press. 2009. Editor(s): Gene E. Likens. Pages 734-755, ISBN 9780123706263. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00259-3>

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*. ano 2, nº 1. 2003. <https://encurtador.com.br/fiYR>

GUIMARÃES, L. P.; RODRIGUES, L. F. T.; GAMA, R. A. da. Nascentes no Brasil: cenário atual e possíveis lacunas. *Revista Mineira de Recursos Hídricos*, Belo Horizonte, v. 4, p. e023004, 2023. <https://doi.org/10.59824/rmrh.v4.263>

KUHLMANN, M. L.; SOUZA, N. F.; OLIVEIRA, T. F.; BUSS, D. F. Biomonitoramento participativo de córregos, riachos e ribeirões, Governo do Estado de São Paulo/ CETESB, São Paulo. 2019.

LAMAS, F. G.; SARAIVA, L. F.; ALMICO, R. de C. da S. A Zona da Mata Mineira: subsídios para uma historiografia. 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/4900129_A_Zona_da_Mata_Mineira_subsidios_para_uma_historiografia

MARROCHI, M. N.; HUNT, L.; SOLIS, M.; SCALISE, A. M.; FANELLI, S. L.; BONETTO, C.; MUGNI, H. Land-use impacts on benthic macroinvertebrate

assemblages in pampean streams (Argentina). *J Environ Manag.* 279:111608. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111608>

MIR, Z. A; ARAFAT, M. Y.; BAKHTIYAR, Y. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in freshwater bodies. In: Dar GH, Hakeem KR, Mahmood MA Qadri H, editors. *Freshwater pollution and aquatic ecosystems*. Apple Academic Press; pp 165–184. 2021. <https://doi.org/10.1201/9781003130116>

PÁDUA, J. A. *Ecologia e Política No Brasil*. Rio de Janeiro: Editora Espaço e Tempo: Instituto Universitário de Pesquisas do Rio de Janeiro, 1987.

PEREIRA, V. P. *Solo: manejo e controle de erosão hídrica*. Jaboticabal: FCAV, 56 p. 1997.

SANTIAGO, B. S.; REZENDE, R. F.; FERREIRA, C. C. M. Reserva Biológica Municipal de Poço D'Anta, Juiz de Fora/MG - aspectos da fragmentação de habitat e efeito de borda. *Gaia Scientia*, [S. l.], v. 1, n. 1, 53-66, 2007. <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/2228>

SILVA, M. A. P. da.; EVANGELISTA, L. P.; SILVA, W. H. O.; SANTO, F. da S. do E. Diagnóstico e estratégias para a conservação ou restauração de nascentes em ambientes com ações antrópicas. *Ciência Florestal*, 34(3), e71553. 2024. <https://doi.org/10.5902/1980509871553>

SPITALE, D.; BERTUZZI, E.; CANTONATI, M. How to investigate the ecology of spring habitats on the basis of experiences gained from a multidisciplinary project (CRENODAT). In: CANTONATI, M.; BERTUZZI, E.; SPITALE, D. *The spring habitat: biota and sampling methods*. Trento: Museo Tridentino di Scienze Naturali, p. 19-30. 2007.

SPRINGER, A. E.; STEVENS, L. E.; ANDERSON, D. E.; PARNELL, R. A.; KREAMER, D. K.; LEVIN, L.; FLORA, S. P. A comprehensive springs classification system: integrating geomorphic, hydrogeochemical, and ecological criteria. In: Stevens, L.E., Meretsky, V.J. (Eds.), *Aridland Springs in North America: Ecology and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson, pp. 49–75. 2008.

STEVENS, L. E.; ALY, A. A.; ARPIN, S. M.; APOSTOLOVA, I.; ASHLEY, G. M.; BARBA, P. Q.; BARQUÍN, J.; BEAUGER, A.; BENAABIDATE, L.; BHAT, S. U.; BOUCHAOU, L.; CANTONATI, M.; CARROLL, T. M.; DEATH, R.; DWIRE, K. A.; FELIPPE, M. F.; FENSHAM, R. J.; FRYAR, A. E.; GARSABALL, R. P. I.; GJONI, V.; GLAZIER, D. S.; GOLDSCHIEDER, N.; GURRIERI, J. T.; GUÐMUNDSDÓTTIR, R.; GUZMAN, A. R.; HÁJEK, M.; HASSEL, K.; HEARTSILL-SCALLEY, T.; HERCE, J. S. I.; HINTERLANG, D.; HOLWAY, J. H.; ILMONEN, J.; JENNESS, J.; KAPFER, J.; KARAOUZAS, I.; KNIGHT, R. L.; KREILING, A.-K.; LAMELI, C. H.; LEDBETTER, J. D.; LEVINE, N.; LYONS, M. D.; MACE, R. E.; MENTZAFΟΥ, A.; MARLE, P.; MOOSDORF, N.; NORTON, M. K.; PENTECOST, A.; PÉREZ, G. G.; PERLA, B.; SABER, A. A.; SADA, D.; SEGADELLI, S.; SKAALSVEEN, K.; SPRINGER, A. E.; SWANSON, S. K.; SCHWARTZ, B. F.; SPROUSE, P.; TEKERE, M.; TOBIN, B. W.; TSHIBALO, E. A.; VOLDOIRE, O. The Ecological Integrity of Spring Ecosystems: A Global Review. In: Aboelnour MA, Barakat M, Chen B, editors. Earth systems and environmental sciences, reference module. Elsevier; 2021. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00111-2>

STEVENS, L. E.; SCHENK, E. R.; SPRINGER, A. E. Springs ecosystem classification. *Ecological Applications* 31(1):e002218. 2020. <https://doi.org/10.1002/eap.2218>

VAZHEMIN, I. G. Chemical composition of natural waters in the VYG river basin in relation to the soil of Central Karelia. *Soviet Soil Science*, Silver Spring, v.4, n.1, p.90-101. 1972.

CAPÍTULO 1

2. FORÇANTES HUMANAS MODULANDO NASCENTES NA ZONA DA MATA MINEIRA, BRASIL

2.1 INTRODUÇÃO

A água está entre os recursos mais importantes disponíveis na natureza, por ser considerada requisito indispensável de manutenção à vida (OLIVEIRA et al., 2014). Segundo Felipe (2009), as nascentes são elementos fundamentais para a manutenção do equilíbrio do ciclo da água e conservação ambiental das bacias hidrográficas, pois configuram-se como resultado da atuação simultânea de processos que envolvem desde a dinâmica hidrogeológica até aspectos geomorfológicos e antropogênicos da paisagem.

As nascentes são ecótonos, cujos componentes aquífero-superfície se interligam, abrangendo surgências continentais e subaquáticas (SPRINGER et al., 2008). São reconhecidas como habitats de alta relevância ecológica, caracterizadas por sua complexidade ambiental e elevada biodiversidade (CANTONATI et al., 2020, 2016, 2012; TAXBÖCK et al., 2017). Por essa razão, as nascentes são consideradas recursos estratégicos para o desenvolvimento econômico e social das localidades em que estão inseridas, cuja qualidade da água que emerge desses ecossistemas sofre influência de elementos naturais, como a geologia, vegetação, solos e clima, assim como de atividades antrópicas (RODRIGUES DE OLIVEIRA et al., 2020). De acordo com Silva et al. (2024), atividades antrópicas, como a urbanização não planejada, a expansão da agricultura, mineração e indústria, podem ocasionar a degradação ambiental de nascentes comprometendo sua integridade ecológica, por alterar a quantidade e qualidade da água, além de reduzir a biodiversidade desse ecossistema (BONFIM et al., 2015).

Devido à complexidade agregada às nascentes, diferentes enfoques são adotados para a compreensão do seu estado ambiental (GUIMARÃES et al. 2023; CANTONATI et al., 2020). Dentre estes, Germano & Germano (2001) afirmam que o monitoramento da qualidade da água, por meio da análise de parâmetros físico-químicos, é essencial para a compreensão dos processos de

degradação atuantes no ecossistema. O uso desses indicadores da qualidade da água deve envolver a análise de variáveis que refletem as alterações ocorridas na área de contribuição das nascentes (DONADIO et al., 2005).

Conforme explicam Fierro et al. (2017), mesmo que os parâmetros abióticos permitam diagnosticar e caracterizar aspectos relevantes das águas, é necessário integrar parâmetros bióticos para uma avaliação mais abrangente e precisa da integridade ecológica de nascentes, pois organismos bioindicadores respondem rapidamente a alterações ambientais (ABDULLAHI; IBRAHIM, 2018), oferecendo melhor percepção sobre a dinâmica do impacto a curto prazo nesses ecossistemas, especialmente se a água for destinada ao consumo humano (FONSECA et al., 2018). Sendo assim, a análise dos parâmetros microbiológicos torna-se indispensável para uma avaliação integral da qualidade ambiental das nascentes (CEMBRANEL et al., 2019).

Outra abordagem amplamente empregada no diagnóstico ambiental de nascentes é o uso de protocolos de avaliação, que permite a classificação do estado ambiental desses ecossistemas, considerando parâmetros macroscópicos (ROCHA et al., 2024; MOURA & FELIPPE, 2024; COLLYER et al., 2022; RODRIGUES et al., 2020; ROSSO PINTO, 2019). Esses estudos utilizam abordagens que variam de pontuações visuais da cor da água, odor, resíduos e estado de conservação da vegetação ao seu redor, a índices integrados que combinam indicadores físico-químicos, biológicos e de uso da terra. É, portanto, uma abordagem simplificada constituída por parâmetros de fácil entendimento que possibilitam uma descrição rápida da qualidade do ambiente estudado (RODRIGUES et al., 2020).

Guimarães et al. (2023), ressaltam que estudos com nascentes devem adotar diferentes enfoques e integrar áreas do saber, de modo a superar limitações existentes e avançar na compreensão desses ecossistemas, dada sua relevância e singularidade, corroborando com Rodrigues et al. (2020), que afirmam a necessidade de avaliar os parâmetros físicos, químicos, microbiológicos da água e o sedimento para um diagnóstico robusto do estado ecológico das nascentes. Neste contexto, o presente trabalho objetiva avaliar a saúde ecológica, por meio de um diagnóstico ambiental que integra a avaliação

macroscópica, do sedimento, a análise de parâmetros físicos, químicos, microbiológicos e de nutrientes da água, de nascentes sob diferentes influências antrópicas na Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira, localizada no sudeste do estado de Minas Gerais.

De acordo com Lamas et al. (2003), essa região está inserida em um contexto de exploração (produção cafeeira, agropecuária, expansão urbana e industrial) na qual o estado foi submetido ao longo da história. Conforme explicitado por Pádua (1987), estas ações contribuíram significativamente para a degradação das florestas e cursos d'água mineiros. Neste trabalho, os diferentes tipos de exploração serão tratados como forçantes humanas, visto que, essas atividades moldaram e moldam a paisagem da região estudada. Especialmente no município de Juiz de Fora, que vem sendo cenário de diferentes atividades econômicas baseadas na intensa exploração do solo, desde o século XIX, além da industrialização e expansão urbana acelerada que vem descaracterizando a paisagem natural, reduzindo a mata original a fragmentos isolados (SANTIAGO et al., 2007).

Com a substituição da vegetação nativa, todas as partes que compõem o ambiente natural podem ser afetadas, alterando a situação de “equilíbrio” existente entre os sistemas vegetação-solo-clima-água (SANTIAGO et al., 2007), o que justifica os diversos enfoques adotados neste trabalho, pois a caracterização mais ampla do estado ambiental das nascentes investigadas pode contribuir na definição de ações de manejo, conservação ou intervenção quando necessárias (SILVA et al., 2024).

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

Para o desenvolvimento do estudo foram investigadas, nos períodos seco (julho e agosto de 2024) e chuvoso (fevereiro e março de 2025), doze nascentes perenes sob influência de diferentes forçantes humanas nos municípios de Juiz de Fora e Ewbank da Câmara, na Zona da Mata Mineira (Figura 1). Essas nascentes contribuem para diferentes corpos hídricos, alimentando riachos que desembocam no Rio Paraibuna e lagos da região. De acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA), a bacia do Rio Paraibuna abrange uma área de 8.558

km² de drenagem, representando cerca de 15,4% da área total de drenagem da bacia do Rio Paraíba do Sul. O Rio Paraibuna é considerado um dos principais tributários do Rio Paraíba do Sul, pertencente à região hidrográfica do Atlântico Sudeste (LORENZOTTI, 2020).

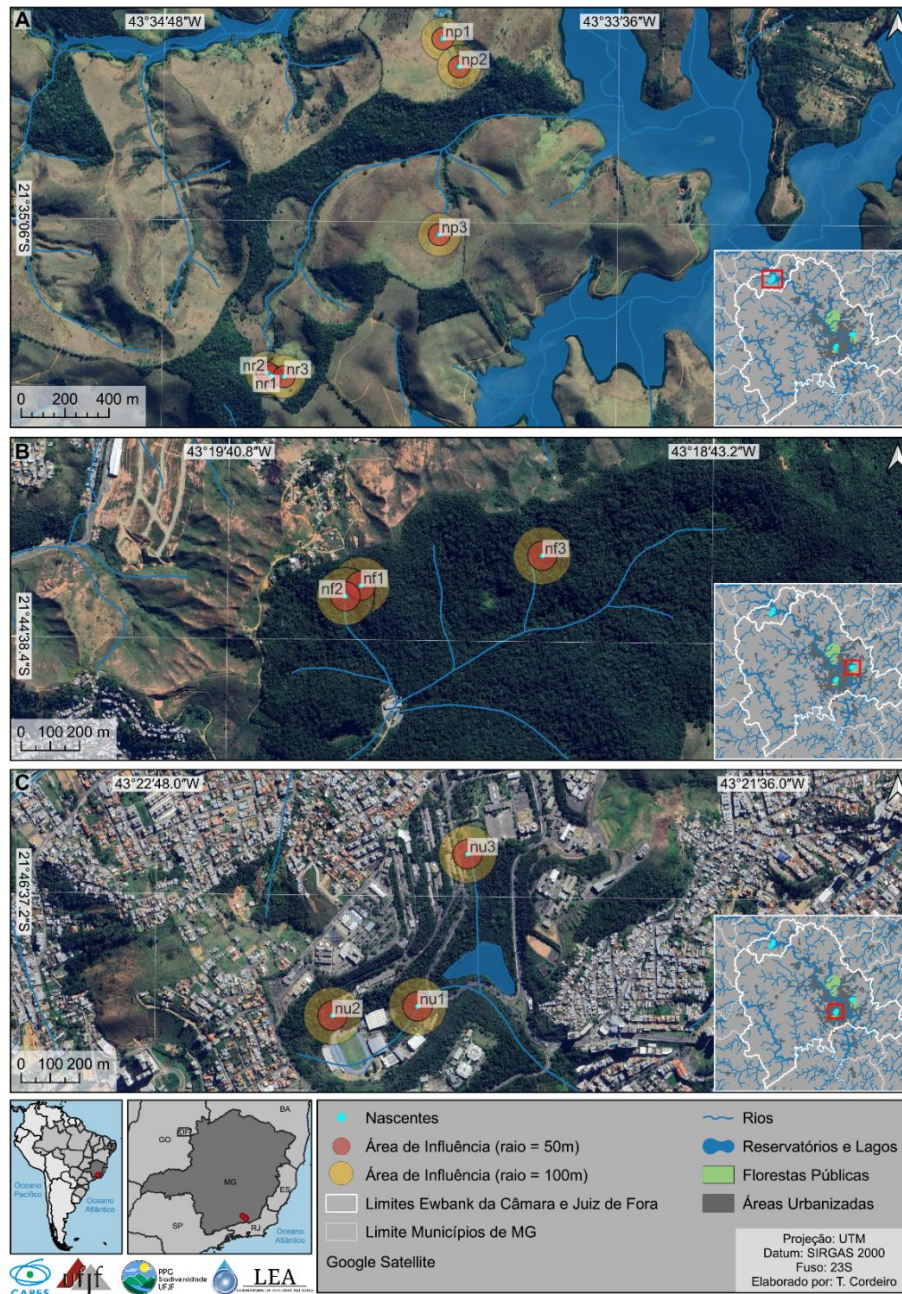


Figura 1: Localização das nascentes em áreas de pasto (np1, np2, np3), de restauração florestal (nr1, nr2, nr3), de floresta secundária (nf1, nf2, nf3) e de área urbana (nu1, nu2, nu3), localizadas nos municípios de Ewbank da Câmara e Juiz de Fora, respectivamente, na Zona da Mata do estado de Minas Gerais (MG).

As nascentes inseridas em área urbana (Figura 2) estão em Juiz de Fora assim como as em floresta secundária (Figura 3). Importante ressaltar que as

nascentes rotuladas como “em área urbana” estão inseridas em um espaço público urbano, localizadas no perímetro da Universidade Federal de Juiz de Fora na qual mantém alguns fragmentos florestais no perímetro. As nascentes em áreas de floresta secundária estão localizadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D’Anta, um fragmento de Mata Atlântica de aproximadamente 277 hectares, encravada em ambiente urbano e rodeada por diferentes bairros, classificada como uma Formação Florestal Estacional Semidecidual (RADAMBRASIL, 1983).

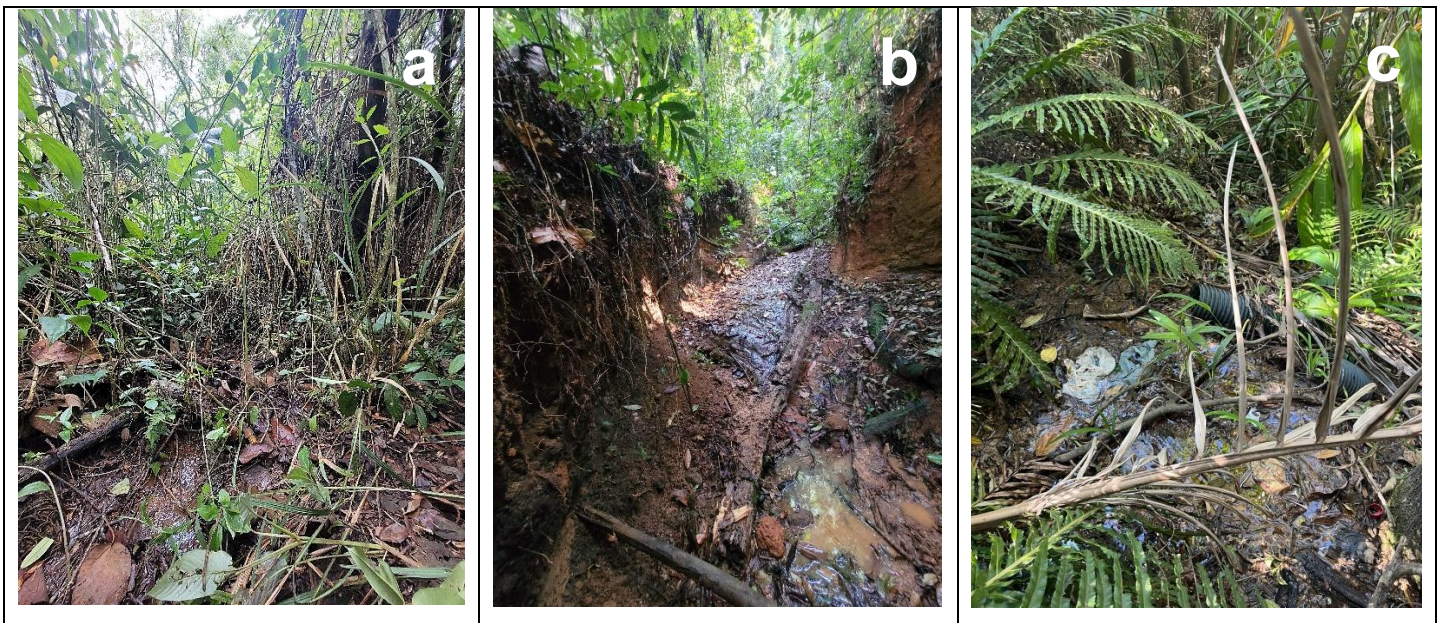


Figura 2: Registros fotográficos das nascentes inseridas em espaço público urbano, localizadas no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG: (a) ponto NU1; (b) ponto NU2; (c) ponto NU3.

As nascentes inseridas em área de pasto (Figura 4) estão em Ewbank da Câmara bem como aquelas em área de restauração florestal (Figura 5), que estão localizadas no NIASSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental, às margens do reservatório de Chapéu D’uvas, um importante manancial de água doce que abastece Juiz de Fora e região. A Fazenda Experimental, sede do NIASSA, trata-se de uma antiga fazenda historicamente marcada por ciclos de café e produção de gado leiteiro. A área, com aproximadamente 250 hectares, foi adquirida pela Universidade Federal de Juiz de Fora em 2013 e, a partir de 2019, iniciaram-se os processos de restauração ecológica com os Projetos Raízes para o Futuro - VIA 040/UFJF e BEF-ATLANTIC.

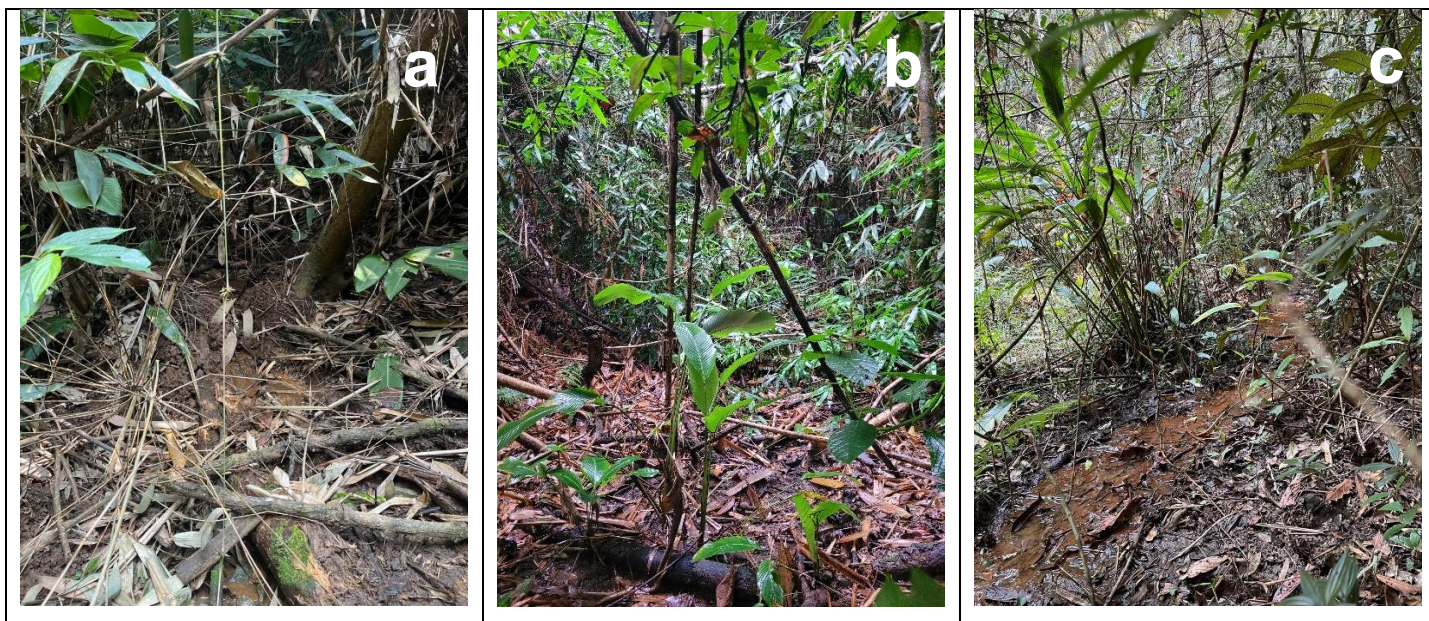


Figura 3: Registros fotográficos das nascentes inseridas em floresta secundária, localizadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG: (a) ponto NF1; (b) ponto NF2; (c) ponto NF3.

A topografia da região estudada é tipificada por “mares de morros” e em sua maioria apresenta latossolo vermelho-amarelo (STAICO, 1976). A altitude varia entre 732 e 900 metros, a precipitação entre 1300 e 1600 milímetros, a temperatura entre 17,5 a 23,5°C, sendo, portanto, o clima classificado como Tropical de Altitude (Cwa segundo Köppen-Geiger), com inverno seco e verão quente (ALVARES et al., 2013).

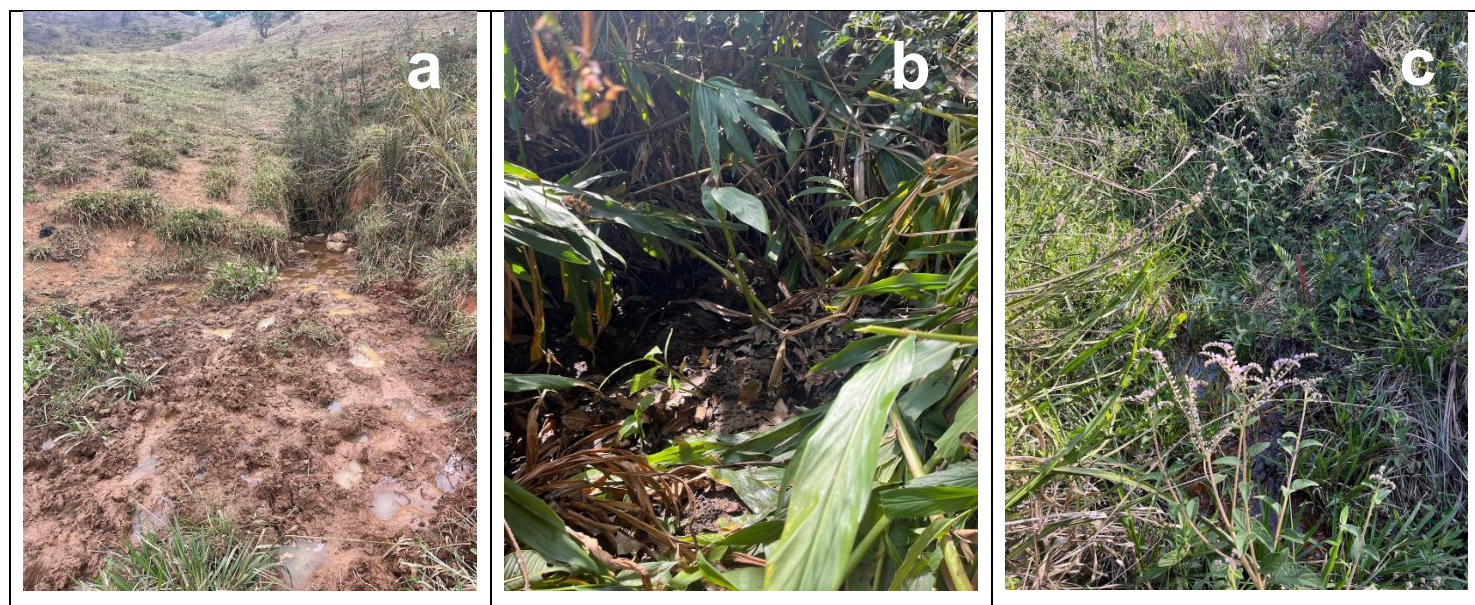


Figura 4: Registros fotográficos das nascentes inseridas em área de pasto, localizadas no NIASSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental, Ewbank da Câmara, MG: (a) ponto NP1; (b) ponto NP2; (c) ponto NP3.

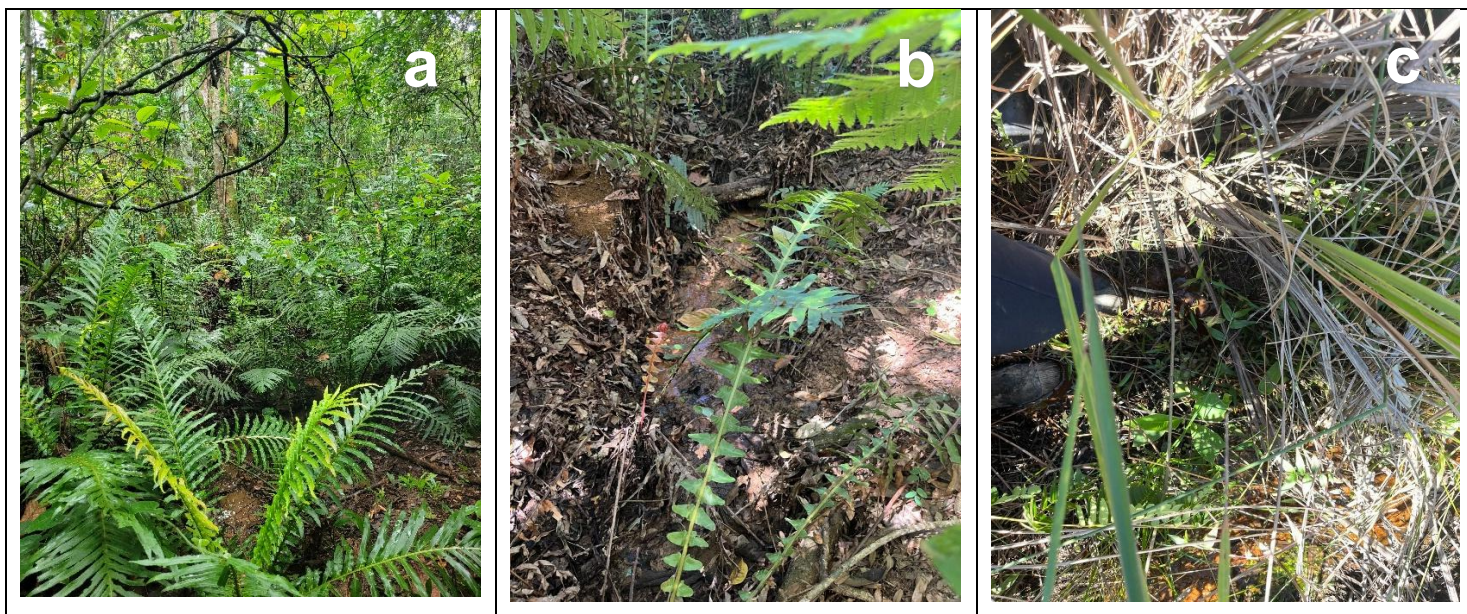


Figura 5: Registros fotográficos das nascentes inseridas em área de restauração florestal, localizadas no NIASSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental, Ewbank da Câmara, MG: (a) ponto NR1; (b) ponto NR2; (c) ponto NR3.

2.2.2 Avaliação macroscópica das condições ambientais

Para a avaliação dos parâmetros macroscópicos aplicou-se o Índice de Impacto Ambiental das Nascentes - IIAN (GOMES et al., 2005). Este índice é amplamente aplicado para avaliar as condições de conservação de nascentes (GUIMARÃES et al., 2024; JUNG et al., 2023; SANTOS e SANTOS, 2021; RODRIGUES et al., 2020). Este método gera um índice de classificação ambiental, que varia de 13 (condições críticas) a 39 (condições ótimas) pontos, calculados a partir de 13 parâmetros (Tabela 1) ligados à qualidade da água e a paisagem do entorno (raio = 50m). De acordo com Rodrigues et al. (2020), este índice atua como uma espécie de fotografia local pois avalia as condições momentâneas e visuais do habitat.

2.2.3 Parâmetros abióticos

Para uma caracterização física e química da água das nascentes foram realizadas *in loco*, com uma sonda multiparâmetros YSY - Pró DSS, as seguintes medidas: temperatura (°C), concentração de oxigênio dissolvido (DO mg/L), potencial de oxirredução (ORP mv), condutividade elétrica (SPC us-cm), sólidos dissolvidos totais (TDS), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez (NTU), saturação de oxigênio dissolvido (DO%) e salinidade (SAL ppt).

Ainda em campo, verificou-se a velocidade do fluxo de água com auxílio de uma trena graduada, flutuador e cronômetro e a vazão pelo método volumétrico, conforme Felipe e Junior (2013). Além disso, amostras de água foram coletadas para análise em mg/L de sólidos totais, em suspensão e dissolvidos (APHA, 2017), amônia, fósforo total e dissolvido, nitrogênio total, nitrito (WETZEL; LIKENS, 2000) e nitrato (CRUMPTON et al., 1992). Adicionalmente, conforme aplicado por Amaral et al. (2020), amostras de sedimento foram coletadas na zona de exfiltração das nascentes, para análise das frações granulométricas seguindo a norma técnica NBR 7181 (ABNT, 2026) e do teor de matéria orgânica conforme metodologia proposta por Schulte e Hopkins (1996).

A cobertura do dossel foi estimada por meio de fotografias digitais registradas a 10 cm da superfície da lâmina d'água de cada nascente. As imagens foram convertidas em preto e branco e processadas no software ImageJ (RASBAND, 2012), resultando em valores em pixels que variaram de 0 (cobertura total) a 255 (entrada total de luz), que posteriormente foram convertidos em porcentagem.

2.2.4 Parâmetros microbiológicos

A verificação da presença de coliformes totais e *Escherichia coli* na água constitui uma etapa essencial para a avaliação da qualidade microbiológica do ambiente, uma vez que esses microrganismos são amplamente reconhecidos como indicadores de contaminação fecal e de condições sanitárias inadequadas (WEN et al., 2020; ODONKOR & AMPOFO, 2013; LARREA-MURREL et al., 2013). Nas duas campanhas de coleta, a análise microbiológica da água foi realizada pelo método do Número Mais Provável (NMP), conforme descrito no Manual de métodos de análise microbiológica da água (SILVA et al., 2005).

2.2.5 Análises de dados

Com o intuito de verificar a ordenação das nascentes segundo as áreas nas quais estão inseridas (floresta secundária, restauração florestal, pastagem e urbano), após efetuar a padronização das variáveis abióticas (x-média/desvio padrão) foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), com uso do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2025).

Os dados referentes à granulometria e matéria orgânica, bem como os parâmetros nutricionais e as variáveis físico-químicas da água, foram analisados isoladamente.

Para verificar se os coliformes totais e colônias de *E. coli* quantificados estão relacionados com o tipo de uso e cobertura do solo na área de influência das nascentes, modelos lineares generalizados mistos (GLMM) foram aplicados por meio do pacote “lme4” (BATES et al., 2015), usando a nascente como fator de efeito aleatório. A família de distribuição foi selecionada previamente utilizando o pacote “fitdistrplus” (DELIGNETTE-MULLER e DUTANG, 2015) e o pacote “multcomp” (HOTHORN et al., 2008) permitiu o teste pós-hoc, aplicando a correção de Bonferroni para efetuar as comparações par a par. Todas as análises foram realizadas no software R 4.5.1 (R CORE TEAM, 2025) e as saídas gráficas foram geradas utilizando os pacotes “ggbiplot” (VU e FRIENDLY, 2024), “ggplot2” (WICKHAM, 2016) e “ggpmisc” (APHALO, 2025).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Avaliação macroscópica das condições ambientais

De acordo com a classificação realizada a partir do Índice de Impacto Ambiental das Nascentes (IIAN), no período seco (Tabela 1), das três nascentes em floresta secundária, duas (NF2 e NF3) foram classificadas como “ótima” e uma (NF1) como “boa”. O resultado da nascente NF1 está relacionado à presença de resíduos (frasco de plástico e fragmentos de canos de PVC) no entorno e ao uso antrópico, marcado pela construção de uma caixa de captação de água. Já as nascentes em área de restauração florestal (NR1, NR2, NR3) foram todas classificadas como “boa”.

Para as nascentes em área de pasto (NP1, NP2, NP3), uma (NP1) foi classificada como “péssima” devido a cor da água alterada, presença de espuma e óleo, ausência de proteção e vegetação no entorno, além do uso direto de animais de criação; e, duas (NP2 e NP3) foram classificadas como “razoável”. A NP2 devido à ausência de proteção e vegetação no entorno, além do uso por humanos e animais de criação e NP3 devido, principalmente, à ausência de vegetação no entorno. Duas das nascentes inseridas em área urbana (NU1 e NU2) foram classificadas como “razoável”. A NU1 devido à ausência de proteção

no local e a proximidade com residências e/ou estabelecimentos, enquanto a NU2, principalmente, pela proximidade com residências e/ou estabelecimentos. A nascente NU3 foi classificada como “ruim” devido à baixa vegetação do entorno, pela elevada presença de lixo/resíduos (garrafas pet e de vidro, embalagens e plásticos diversos, frascos de alimentos, tubos de PVC e até uma seringa) próximo a exfiltração da água e ao seu redor e à proximidade com residências e/ou estabelecimentos.

A avaliação realizada no período chuvoso (Tabela 1) demonstrou que as nascentes em área de floresta secundária e restauração florestal apresentaram a mesma classificação identificada no período seco, apesar de apresentarem variação no somatório. As nascentes inseridas em área urbana e de pasto seguem apresentando condições ambientais preocupantes, exceto a NP3, conforme verificado na Tabela 1. Para a área de pasto a nascente NP1 foi classificada como “ruim”, devido à ausência de proteção e vegetação no entorno e pelo uso por animais de criação; NP2 segue como “razoável”; e, a NP3 foi classificada como “boa” por apresentar bons resultados para os parâmetros cor da água, materiais flutuantes e presença de espuma, além de não terem sido identificados o uso recente por animais e/ou humanos. Na área urbana, as nascentes NU1 e NU2, apesar da queda no somatório, seguem classificadas como “razoável”. A nascente NU3 foi classificada como “péssima”, devido a cor da água alterada, a forte presença de lixo/resíduos ao redor, a detecção de espuma, óleo e esgoto, a baixa vegetação do entorno e a proximidade com construções civis.

Tabela 1: Características macroscópicas das nascentes avaliadas em diferentes tipos de uso e cobertura do solo (Floresta secundária, Restauração florestal, Pasto e Urbano) em períodos hidrológicos distintos, segundo o Índice de Impacto Ambiental das Nascentes (GOMES et al., 2005).

Parâmetros - Índice de Impacto Ambiental das Nascentes	Período seco											
	Floresta secundária			Restauração florestal			Pasto			Urbano		
	NF1	NF2	NF3	NR1	NR2	NR3	NP1	NP2	NP3	NU1	NU2	NU3
Cor da água	3	3	3	3	3	3	1	3	2	3	3	3
Odor	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lixo/Resíduos ao Redor	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	1
Materiais flutuantes	3	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3
Presença de espuma	3	3	3	3	3	3	2	3	2	3	3	3
Presença de óleo/graxas	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3
Esgoto	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
Vegetação (preservação)	3	3	3	2	2	1	1	1	1	2	2	1
Uso por animais	3	3	3	3	3	3	1	2	3	3	3	3
Uso por humanos	2	3	3	2	3	3	3	2	2	3	2	2
Proteção do local	2	2	2	2	2	2	1	1	2	1	2	2
Proximidade com construções civis	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1
Tipo de área de inserção	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2
SOMÁTÓRIO	36	38	38	35	36	35	28	32	31	33	32	29
CLASSIFICAÇÃO	Boa	Ótima	Ótima	Boa	Boa	Boa	Péssima	Razoável	Razoável	Razoável	Razoável	Ruim

(continua)

Parâmetros - Índice de Impacto Ambiental das Nascentes	Período chuvoso											
	Floresta secundária			Restauração florestal			Pasto			Urbano		
	NF1	NF2	NF3	NR1	NR2	NR3	NP1	NP2	NP3	NU1	NU2	NU3
Cor da água	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2
Odor	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Lixo/Resíduos ao Redor	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	1
Materiais flutuantes	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Presença de espuma	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
Presença de óleo/graxas	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	2
Esgoto	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2
Vegetação (preservação)	3	3	3	2	2	2	1	1	1	2	2	1
Uso por animais	3	3	3	3	3	3	1	2	3	3	3	3
Uso por humanos	2	2	2	3	3	3	2	3	3	2	2	2
Proteção do local	1	2	2	2	2	2	1	1	3	1	2	2
Proximidade com construções civis	3	3	3	3	3	3	3	3	3	1	1	1
Tipo de área de inserção	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2
SOMÁTÓRIO	36	37	37	36	36	36	30	32	35	31	32	26
CLASSIFICAÇÃO	Boa	Ótima	Ótima	Boa	Boa	Boa	Ruim	Razoável	Boa	Razoável	Razoável	Péssima

(conclusão)

Fonte: Elaborada pela autora.

2.3.2 Parâmetros abióticos e microbiológicos

O resultado da PCA com variáveis físicas e químicas da água (Figura 6) exibiu no Eixo 1 29,38% de explicação, enquanto o Eixo 2 23,83%, explicando no total 53,21% da variação dos dados. Não houve nítida distinção entre as áreas avaliadas. Entretanto, as nascentes em área de “floresta secundária” foram mais

homogêneas entre si, evidenciado através do tamanho menor da elipse e maior agrupamento dos pontos, quando comparado com os demais grupos. As variáveis correlacionadas negativamente ao PC1 incluíram condutividade (Cond), sólidos dissolvidos totais (TDS) e salinidade (SAL ppt). No PC2, as variáveis que apresentaram correlação positiva foram oxigênio dissolvido (DO mg/L), saturação de oxigênio dissolvido (DO%), temperatura (Temp) e potencial hidrogeniônico (pH).

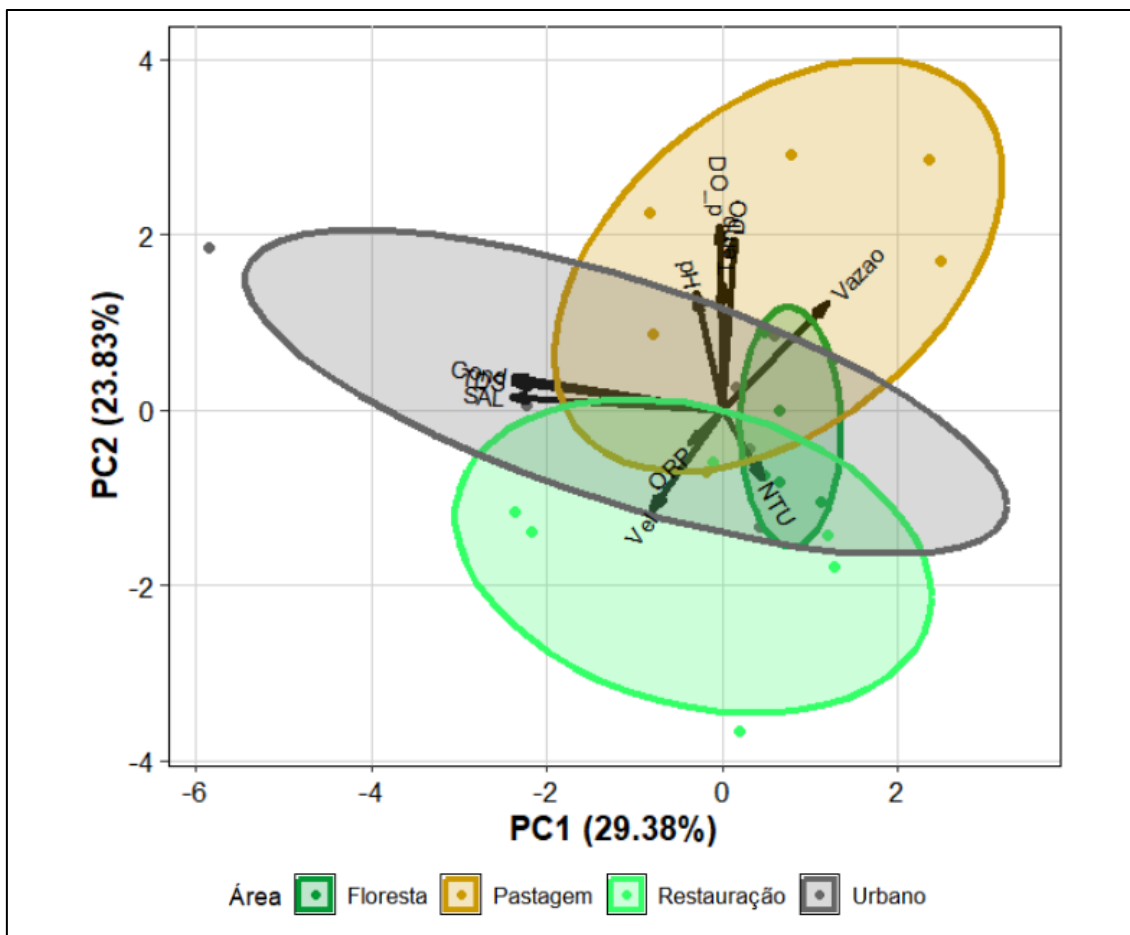


Figura 6: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas variáveis físicas e químicas da água.

Na PCA de nutrientes da água (Figura 7) o PC1 explicou 38,76% da variância e o PC2 24,56%, os dois eixos explicaram 63,32% da variação dos dados. Esse conjunto de parâmetros apresentou percentual de explicação superior ao grupo de variáveis físico-químicas. Porém, não foi observado separação entre as áreas avaliadas, devido a sobreposição das elipses. Desta forma, é possível inferir que não há distinção nos parâmetros de nutrientes da água entre as áreas avaliadas. O eixo 1 apresentou correlação positiva com o

amônio. Enquanto o eixo 2 esteve associado positivamente com nitrogênio total (N_T) e nitrato (Nitra).

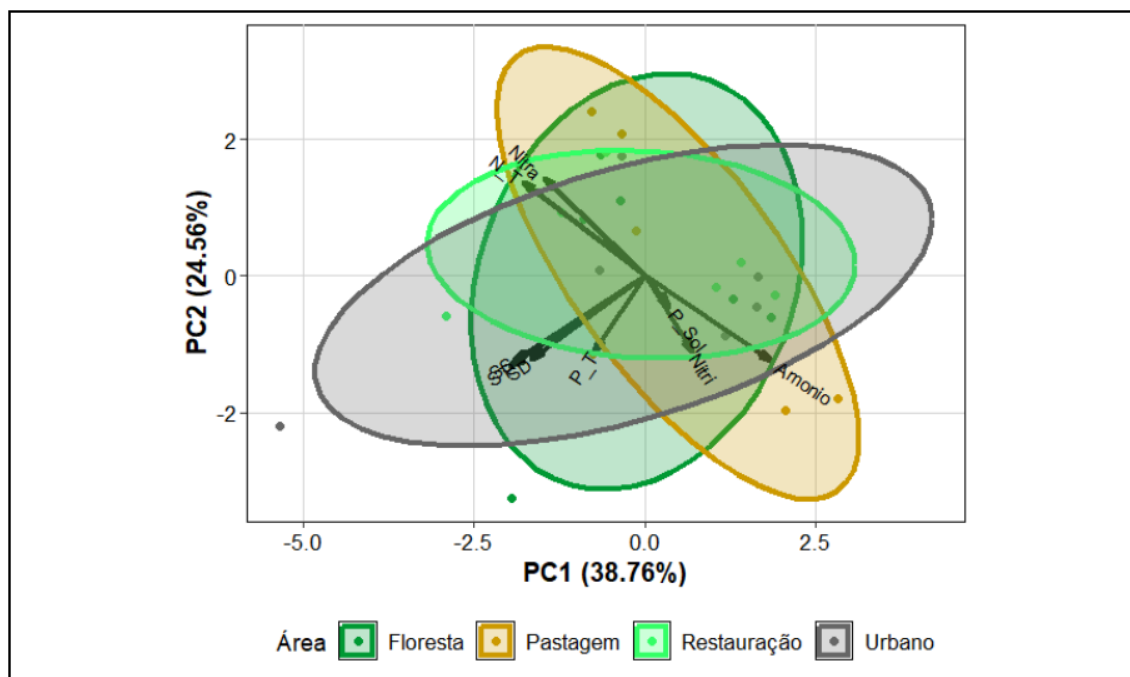


Figura 7: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) com base nos parâmetros de nutrientes da água.

A ordenação para o subgrupo de granulometria e matéria orgânica (Figura 8), foi a que apresentou maior percentual de explicação dos dados, com 74,18% no total. O eixo 1 explicou 48,34% e o Eixo 2 25,84% da variância. Embora as elipses das diferentes categorias apresentem sobreposição, é possível observar uma tendência de separação em relação ao PC2 entre as nascentes de "floresta secundária" e "restauração florestal". O PC1 apresentou correlação positiva com areia fina (AF), areia muito fina (AMF) e argila/silte (ARG_SIL). Já o PC2 indicou associação positiva com areia média (AM) e negativa com areia muito grossa (AMG).

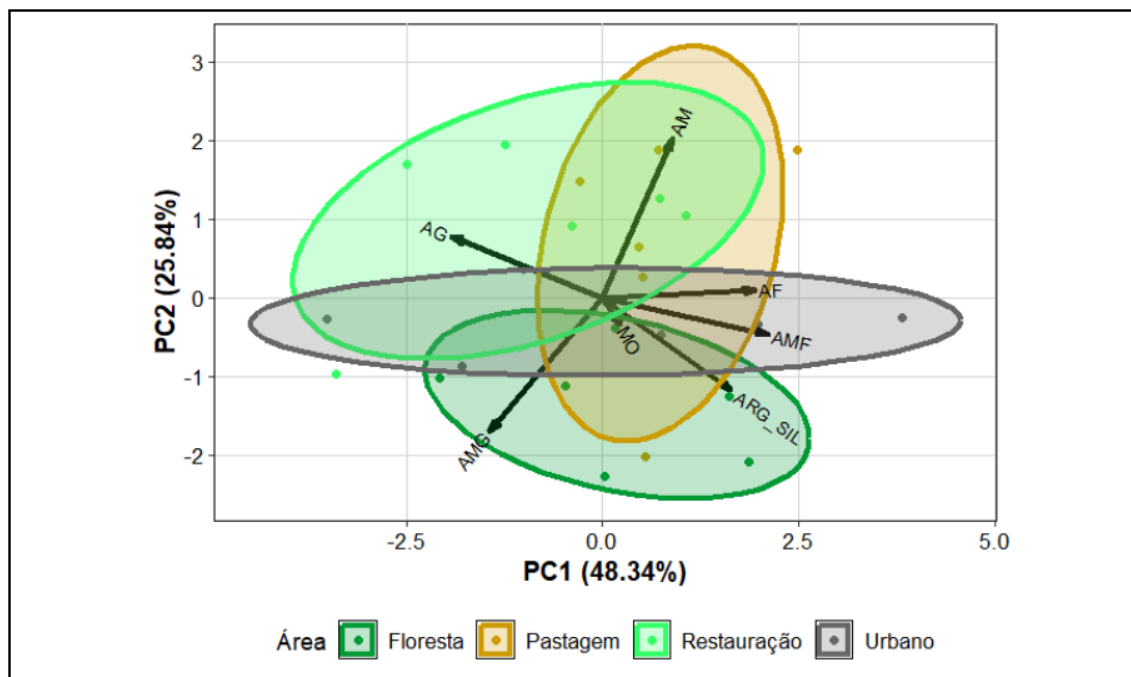


Figura 8: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) sobre os parâmetros de granulometria e material orgânico do sedimento coletado no ponto de exfiltração das nascentes.

As análises GLMMs não detectaram diferenças entre as categorias para coliformes totais ou colônias de *E. coli* ($p > 0,05$; Tabela 2). No *boxplot* de coliformes totais (Figura 9a), as medianas variaram de aproximadamente 500 NMP/100mL em "pasto" a >1000 NMP/100mL em "floresta secundária", "restauração florestal" e "urbano", com *outliers* notáveis em "pasto" e "urbano". Todos os grupos foram rotulados como "a" no teste pós-hoc (Dunn, com correção de Bonferroni), indicando ausência de diferenças significativas (critério HSD = 0,050a). Para *E. coli* (Figura 9b), as medianas foram consistentemente baixas (<100 NMP/100mL em todos os grupos), com variabilidade limitada e *outliers* mínimos. Novamente, todos os grupos compartilharam o rótulo "a" ($p > 0,05$), confirmando ausência de diferenças significativas.

Tabela 2: Resultado da análise dos parâmetros microbiológicos (NMP/100mL) das nascentes avaliadas em diferentes tipos de uso e cobertura do solo (Floresta secundária, Restauração florestal, Pasto e Urbano) em períodos hidrológicos distintos.

Categoria	Nascentes	Período Seco		Período Chuvoso	
		<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Coliformes totais (NMP/100mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Coliformes totais (NMP/100mL)
Floresta Secundária	NF1	140	1600	240	900
	NF2	30	1601	30	500
	NF3	23	90	70	1601
Restauração Florestal	NR1	30	1600	300	1601
	NR2	50	280	170	280
	NR3	0,55	80	1601	1601
Pasto	NP1	50	50	23	220
	NP2	30	1600	300	500
	NP3	0,55	50	11	500
Urbano	NU1	170	1601	70	1601
	NU2	220	1601	23	900
	NU3	0,55	0,55	1601	1601

Fonte: Elaborada pela autora.

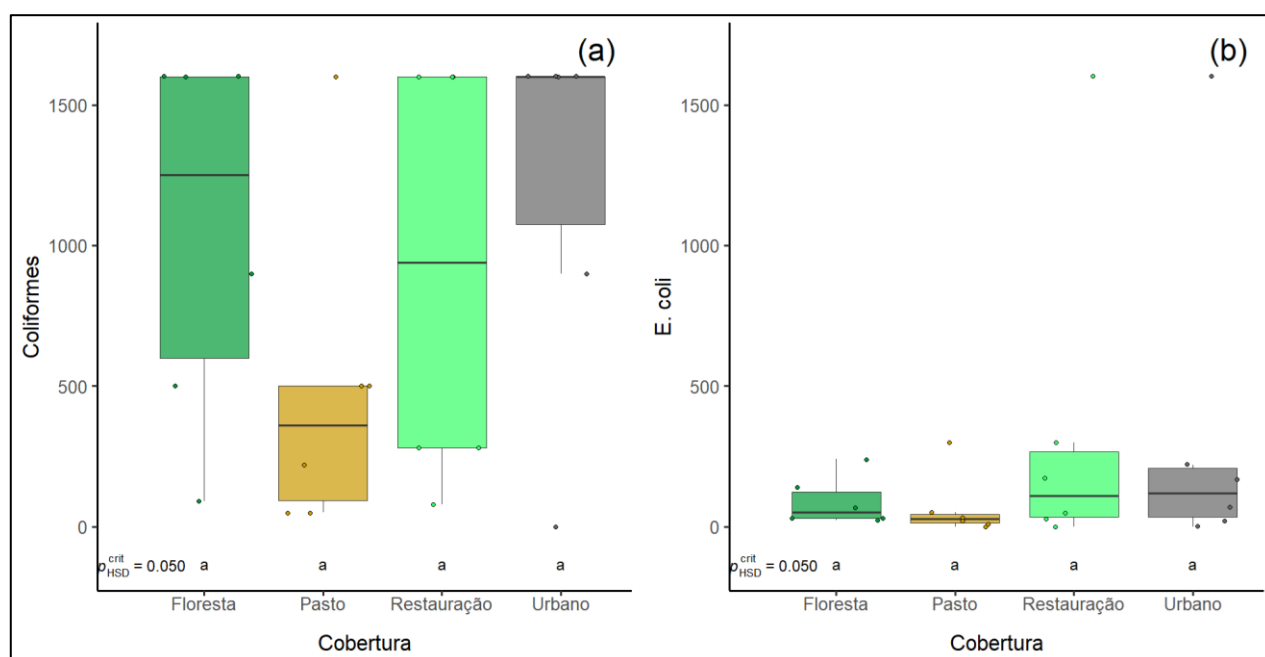


Figura 9: Resultado dos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) para as nascentes investigadas nos diferentes tipos de uso e cobertura do solo: a) coliformes totais; e, b) *Escherichia coli*.

2.4 DISCUSSÃO

Este estudo investigou a influência de diferentes tipos de cobertura do solo (floresta secundária, restauração florestal, pasto e urbano) sobre as características de nascentes, combinando avaliações macroscópicas, análises abióticas e microbiológicas conforme orientado por Rodrigues et al. (2020), que afirmam a necessidade de abordagens multimétodo nos estudos com esses ecossistemas.

A avaliação das características macroscópicas apresentou classificações semelhantes entre os períodos avaliados, mas não idênticas. Conforme resultados apontados pelo IIAN, nascentes que têm sua vegetação nativa conservada apresentaram ótimo ou bom estado de conservação ambiental (somatório acima de 35 pontos), e, segundo Donadio et al. (2005) a presença de remanescentes florestais auxilia na proteção dos recursos hídricos.

A manutenção da vegetação natural no entorno de nascentes gera impactos positivos no ecossistema, mesmo em intervenções consideradas recentes, como é o caso da área de restauração florestal avaliada. Em 2022, o NIASSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental (Fazenda Experimental da UFJF), foi impactado positivamente pelo projeto Raízes para o Futuro, uma iniciativa desenvolvida em parceria com a Concessionária Via 040 e o projeto BEF-Atlantic, onde mais de 40 mil mudas de espécies nativas foram plantados. Observa-se, portanto, que práticas de restauração florestal buscam restabelecer os serviços ecossistêmicos, associando-se à recuperação dos atributos hidrológicos e ecológicos de nascentes (CAIXETA e PICCINATO JÚNIOR, 2021; BARROS et al., 2017).

As nascentes em área de pasto apresentaram piores condições ambientais no período seco, esses resultados se devem ao livre acesso do gado cujo pisoteio contínuo compacta o solo e da baixa ou ausente vegetação nativa no entorno, que pode implicar inclusive, no desaparecimento desses afloramentos, como consequência do aumento do escoamento superficial (OLIVEIRA et al., 2014). Como verificado no presente estudo, Permanhane da Silva et al. (2020), ao investigarem nascentes no Espírito Santo, constataram que a presença de pastagens e da pecuária sem o devido cercamento constituíram as principais

causas dos impactos negativos e do estado de degradação desses ecossistemas. Forçantes como a supressão da vegetação, atividades agropecuárias e o uso inadequado do solo intensificam o processo de degradação de nascentes e outros corpos hídricos, além de interferirem na qualidade e quantidade de água da bacia hidrográfica em que estão inseridos (BONFIM et al., 2015).

Na área urbana, as nascentes que apresentaram piores condições ambientais no período chuvoso, estiveram relacionadas principalmente com a presença de resíduos sólidos e à proximidade com civis. Esses resultados corroboram com o encontrado por Leal et al. (2017), que associaram a proximidade de construções civis à deterioração da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos. Segundo Rosso Pinto (2019), a proximidade de construções civis resulta na disposição inadequada de resíduos sólidos, especialmente no entorno de nascentes em áreas urbanas. Importante ressaltar que a piora na classificação no período de maior disponibilidade hídrica pode estar associada ao aumento do escoamento superficial, visto que os solos impermeabilizados, característicos de ambientes urbanos, intensificam o escoamento das águas pluviais, arrastando consigo materiais de diversas fontes. Biscaíno Neto et al. (2020), ao investigarem o potencial de poluição difusa originado pelas águas pluviais em ambiente urbano, concluíram que o escoamento urbano degrada a qualidade dos corpos d'água receptores devido ao carreamento de elevadas cargas de poluentes.

Embora forçantes humanas, como a conversão de floresta em áreas urbanas e de pastagem podem alterar as variáveis físicas, químicas e nutricionais da água e do sedimento de nascentes, enquanto ações de restauração de áreas degradadas podem promover condições mais próximas das encontradas em florestas secundárias, não foi possível visualizar uma clara separação entre as áreas avaliadas utilizando os distintos parâmetros aplicados. Acreditávamos que nossos resultados iriam sinalizar a influência do tipo de cobertura do solo sobre as características abióticas das nascentes, complementando as avaliações macroscópicas ao mostrar que diferentes coberturas modulam não só aspectos visuais, mas também parâmetros abióticos determinantes da qualidade da água em ecossistemas da Mata Atlântica (MOTA et al., 2023; OKUMURA et al., 2020).

Apesar de as ordenações não exibirem separação clara entre as áreas em relação aos parâmetros abióticos avaliados, o que acreditamos ter sido influenciado pelo número de nascentes investigadas em cada área, a PCA de variáveis físicas e químicas mostrou que a condutividade e a salinidade se associaram as nascentes de área urbana, indicando transporte de materiais dissolvidos e particulados de superfícies impermeabilizadas ou degradadas, por *runoff* e erosão (FONSECA et al., 2018). Observou-se ainda, que a composição das frações dos sedimentos das nascentes em área de restauração florestal estão se diferenciando das nascentes em área de pasto, apesar da sobreposição. Vale ressaltar que as nascentes dessas áreas estão inseridas na mesma localidade, conforme destacado anteriormente, sendo o experimento de restauração instalado em uma antiga área degradada por pastagem. Nesse contexto, podemos verificar que a ação de restauração, através do plantio de aproximadamente 40 mil mudas de espécies nativas, embora ainda em fase inicial, está alterando gradativa e positivamente os sedimentos e as variáveis físico-químicas da água dessas nascentes. As propriedades físicas e químicas da água que emerge das nascentes refletem as condições geológicas e do clima local, e podem ser significativamente alteradas, direta e indiretamente, pelas ações antrópicas (CANTONATI et al., 2020).

A PCA relacionada aos parâmetros do sedimento foi a que apresentou maior taxa de explicação dos dados (74,18%). Mesmo ante as sobreposições, observou-se uma tendência de separação entre as nascentes de floresta secundária e restauração florestal. O que pode ser uma indicação de que há uma alteração positiva em curso, pois a composição dos sedimentos das nascentes em restauração está se aproximando daquela observada nas nascentes avaliadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D'Antas, cuja vegetação do entorno encontra-se conservada. Amaral et al. (2020), ao caracterizarem os sedimentos de nascentes inseridas em áreas plantadas com eucalipto, verificaram que as nascentes com a vegetação ripária conservada tinham menor concentração de material sedimentar fino. Sedimentos mais grossos em nascentes estão associados ao bom estado de conservação da vegetação natural do seu entorno (FRANÇA et al., 2006; FERREIRA-PERUQUETTI; FONSECA-GESSNER, 2003). Essas relações reiteram que as nascentes são

dependentes da vegetação no seu entorno devido às suas pequenas dimensões e fragilidade (MARMONTEL; RODRIGUES, 2015; FELIPPE, 2009). Oliveira et al. (2025) e Moratelli et al. (2023), observaram que nascentes em áreas de restauração florestal quando comparadas a nascentes em ambientes antropizados, apresentaram melhores condições na composição do sedimento, explicados pela maior associação com partículas grossas e pelo teor de material orgânico retido.

Em todas as nascentes avaliadas nesse estudo foram detectados coliformes totais e colônias de *E. coli*, com valores mais altos no período chuvoso. O resultado mostra uma relação entre o índice de contaminação e o período de precipitação elevada, conforme evidenciado por Matos et al. (2025), Trabulsi e Alterhum (2015) e Camargo e Paulosso (2009), que verificaram que o aumento da precipitação promove o estabelecimento acelerado de novas comunidades microbianas. Os coliformes totais apresentaram medianas mais altas, com variabilidade e *outliers* notáveis, nas categorias floresta secundária, restauração florestal e urbano divergindo do encontrado na categoria pasto, enquanto *E. coli* exibiu valores baixos. Os resultados sugerem fontes de contaminação fecal comuns (e.g., fauna silvestre ou escoamento), não diretamente ligadas as categorias, contrastando com expectativas de maior contaminação nas nascentes inseridas no pasto.

De acordo com Fonseca et al. (2018), diversas fontes de contaminação, incluindo por exemplo, a água superficial, esgoto, resíduos sólidos, excrementos de animais e de seres humanos, podem estar associadas à presença desses microrganismos. Coliformes totais são bactérias de vida livre e podem, portanto, ser encontradas naturalmente no solo, na água e em plantas, podendo não possuir relação direta com poluição na água por fezes (BRASIL, 2016). Por outro lado, *E. coli* são bactérias de origem exclusivamente fecal, sendo encontradas, em densidades elevadas, nas fezes de animais de sangue quente (mamíferos e aves), sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal (CETESB, 2009). Colvara et al. (2009), avaliaram a qualidade das águas subterrâneas no Rio Grande do Sul, e verificaram que 100% das amostras apresentavam coliformes totais e 70% estavam contaminadas com *E. coli*. No presente estudo, os resultados revelaram a

ausência de diferenças significativas entre os tipos de uso e coberturas em relação aos parâmetros microbiológicos, conforme indicado pelos GLMMs ($p > 0,05$), sugerindo semelhança na contaminação por coliformes totais e *E. coli*, possivelmente devido a fontes difusas oriundas do excremento da fauna silvestre ou escoamento.

A ausência de variação pode estar alinhada ao histórico de degradação semelhante nas áreas estudadas, como a Reserva Biológica Municipal do Poço D'Anta em Juiz de Fora, marcada por fragmentação e pressões urbanas desde o ciclo cafeeiro do século XIX (SANTIAGO et al., 2007) e o NIASSA-UFJF em Ewbank da Câmara, uma antiga fazenda de gado leiteiro com mais de 200 ha às margens da represa Chapéu D'Uvas, um manancial essencial para o abastecimento de Juiz de Fora (SOUZA, 2023) e região. De acordo com Rocha (2023), a área urbana na margem esquerda do reservatório quadruplicou nos últimos dez anos, com supressão das áreas de APP do entorno, passando de 10.857 km² para apenas 3.059 km².

As regiões investigadas enfrentaram e enfrentam intensos processos de conversão de floresta para diferentes finalidades de uso antrópico, seguidos por tentativas de regeneração, intencionais ou por abandono, que pode ter nivelado os impactos microbiológicos nas áreas. Apesar disso, as diferenças abióticas indicam que fatores como erosão e enriquecimento por nutrientes persistem, destacando a necessidade de monitoramento contínuo para avaliar a eficácia da restauração e mitigar os efeitos históricos de degradação nessas bacias hidrográficas.

2.5 CONCLUSÃO

Em síntese, os resultados deste estudo sugerem que as nascentes inseridas em áreas degradadas quando submetidas a processos de restauração florestal, podem alcançar condições ambientais aproximadas daquelas observadas em nascentes localizadas em ambientes conservados, como as verificadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D'anta. Esses resultados reforçam como estudos com diversos enfoques contribui para o entendimento dos diferentes usos e cobertura do solo sobre as nascentes estudadas.

Além disso, o trabalho contribui para o delineamento de estratégias eficazes de conservação, à luz da manutenção e recuperação da vegetação ripária e do potencial da restauração florestal. Essas ações, somadas ao cercamento de nascentes - cuja importância foi evidenciada no IIAN, promovem melhorias nas condições ambientais desses ecossistemas. Assim, destaca-se a necessidade de abordagens integradas, que combinem proteção imediata e intervenções sustentáveis de longo prazo, visando à preservação da qualidade hídrica e da biodiversidade associada às nascentes.

Adicionalmente, reconhece-se que limitações inerentes ao estudo, como o número reduzido de nascentes amostradas e a ausência de dados sazonais, podem ter atenuado ou mascarado variações ambientais que seriam mais evidentes em um delineamento amostral mais amplo. Futuras pesquisas que superem essas restrições poderão fortalecer as evidências apresentadas e ampliar o entendimento dos processos ecológicos em nascentes da Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira.

2.6 REFERÊNCIAS

ABDULLAHI, U.; IBRAHIM, S. An assessment of pollution in aquatic environment using bioindicators: a review. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*, 10(2), 64–68. 2018. <https://doi.org/10.4314/bajopas.v10i2>

ABNT: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: Solo - Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 14 p. 2026.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMARAL, P. H. M. do; PEIXOTO, S. de J.; MACHADO, M. M. de M.; ROCHA, C. H. B.; ALVES, R. da G. Caracterização granulométrica do sedimento de nascentes tropicais em áreas plantadas com eucalipto. *Ciência Florestal*, 30(4), 1075–1084. 2020. <https://doi.org/10.5902/1980509839523>

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington DC: American Public Health Association. 2017.

APHALO, P. Ggpmisc: Miscellaneous Extensions to 'ggplot2'. 2025. doi:10.32614/CRAN.package.ggpmisc
<<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ggpmisc>>, R Package version 0.6.2,
<<https://CRAN.R-project.org/package=ggpmisc>>.

BARROS, A. M.; CHAVES, C. de O.; PEREIRA, G. M. Recovery of springs: Formation of environmental multipliers in degraded area of Rural Settlement, Eldorados dos Carajás, Pará. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, [S. l.], v. 12, n. 4, p. 814–819. 2017. DOI: 10.18378/rvads.v12i4.4167.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. 2015. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

BISCAÍNO NETO, J.; RABELO, G. C.; VENDRAMIM, C. V.; DE OLIVEIRA BOINA, W. L.; FREIRE, R. POTENCIAL DE POLUIÇÃO DIFUSA ORIGINADO PELAS ÁGUAS PLUVIAIS ESCOADAS EM PORÇÃO URBANA DE BACIA HIDROGRÁFICA. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, [S. l.], v. 13, n. 2, p. 350–366, 2020. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67265>

BONFIM, E. O.; GADELHA, C. L. M.; FILGUEIRA, H. J. A.; AMORIM, J. F.; AMORIM, D. da S. Sustentabilidade hidroambiental de nascentes na bacia do rio Gramame no Estado da Paraíba, Brasil. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, v. 27, n. 3, p. 453–468, 2015. <https://doi.org/10.1590/1982-451320150307>

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano. Brasília: DF, Ministério da Saúde, 2016. ISBN 978 85-334-2379-4.

CAIXETA, C. L. B; PICCINATO JUNIOR, D. Território, urbanidade rural e sustentabilidade: um estudo sobre a recuperação das nascentes de uma comunidade rural de Patos de Minas/MG. *Revista de Arquitetura IMED*, Passo Fundo, vol. 10, n. 2, p. 48-62, julho-dezembro. 2021. ISSN 2318-1109.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1), 9–98. 2002.

CAMARGO, M. F.; PAULOSSO, L. V. Avaliação qualitativa da contaminação microbiológica das águas de poços no município de Carlinda - MT. *Semina: Ciências Biológicas E Da Saúde*, 30(1), 77–82. 2009. <https://doi.org/10.5433/1679-0367.2009v30n1p77>

CANTONATI, M.; FÜREDER, L.; GERECKE, R.; JÜTTNER, I.; COX, E. J. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*. V. 31. N. 2. 463–480. 2012. <https://doi.org/10.1899/11-111.1>

CANTONATI, M.; SEGADELLI, S.; OGATA, K.; TRAN, H.; SANDERS, D.; GERECKE, R.; ROTT, E.; FILIPPINI, M.; GARGINI, A.; CELICO, F. Petrying springs: a global review on ambient limestone-precipitating springs (LPS): hydrogeological setting, ecology and conservation. *Science of The Total Environment*. V. 568, 624–637. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.105>

CANTONATI, M.; STEVENS, L. E.; SEGADELLI, S.; SPRINGER, A. E.; GOLDSCHIEDER, N.; CELICO, F.; FILIPPINI, M.; OGATA, K.; GARGINI, A. Ecohydrogeology: The interdisciplinary convergence needed to improve the study and stewardship of springs and other groundwater-dependent habitats, biota, and ecosystems. *Environmental Science & Policy*, v. 106, p. 19–28, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105803>

CEMBRANEL, A. S.; TELES, T. J.; TONIAL, I. B.; CASTRO BRAVO, C. E. QUALIDADE AMBIENTAL DE NASCENTE EM ÁREA URBANA. *Tecnologia E Ambiente*, 25, 145–159. 2019. <https://doi.org/10.18616/ta.v25i0.4589>

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Significado Ambiental e Sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB, 2009.

COLLYER, G.R.; ROSSO-PINTO, M. J.; SILVA, E. M. A. da; MARRUGO-NEGRETTE, J.; HANAI, F.Y. Analysis of the Conservation Status of Urbanized Tropical Springs in Southeastern Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 45, 22 dez. 2022. https://doi.org/10.11137/1982-3908_2022_45_49325

COLVARA, J. G.; LIMA, A. S.; SILVA, W. P. Avaliação da contaminação de água subterrânea em poços artesianos no sul do Rio Grande do Sul. *Brazilian Journal of Food Technology*, Campinas, v.2, p.11-14, 2009.

CRUMPTON, W. G.; ISENHART, T. M.; MITCHELL, P. Nitrate and organic N analyses with second-derivative spectroscopy. *Limnology and Oceanography*, v. 37, n. 4, p. 907–913, 1 jun. 1992.

DELIGNETTE-MULLER, M. L.; DUTANG, C. Fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4), 1–34. 2015. <https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04>

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, v. 25, n. 1, p. 115–125, abr. 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013>

FELIPPE, M. F. Caracterização e tipologia de nascentes em unidades de conservação de Belo Horizonte/MG com base em variáveis geomorfológicas, hidrológicas e ambientais. *Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais*, 2009.

FELIPPE, M. F.; JÚNIOR, A. P. M. Relação entre precipitação e vazão de nascentes no município de Lagoa Santa-MG. In: *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, 20., 2013, Bento Gonçalves. *Anais [...]*. Porto Alegre: ABRHidro, 2013. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/jobs.php?Event=66>

FERREIRA-PERUQUETTI, P. S.; FONSECA-GESSNER, A. A. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Revista Brasileira De Zoologia*, v. 20, n. 2, p. 219–224, 1 jun. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752003000200008>

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; VARGAS-CHACOFF, L.; BERTRÁN, C.; ARISMENDI, I. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. In: TUTU, H. (Ed.). Water Quality. 1 ed. Intech, p. 23-38. 2017. <https://doi.org/10.5772/65084>

FONSECA, T. L.; FONSECA, A.; GONTIJO, R.; PARREIRA, A.; COSTA, F.; SOUSA, F. Qualidade físico-química e microbiológica de nascentes do perímetro urbano de Divinópolis - MG. Scientific Electronic Archives, v. 11, n. 1, p. 62–68, 7 fev. 2018.

FRANÇA, J.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio das Velhas. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 7., 2006, Porto Alegre. Anais Eletrônicos [...]. Porto Alegre: ENES, 2006. Disponível em: http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/ArtigoAnaisPoa.pdf Acesso em: 13 out. 2025.

GERMANO, P. M. L.; GERMANO, M. I. S. A água: um problema de segurança nacional. Revista Higiene Alimentar 15(90/91): 15-18, 2001.

GOMES, P. M.; MELO, C. de; VALE, V. S. do. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica. Sociedade & Natureza, v. 17, n. 32, 18 abr. 2005. <https://doi.org/10.14393/SN-v17-2005-9169>

GUIMARÃES, L. P.; RODRIGUES, L. F. T.; GAMA, R. A. da. Nascentes no Brasil: cenário atual e possíveis lacunas. Revista Mineira de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, v. 4, p. e023004, 2023. <https://doi.org/10.59824/rmrh.v4.263>

GUIMARÃES, Y. N. da; FÉLIX, I. B.; GUTIERREZ, L. A. C. L.; MOURÃO, F. V.; RIBEIRO, H. M. C. Avaliação de impactos ambientais nas nascentes do rio Castanhal no município de Castanhal-PA. Revista Brasileira De Geografia Física, 17(6), 4725–4743. 2024. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.6.p4725-4743>

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. Biometrical Journal, 50(3), 346-363. 2008.

JUNG, M. S.; DA SILVA, J. A. G.; FACHINETTO, J. M.; COLET, C. de F.; CARVALHO, I. R.; CARDOZO, L. E.; DA ROSA, J. A.; PETER, C. L.; ALESSI, O.

Analysis of the environmental integrity of water springs in rural areas. *Revista de Gestão e Secretariado*, 14(11), 19554–19569. 2023. <https://doi.org/10.7769/gesec.v14i11.2950>

LAMAS, F. G.; SARAIVA, L. F.; ALMICO, R. de C. da S. A Zona da Mata Mineira: subsídios para uma historiografia. 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/4900129_A_Zona_da_Mata_Mineira_subsidios_para_uma_historiografia

LARREA-MURRELL, J.; ROJAS-BADÍA, M.; ROMEU-ÁLVAREZ, B.; ROJAS-HERNANDEZ, M.; HEYDRICH-PÉREZ, M. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, Vol. 44, No. 3, pp. 24-34, 2013. <https://www.redalyc.org/pdf/1812/181229302004.pdf>

LEAL, M. S.; TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; MINGOTI, R. Caracterização hidroambiental de nascentes. *Revista Ambiente e Água*, v. 12, p. 146–155, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambiagua.1909>

LORENZOTTI, M. Intervenção urbanística na várzea do Rio Paraíba do Sul, plano geral para um Parque Agroambiental. 2020.

MATOS, Z. M.; GIONGO, P. R.; PIRES, D. de J. Avaliação dos dados microbiológicos da vigilância sanitária da água consumida em Quirinópolis, Goiás. *ARACÊ*, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 8318–8348. 2025. <https://doi.org/10.56238/arev7n2-220>

MARMONTEL, C. V. F.; LUCAS-BORJA, M. E.; RODRIGUES, V. A.; ZEMA, D. A. Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil). *Science of The Total Environment*, v. 622-623, p. 690–701, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.011>

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. Avaliação Qualitativa de Nascentes com Diferentes Coberturas do Solo e Conservação da Vegetação em seu Entorno no Córrego Pimenta. *Scientia Agraria Paranaensis*, v. 14, n. 1, p. 53–59, 30 abr. 2015.

MORATELLI, F. A.; ALVES, M. A. B.; BORELLA, D. R.; KRAESKI, A.; DE ALMEIDA, F. T.; ZOLIN, C. A.; HOSHIDE, A. K.; DE SOUZA, A. P. Effects of Land Use on Soil Physical-Hydric Attributes in Two Watersheds in the Southern Amazon, Brazil. *Soil Systems*, v. 7, n. 4, p. 103–103, 14. 2023. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040103>

MOTA, F. A. C.; LAGES, A. da S.; BARROS, E. C. da S.; MARTINS, L. V. S.; FERREIRA, P. R. G.; MATIAS, A. C. C.; FILGUEIRAS, S. J. F.; DA SILVA, M. L. A importância da mata ciliar e cobertura florestal na preservação das características naturais de uma nascente. *Revista Contemporânea*, 3(6), 6582–6602. 2023. <https://doi.org/10.56083/RCV3N6-101>

MOURA, M. N. de; FELIPPE, M. F. Desenvolvimento e Aplicação de um Protocolo de Avaliação Ambiental de Nascentes. *Espaço Aberto*, Rio de Janeiro, Brasil, v. 14, n. 1, p. 131–156, 2024. <https://doi.org/10.36403/espacoaberto.2024.62211>

ODONKOR, S. T.; AMPOFO, J. K. Escherichia coli as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. *Microbiology Research*, v. 4, n. 1, p. 2, 11 jun. 2013.

OLIVEIRA, A. S.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; ALVES, G. J. Stream flow regime of springs in the Mantiqueira Mountain Range region, Minas Gerais State. *Cerne*, v. 20, n. 3, p. 343-349, 2014. <https://doi.org/10.1590/01047760201420031268>

OLIVEIRA, P. C. dos R.; GUALDA, G. A. F.; ROSSI, G. F.; CAMARGO, A. F. M.; FILOSO, S.; BRANCALION, P. H.; FERRAZ, S. F. de B. Forest restoration improves habitat and water quality in tropical streams: A multiscale landscape assessment. *Science of The Total Environment*, Volume 963, 178256, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178256>

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECS, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; BORMAN, T.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; DURAND, S.; EVANGELISTA, H.; FITZJOHN, R.; FRIENDLY, M.; FURNEAUX, B.; HANNIGAN, G.; HILL, M.; LAHTI, L.; MARTINO, C.; MCGLINN, D.; OUELLETTE, M.;

RIBEIRO CUNHA, E.; SMITH, T.; STIER, A.; TER BRAAK, C.; WEEDON, J. (2025). Vegan: Community Ecology Package. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>, R package version 2.7-1, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OKUMURA, A. T. R.; DA SILVA, A. G.; DA SILVA, N. R. S.; LOPES, E. R. DO N.; BIFANO, R. B. A.; QUILENATO, R. V. Q. V. Determinação da Qualidade da Água de um Rio Tropical sob a perspectiva do Uso do Solo e Cobertura Vegetal. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 13(4), 1835–1850. 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1835-1850>

PÁDUA, J. A. *Ecologia e Política No Brasil*. Rio de Janeiro: Editora Espaço e Tempo: Instituto Universitário de Pesquisas do Rio de Janeiro, 1987.

PEIXOTO, S. S. DE J.; GUIMARÃES, L. P.; ALVES, R. DA G. Influence of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate assemblages in neotropical springs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 36, 2024. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8623>

PERMANHANE DA SILVA, G.; RIGO TAVARES, L.; PEREIRA MARTINS, M.; RABELLO, H. Avaliação do estado de conservação de nascentes e suas Áreas de Preservação Permanente em Prosperidade, Vargem Alta, ES. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, [S. l.], v. 16, n. 3, 2020. <https://doi.org/10.17271/1980082716320202333>

RADAMBRASIL: Projeto. Folhas SB. 24/25 Jaguaribe/Natal; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, (Levantamento de Recursos Naturais, 23), pp. 1983.

RASBAND, W. S. *ImageJ: Image Processing and Analysis in Java*. [S. l.: s. n.], 2012.

R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2025. <<https://www.R-project.org/>>.

ROCHA, C. H. B. *Represas de Abastecimento Público de Juiz de Fora: mananciais da Vida / Cezar Henrique Barra Rocha (Org.) -- Juiz de Fora: Editora UFJF, 2023. 145 p.: il. color. ISBN: 978-65-89512-52-3*

ROCHA, I. L.; SALOMÃO, L. C.; IWATA., B. De F.; RODRIGUES, J. A. de; MOREIRA, D. A. Environmental quality of the Paraim River springs, far south of Piauí. Region - Water Conservancy, v. 7, n. 1, p. 67, 26 jun. 2024. <https://doi.org/10.32629/rwc.v7i1.2286>

RODRIGUES DE OLIVEIRA, F.; AVELINO CECÍLIO, R.; SARA ZANETTI, S.; TEIXEIRA FERRAZ, F. Caracterização Hidroambiental Como Indicador de Qualidade de Água em Nascentes. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v. 21, n. 74, p. 276–294, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217449953>

RODRIGUES, L. F. T.; ROCHA, C. H. B.; ALVES, R. da G. A qualidade ambiental de nascentes dentro e fora de unidades de conservação no sudeste do Brasil. Oecologia Australis, v. 24, n. 1, p. 220–235, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2401.12>

ROSSO PINTO, M. J. 2019. Avaliação de condições ambientais de nascentes de cursos de água: Ferramenta de subsídio à gestão de recursos hídricos e ao planejamento de bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/11741>

SANTIAGO, B. S.; REZENDE, R. F.; FERREIRA, C. C. M. Reserva Biológica Municipal de Poço D'Anta, Juiz de Fora/MG - aspectos da fragmentação de habitat e efeito de borda. Gaia Scientia, [S. l.], v. 1, n. 1, 53-66, 2007. <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/2228>

SANTOS, D. R. C. da S.; SANTOS, V. C. dos. Impactos ambientais macroscópicos e qualidade da água em nascentes localizadas na Vila Bananeira, Arapiraca-AL. Diversitas Journal, 6(1), 481–498. 2021. <https://doi.org/10.17648/diversitas-journal-v6i1-1181>

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V.A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAÚJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. ISBN 978-85-7035-800-4

SCHULTE, E. E.; HOPKINS, B. G. Estimation of Organic Matter by Weight Loss-on-Ignition. In: Magdoff, F.R., et al., Eds., Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation, SSSA Special Publication Number 46, SSSA, Madison, 21-31. 1996.

SILVA, M. A. P. da.; EVANGELISTA, L. P.; SILVA, W. H. O.; SANTO, F. da S. do E. Diagnóstico e estratégias para a conservação ou restauração de nascentes em ambientes com ações antrópicas. *Ciência Florestal*, 34(3), e71553. 2024. <https://doi.org/10.5902/1980509871553>

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A.; TANIWAKI, M. H.; SANTOS, R. F. S.; GOMES, R. A. R. Manual de métodos de análise microbiológica da água. São Paulo: Varela, 164 p. 2005.

SOUZA, N. C. de. Estrutura, diversidade e quantificação de carbono da comunidade arbórea de um fragmento de Mata Atlântica no NIASSA-UFJF. *Periódicos UFJF*, Juiz de Fora, v. 11, n. 2, p.67-78, 2023.

SPRINGER, A. E.; STEVENS, L. E.; ANDERSON, D. E.; PARNELL, R. A.; KREAMER, D. K.; LEVIN, L.; FLORA, S. P. A comprehensive springs classification system: integrating geomorphic, hydrogeochemical, and ecological criteria. In: Stevens, L.E., Meretsky, V.J. (Eds.), *Aridland Springs in North America: Ecology and Conservation*. University of Arizona Press, Tucson, pp. 49–75. 2008.

STAICO, J. A bacia do Rio Paraibuna em Juiz de Fora. Juiz de Fora: UFJF, 1976.

TAXBÖCK, L.; LINDER, H. P.; CANTONATI, M. To what extent are Swiss springs refugial habitats for sensitive and endangered diatom taxa? *Water* 9, 967. 2017. <https://doi.org/10.3390/w9120967>

TRABULSI, L. R.; ALTERHUM, F. Microbiologia. 6. ed. São Paulo: Atheneu, 2015.

VU, V. Q.; FRIENDLY, M. Ggbiplot: A Grammar of Graphics Implementation of Biplots. <<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ggbiplot>>, R package version 0.6.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=ggbplot>>.

WEN, X; CHEN, F.; LIN, Y.; ZHU, H.; YUAN, F.; KUANG, D.; JIA, Z.; YUAN, Z. Microbial Indicators and Their Use for Monitoring Drinking Water Quality-A Review. Sustainability, v. 12, n. 6, p. 2249. 2020. <https://doi.org/10.3390/su12062249>

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. Limnological Analyses. [s.l: s.n.]. 2000.

WICKHAM, H. Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016.

ZANIN, P.R.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P.L.B. Características hidrogeológicas de nascentes situadas em diferentes modelados de relevo. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – água desenvolvimento econômico e sócio ambiental. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves/RS. 2013.

CAPÍTULO 2

3. ESTRUTURA TAXONÔMICA E GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM NASCENTES PERENES SOB DIFERENTES PRESSÕES ANTRÓPICAS NA ZONA DA MATA MINEIRA, BRASIL

3.1 INTRODUÇÃO

Nascentes são importantes ecossistemas naturais de água doce (CANTONATI et al., 2020) consideradas especialmente complexas por sua conectividade vertical, horizontal e lateral com seus arredores, resultando em um nível significativo de endemismo (VON FUMETTI; BLATTNER, 2017). Esses ecossistemas são formados a partir de um conjunto de processos que abrangem desde a dinâmica hidrogeológica até aspectos geomorfológicos, climatológicos, ecológicos e antropogênicos da paisagem (ROSSO PINTO, 2019). Conforme explicam Cantonati et al. (2012), as nascentes têm como características a insularidade, o caráter ecotonal e elevada complexidade de habitats. São ecossistemas chave devido à manutenção e abastecimento dos corpos hídricos e pelo seu importante papel na proteção e conservação da biodiversidade (ROSSO PINTO, 2019).

Dentre os ecossistemas aquáticos, as nascentes encontram-se cada vez mais ameaçadas pelas pressões antrópicas (CARNEIRO et al., 2026; GUIMARÃES et al., 2023; STEVENS et al., 2021). Mudanças no uso e cobertura do solo em área de nascentes causam alterações significativas na estrutura do solo, nas características físicas e químicas da água, além de impactar a fauna presente ao alterar a ocorrência de grupos ou até mesmo causar seu desaparecimento, devido à perda de habitat (BHAT et al., 2022; CANTONATI et al., 2020; DUMNICKA, 2006). A degradação do solo nas últimas décadas, impulsionada pelas mudanças climáticas e pela conversão de áreas naturais em usos como pastagem, monoculturas e urbanização, tornou-se uma das questões ecológicas mais críticas em escala global (MARROCHI et al., 2021). Alterações como essas, de caráter severo, nos ambientes naturais desencadeiam respostas drásticas nas comunidades bióticas (VON FUMETTI; BLATTNER, 2017).

Conforme explicam Barbour et al. (1999), as comunidades biológicas refletem as condições ecológicas dos ecossistemas, integrando os efeitos de diferentes pressões antrópicas e fornecendo uma medida agregada dos impactos. São vários os indicadores biológicos e, segundo Callisto e Gonçalves (2002) a presença, quantidade e distribuição de bioindicadores indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema e sua bacia de drenagem. Os macroinvertebrados bentônicos são amplamente utilizados na avaliação de impactos em corpos d'água (GOULART; CALLISTO, 2003). Sua eficácia como bioindicadores reside nos distintos níveis de sensibilidade que apresentam frente às alterações ambientais.

Ademais, esse grupo é considerado essencial para os ecossistemas aquáticos, por participarem de importantes processos ecossistêmicos, como a decomposição da matéria orgânica, fluxo de energia e, por liberarem nutrientes na corrente d'água, por meio do processo de bioturbação (FERRO, 2013; VANNOTE et al., 1980). As adaptações morfofisiológicas conferem aos macroinvertebrados bentônicos capacidades de persistir em ambientes aquáticos sob diferentes pressões antrópicas. Embora a abordagem taxonômica seja fundamental para caracterizar ecossistemas, a análise funcional baseada em Grupos Funcionais de Alimentação (GFA) é considerada mais rápida e apropriada para esse fim (CUMMINS et al., 2005; MERRIT et al., 2017).

De acordo com Cummins et al. (2005), a abordagem funcional se baseia em características morfológicas e comportamentais que estão diretamente relacionadas as maneiras como os bentos adquirem alimento. Os autores alegam que essas características são facilmente reconhecíveis e fornecem boa resposta aos impactos dos usos e cobertura do solo na bacia hidrográfica, especialmente quando a vegetação ripária é alterada ou substituída.

A estrutura e função do ecossistema podem ser alteradas por diversos fatores. Sendo assim, a combinação da abordagem taxonômica e GFA pode fornecer informações valiosas sobre as condições ecológicas de qualquer ecossistema aquático (CUMMINS, 2016). Acreditamos que essas abordagens possam ser aplicadas para se avaliar as condições ecológicas de nascentes sob diferentes influências antrópicas na Mata Atlântica da Zona da Mata mineira,

localizada no sudeste do estado de Minas Gerais. De acordo com Lamas et al. (2003), essa região está inserida em um contexto de exploração (produção cafeeira, agropecuária, expansão urbana e industrial) no qual o estado foi submetido ao longo da história. Conforme explicitado por Pádua (1987), estas ações contribuíram significativamente para a degradação das florestas e cursos d'água mineiros. Especialmente no município de Juiz de Fora, que vem sendo cenário de diferentes atividades econômicas baseadas na intensa exploração do solo, desenvolvidas desde o século XIX, além da industrialização e expansão urbana acelerada que vem descaracterizando a paisagem natural, reduzindo a mata original a fragmentos isolados (SANTIAGO et al., 2007).

Diante do exposto, o presente trabalho objetivou avaliar o efeito de diferentes usos e cobertura do solo (floresta secundária, restauração florestal, pasto e urbano) sobre a estrutura taxonômica e grupos funcionais de alimentação (GFA) de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais em nascentes. A investigação da fauna de macroinvertebrados bentônicos e de variáveis físicas e químicas de nascentes possibilita a obtenção de importantes informações sobre a estrutura e o funcionamento desses ecossistemas, além de subsidiar propostas voltadas à sua conservação (ALFENAS, 2009).

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

Para o desenvolvimento do estudo foram investigadas, no período seco (julho e agosto de 2024), doze nascentes perenes sob influência de diferentes forçantes humanas nos municípios de Juiz de Fora e Ewbank da Câmara, na Zona da Mata Mineira. No escopo deste trabalho, a expressão “forçantes humanas” corresponde as ações antrópicas de exploração (produção cafeeira, agropecuária, expansão urbana e industrial) que moldaram e moldam a paisagem da região estudada.

As nascentes avaliadas contribuem para diferentes corpos hídricos, alimentando riachos que desembocam no Rio Paraibuna e lagos da região. De acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA), a sub-bacia do Rio Paraibuna abrange uma área de 8.558 km² de drenagem, representando cerca de 15,4%

da área total de drenagem da bacia do Rio Paraíba do Sul. O Rio Paraíba do Sul é considerado um dos principais tributários do Rio Paraíba do Sul, pertencente à região hidrográfica do Atlântico Sudeste (LORENZOTTI, 2020).

Em Juiz de Fora estão as nascentes inseridas em área urbana (NU1, NU2, NU3) e em floresta secundária (NF1, NF2, NF3) (Figura 10). Importante ressaltar que as nascentes rotuladas como “em área urbana” estão inseridas em um espaço público urbano, localizadas no perímetro da Universidade Federal de Juiz de Fora na qual mantém alguns fragmentos florestais no perímetro. As nascentes em áreas de floresta secundária estão localizadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D’Anta, um fragmento de Mata Atlântica de aproximadamente 277 hectares, encravada em ambiente urbano e rodeada por diferentes bairros, classificada como uma Formação Florestal Estacional Semidecidual (RADAMBRASIL, 1983).

Em Ewbank da Câmara estão as nascentes inseridas em área de pasto (NP1, NP2, NP3) e em área de restauração florestal (NR1, NR2, NR3) (Figura 10) e estão localizadas no NIISSA - Núcleo de Integração Acadêmica para a Sustentabilidade Socioambiental, às margens do reservatório de Chapéu D’uvas, um importante manancial de água doce que abastece Juiz de Fora e região. A Fazenda Experimental, sede do NIISSA, trata-se de uma antiga fazenda degradada por ciclos de café e produção de gado leiteiro. A área, com aproximadamente 250 ha, foi adquirida pela Universidade Federal de Juiz de Fora em 2013 e, a partir de 2019, iniciaram-se os processos de restauração ecológica com os Projetos Raízes para o Futuro - VIA 040/UFJF e BEF-ATLANTIC.

A topografia da região estudada é tipificada por “mares de morros” e em sua maioria apresenta latossolo vermelho-amarelo (STAICO, 1976). A altitude varia entre 732 e 900 metros, a precipitação entre 1300 e 1600 milímetros, a temperatura entre 17,5 a 23,5°C, sendo, portanto, o clima classificado como Tropical de Altitude (Cwa segundo Köppen-Geiger), com inverno seco e verão quente (ALVARES et al., 2013).

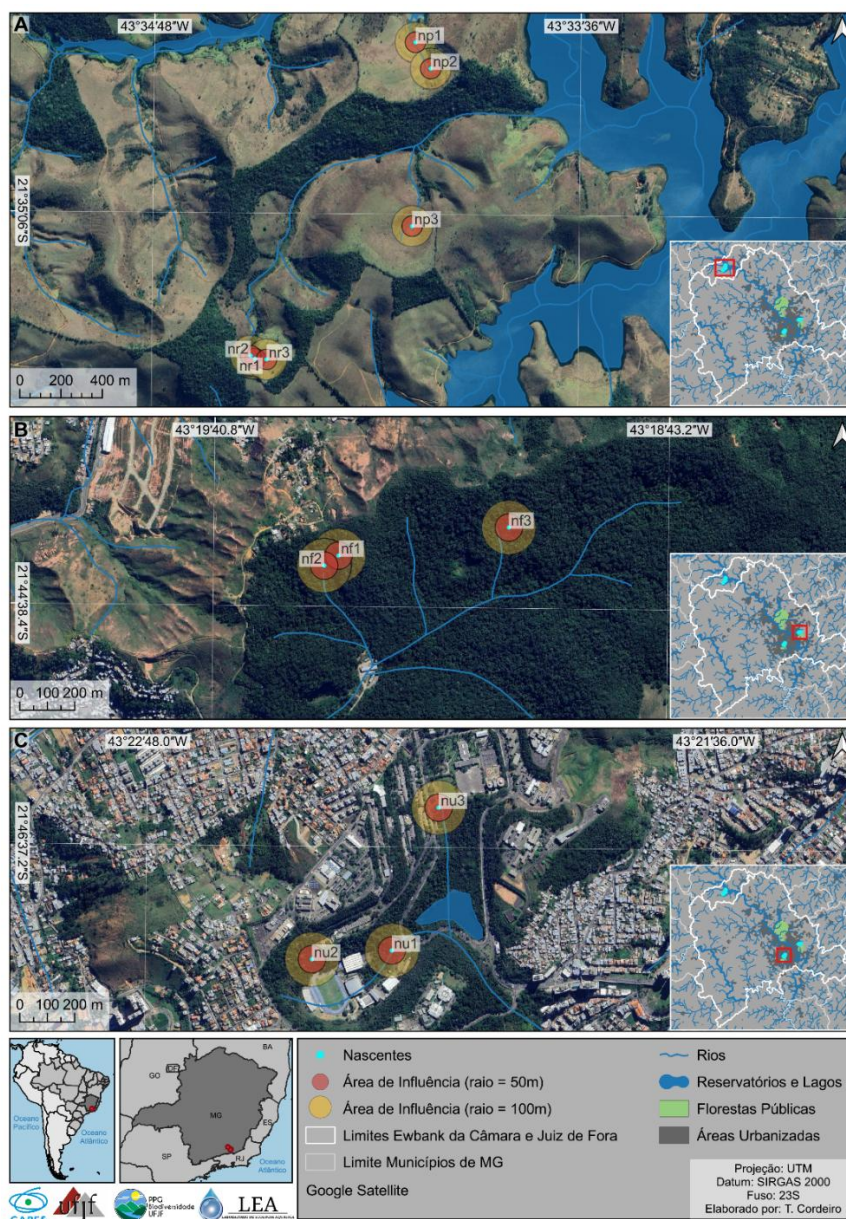


Figura 10: Localização das nascentes em áreas de pasto (nr1, np2, np3), de restauração florestal (nr1, nr2, nr3), de floresta secundária (nf1, nf2, nf3) e de área urbana (nu1, nu2, nu3), localizadas nos municípios de Ewbank da Câmara e Juiz de Fora, respectivamente, na Zona da Mata do estado de Minas Gerais (MG).

3.2.2 Macroinvertebrados bentônicos

Em cada uma das nascentes avaliadas, três subamostras foram definidas dentro de um transecto longitudinal de 5 m, começando a partir do ponto de exfiltração da água. As amostras foram coletadas com um coletor manual (área de 0,01 m e malha de 250 μ m). Cada subamostra foi amostrada por 15 segundos, armazenadas separadamente em sacos plásticos e fixadas em álcool a 85%, ainda em campo. O material coletado foi encaminhado ao Laboratório de

Invertebrados Bentônicos (LIB-UFJF) para triagem e identificação em nível de família, de acordo com as seguintes chaves taxonômicas: Fusari et al. (2018), Hamada et al. (2014), Segura et al. (2011), Pinho (2008), Lecci & Froehlich (2007), Souza et al. (2007) e Pes et al. (2005). Para os táxons que não puderam ser classificados ao nível de família, manteve-se a classificação restrita ao nível possível (classe ou ordem). Apesar de Acari e Copepoda eventualmente compartilharem características de tamanho com a meiofauna, esses táxons foram integrados às análises da comunidade de macroinvertebrados bentônicos baseando-se em Peixoto et al. (2024), Ferreira et al., (2018), Chagas et al., 2017 e Mugnai et al. (2010).

Para a classificação dos grupos funcionais de alimentação da comunidade amostrada utilizou-se os seguintes autores: Chagas et al., 2017; Oscoz et al., 2011; Domínguez & Fernández, 2009; Merritt et al., 2008; Baptista et al., 2006; MekongRiver Commission, 2006; Cummins et al., 2005 Hopp et al., 2005; Barbour et al., 1999. Os táxons coletados foram classificados em predadores (Pr), catadores (Ct), raspadores (Rp), filtradores (Ft) e fragmentadores (Fg).

3.2.3 Parâmetros abióticos

Foram medidos *in loco*, com uma sonda multiparâmetros YSY - Pró DSS, os seguintes parâmetros: temperatura (T), concentração de oxigênio dissolvido (DO_mg/L), condutividade elétrica (SPCus-cm), potencial hidrogeniônico (pH) e turbidez (NTU). Verificou-se a velocidade do fluxo de água com auxílio de uma trena graduada, flutuador e cronômetro, conforme Felipe e Junior (2013). Além disso, amostras de água foram coletadas para análise em mg/L de fósforo e nitrogênio total (WETZEL; LIKENS, 2000). Ainda, conforme aplicado por Amaral et al. (2020), amostras de sedimentos foram coletadas na zona de exfiltração, para análise granulométrica seguindo a norma técnica NBR 7181 (ABNT, 2026) e do teor de matéria orgânica conforme metodologia proposta por Schulte e Hopkins (1996). Por fim, quantificou-se a porcentagem de cobertura vegetal (veget) na área de entorno das nascentes avaliadas (raio de 100 m) por meio do software QGIS (versão 3.4), sob o Sistema de Referência de Coordenadas SIRGAS 2000 / UTM 23S.

3.2.4 Procedimentos estatísticos

Primeiramente, a abundância, riqueza e diversidade de Shannon foram calculadas para cada nascente, usando o pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2025). Através de Modelos Lineares Generalizados (GLM), a diferença em relação aos usos e cobertura do solo avaliados (Floresta secundária, Pasto, Restauração florestal e Urbano) entre cada uma das métricas taxonômicas foi verificada, separadamente. Para os dados de abundância e riqueza, a família binomial negativa foi utilizada com o auxílio do pacote “MASS” (VENABLES & RIPLEY, 2002), por serem dados de contagem.

Para a diversidade de Shannon, a família de distribuição foi definida previamente por meio do pacote “fitdistrplus” (DELIGNETTE-MULLER; DUTANG, 2015), sendo utilizada a família Gamma. O pacote “multcomp” (HOTHORN et al., 2008) permitiu o teste pós-hoc, aplicando a correção de Bonferroni, efetuar as comparações par a par. Os modelos foram devidamente validados através do pacote “DHARMa” (HARTIG, 2024). A Análise de Espécies Indicadoras (Indval), através do pacote “labdsv” (ROBERTS, 2025), foi usada para verificar a associação dos táxons em relação aos usos e cobertura do solo.

A diferença na abundância para cada categoria de GFA, entre os diferentes usos e cobertura do solo, foi testada por meio da Análise de Variância (ANOVA) ou equivalente não paramétrico, quando os pressupostos não foram cumpridos, usando o pacote “car” (FOX; WEISBERG, 2019). Os pacotes “ggplot2” (WICKHAM, 2016) e “ggpmisc” (APHALO, 2025) foram utilizados para gerar as saídas gráficas.

Por fim, após efetuar a padronização (x-média/desvio padrão) das variáveis abióticas, realizou-se a Análise de Componentes Principais (PCA), com uso do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2025), com o intuito de verificar a ordenação das nascentes de acordo com áreas que estão inseridas (floresta secundária, restauração florestal, pastagem e urbano). Todas as análises de dados foram realizadas no software R 4.5.1 (R CORE TEAM, 2025).

3.3 RESULTADOS

Foram amostrados 22.101 macroinvertebrados, distribuídos em 60 táxons (Tabela 3). Os mais abundantes foram Chironomidae (12.251; Figura 11), Copepoda (3.710; Figura 12), Oligochaeta (1.898; Figura 13), Ceratopogonidae

(1.501; Figura 14) e Acari (719; Figura 15). Nas nascentes inseridas em floresta secundária 7.244 indivíduos foram coletados, distribuídos em 46 táxons, sendo Chironomidae, Copepoda, Oligochaeta, Ceratopogonidae e Acari os mais abundantes com 3.246, 1.765, 679, 609 e 104, respectivamente. Nas nascentes em área de restauração florestal 4.951 organismos foram contabilizados, distribuídos em 43 táxons, Chironomidae, Copepoda, Ceratopogonidae, Oligochaeta e Acari foram os mais abundantes com 2.357, 1.487, 360, 212 e 93 indivíduos, respectivamente. Em nascentes inseridas em área de pasto 6.684 indivíduos foram encontrados, distribuídos em 39 táxons, Chironomidae, Oligochaeta, Ceratopogonidae, Acari e Copepoda foram os mais abundantes com 4.231, 859, 419, 346 e 276, respectivamente. Em nascentes de área urbana 3.222 indivíduos foram coletados, distribuídos em 36 táxons, os mais abundantes foram Chironomidae, Copepoda, Acari, Oligochaeta e Ceratopogonidae com 2.417, 182, 176, 148 e 113, respectivamente.

Tabela 3: Composição taxonômica, abundância e classificação funcional (GFA) da fauna de macroinvertebrados bentônicos em nascentes sob diferentes usos e coberturas do solo.

Táxons	Floresta secundária	Restauração florestal	Pasto	Urbano	GFA
Diptera					
Ceratopogonidae	609	360	419	113	Pr
Chaoboridae	1	1	0	0	Pr
Chironomidae	3246	2357	4231	2417	Ct
Corethrellidae	39	27	8	14	Pr
Culicidae	0	21	0	0	Ft
Dixidae	16	1	2	0	Ct
Dolichopodidae	77	28	42	17	Pr
Empididae	2	1	5	1	Pr
Ephydriidae	0	2	0	0	Ct
Limoniidae	64	33	8	5	Ct
Muscidae	0	3	0	0	Pr
Psychodidae	56	9	9	1	Ct
Rhagionidae	2	1	0	0	Pr
Scatopsidae	12	1	0	1	NI
Scirtidae	0	1	0	0	Rp
Simuliidae	0	0	9	0	Ft
Stratiomyidae	3	2	0	2	Ct
Syrphidae	0	1	0	0	Ct
Tabanidae	15	1	2	0	Pr
Tanyderidae	0	1	0	0	NI
Thaumaleidae	64	7	5	0	Rp
Tipulidae	159	48	34	27	Fg
Coleoptera					

Curculionidae	0	0	0	1	Fg
Elmidae	19	52	6	0	Ct
Heteroceridae	3	0	27	1	NI
Hydrophilidae	0	8	0	7	Pr
Lutrochidae	39	18	13	2	Fg
Staphylinidae	7	1	3	1	Pr
Torridincolidae	5	0	1	4	NI
Hemiptera					
Hebridae	6	0	3	0	Pr
Mesoveliidae	41	1	3	9	Pr
Veliidae	20	14	7	0	Pr
Odonata					
Aeshnidae	9	5	0	2	Pr
Coenagrionidae	0	11	10	14	Pr
Corduliidae	3	10	95	0	Pr
Gomphidae	9	0	0	0	Pr
Libellulidae	1	7	1	6	Pr
Megapodagrionidae	4	0	8	11	Pr
Neuroptera					
Osmylidae	0	0	1	1	NI
Protoneuridae	1	0	9	12	Pr
Ephemeroptera					
Leptophlebiidae	0	11	4	0	Ct
Plecoptera					
Gripopterygidae	2	17	24	0	Rp
Perlidae	12	0	0	0	Pr
Trichoptera					
Calamoceratidae	2	0	0	2	Fg
Hydroptilidae	1	0	132	0	Rp
Hydropsychidae	12	20	12	7	Ft
Leptoceridae	0	0	2	12	Ct
Odontoceridae	0	10	0	3	Ct
Philopotamidae	0	0	1	0	Ft
Polycentropodidae	2	2	47	0	Ft
Sericostomatidae	2	0	0	4	Fg
Acari	104	93	346	176	Pr
Collembola	80	5	3	9	Fg
Copepoda	1765	1487	276	182	Ft
Isopoda	1	2	0	0	NI
Hirudinida	1	0	0	0	Pr
Lepidoptera	1	2	4	2	NI
Nematoda	41	57	12	3	Ct
Oligochaeta	679	212	859	148	Ct
Turbellaria	1	1	3	3	NI

Nota: GFA (Grupos Funcionais de Alimentação): Pr (Predadores), Ct (Catadores), Rp (Raspadores), Ft (Filtradores), Fg (Fragmentadores) e NI (Não identificado).



Figura 11: Macroinvertebrados bentônicos da família Chironomidae (Diptera) em estágio larval, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).



Figura 12: Representantes do táxon Copepoda, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

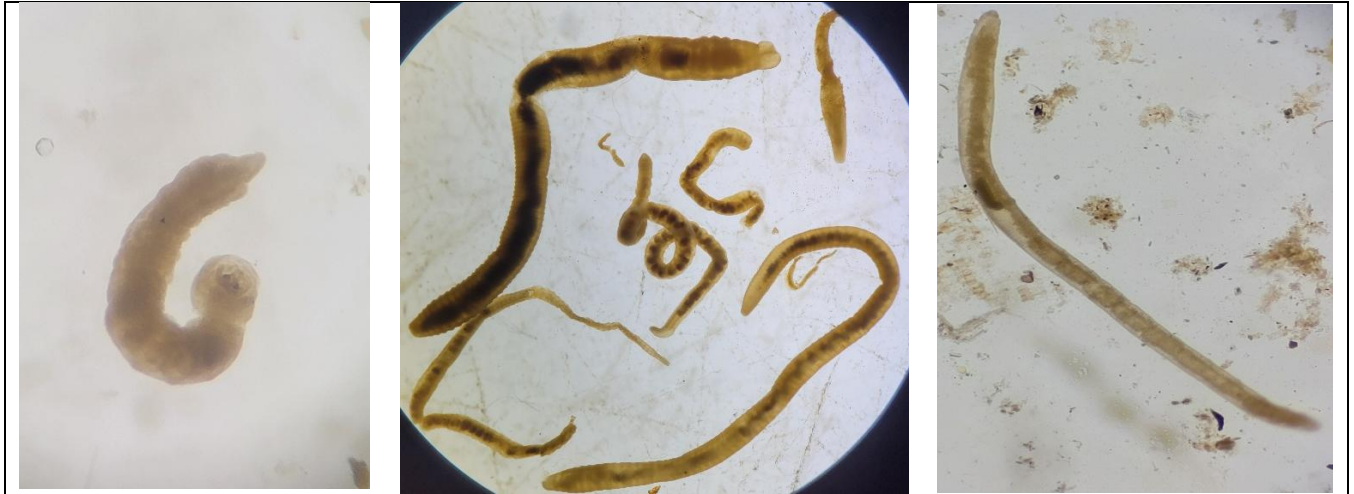


Figura 13: Macroinvertebrados bentônicos representantes do táxon Oligochaeta, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).



Figura 14: Macroinvertebrados bentônicos da família Ceratopogonidae (Diptera) em estágio larval, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

As análises GLM, não detectaram diferença significativa nas métricas de riqueza e abundância em relação aos diferentes usos e cobertura do solo nas nascentes avaliadas (Figura 16ab). Entretanto, as nascentes inseridas em áreas de floresta secundária demonstraram maior homogeneidade nos resultados

encontrados para abundância, revelando condições mais estáveis em ambientes de floresta. Já em relação a riqueza, as unidades amostrais tanto em floresta secundária quanto as de restauração florestal apresentaram número total de táxons semelhante entre as nascentes avaliadas.



Figura 15: Representantes do táxon Acari, amostrados nas nascentes do estudo. Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

O índice de diversidade de Shannon demonstrou variações significativas entre as diferentes categorias de uso e cobertura do solo ($p < 0.05$) (Figura 16c). As maiores medianas foram observadas nas nascentes inseridas em área de floresta secundária (1,83) e de restauração florestal (1,52). Entretanto, estas duas categorias não apresentaram diferença significativa entre si, possivelmente indicando que as nascentes em área de restauração estão se aproximando das condições encontradas no ambiente florestal. Por outro lado, as nascentes inseridas no ambiente urbano apresentaram mediana inferior a 1 e diferença significativa em relação as categorias de maior diversidade. Já as nascentes em área de pasto apresentaram comportamento intermediário; embora a mediana tenha sido de $\sim 1,30$, a sobreposição dos quartis e a análise de variância não permitiram diferenciá-la estatisticamente de nenhum dos extremos, mesmo com diversidade superior as nascentes de área urbana. As nascentes em floresta secundária apresentaram maior heterogeneidade ambiental do que as de restauração, embora essa variação não tenha resultado em diferença significativa entre as duas categorias.

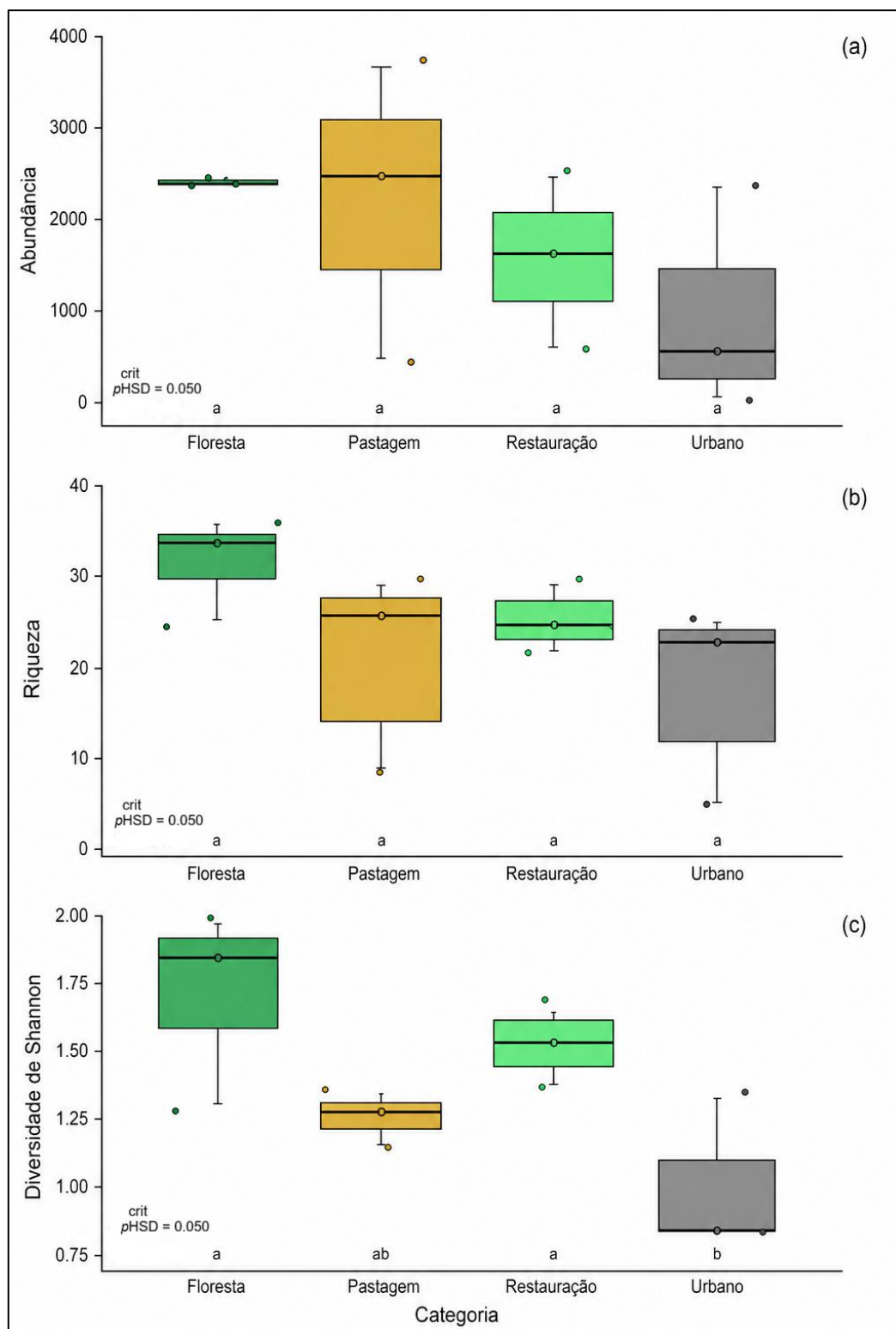


Figura 16: Métricas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos: (a) Abundância; (b) Riqueza; (c) Diversidade de Shannon.

A análise de Espécies Indicadoras (Indval) identificou cinco táxons (Figura 17) com associação ($p < 0.05$) exclusivamente para a categoria floresta secundária. As famílias Perlidae e Gomphidae apresentaram valor de indicação máximo ($IV = 1$), caracterizando-se como indicadores ideais para esta categoria.

Adicionalmente, os táxons Dixidae (IV = 0,8421), Collembola (IV = 0,8247) e Mesoveliidae (IV = 0,7593) também foram validadas como indicadoras significativas (Tabela 4). Para as demais categorias avaliadas (restauração florestal, pasto e urbano) não foram registrados táxons que atendessem aos critérios de significância estatística do teste.

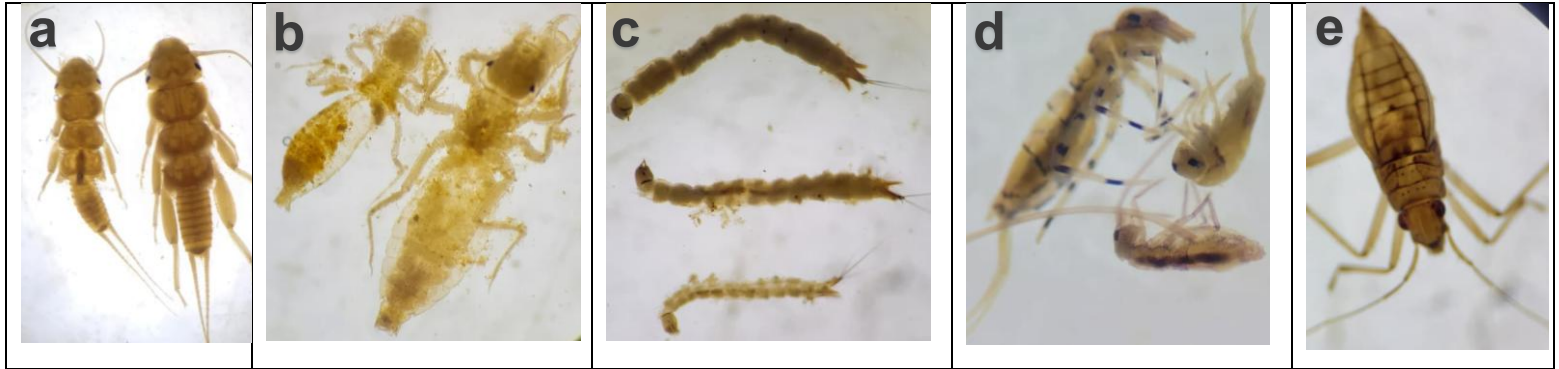


Figura 17: Macroinvertebrados bentônicos identificados como táxons indicadores (IndVal, $p < 0.05$) de nascentes em área de floresta secundária: (a) Perlidae (Plecoptera); (b) Gomphidae (Odonata); (c) Dixidae (Diptera); (d) Collembola; e (e) Mesoveliidae (Hemiptera). Fonte: Acervo pessoal da autora (2026).

Tabela 4: Análise de Espécies Indicadoras (IndVal).

Táxons	Área	Indval	p-valor
Perlidae	Floresta secundária	1	0.0204
Gomphidae	Floresta secundária	1	0.0166
Dixidae	Floresta secundária	0.8421	0.0170
Collembola	Floresta secundária	0.8247	0.0358
Mesoveliidae	Floresta secundária	0.7593	0.0404

p-valor < 0.05 = significativo

A análise dos grupos funcionais de alimentação não revelou diferenças ($p > 0.05$) entre as nascentes das diferentes categorias de uso e cobertura do solo avaliadas (Figura 18). Contudo, do ponto de vista descritivo, as nascentes em floresta secundária apresentaram as abundâncias mais estáveis na maioria dos grupos; filtradores (Ft), fragmentadores (Fg) e predadores (Pr), com medianas superiores e distribuições mais constantes. Em contrapartida, as nascentes em área urbana registraram descritivamente os menores valores de abundância em todas as categorias funcionais, mas não o suficiente para diferenças serem detectadas; raspadores (Rp) e filtradores (Ft) foram praticamente nulos, indicando uma acentuada diminuição da funcionalidade ecológica nessas áreas.

As nascentes inseridas em áreas de restauração florestal e pasto apresentaram comportamentos distintos e alta variabilidade interna. Em área de pasto, as nascentes exibiram as maiores amplitudes entre os quartis para os GFAs de catadores (Ct), predadores (Pr) e raspadores (Rp), indicando a formação de uma comunidade oportunista e heterogênea, com picos de abundância em algumas réplicas contrastando com valores próximos a zero em outras. Já as nascentes em restauração florestal exibiram um estágio intermediário de recuperação funcional; embora a abundância de filtradores (Ft) e catadores (Ct) tenha se assemelhado, em termos de mediana, àquela observada no ambiente de floresta, os grupos de fragmentadores (Fg) e raspadores (Rp) permanecem em níveis reduzidos, comparáveis aos valores encontrados em nascentes sob pressão antrópica mais acentuada.

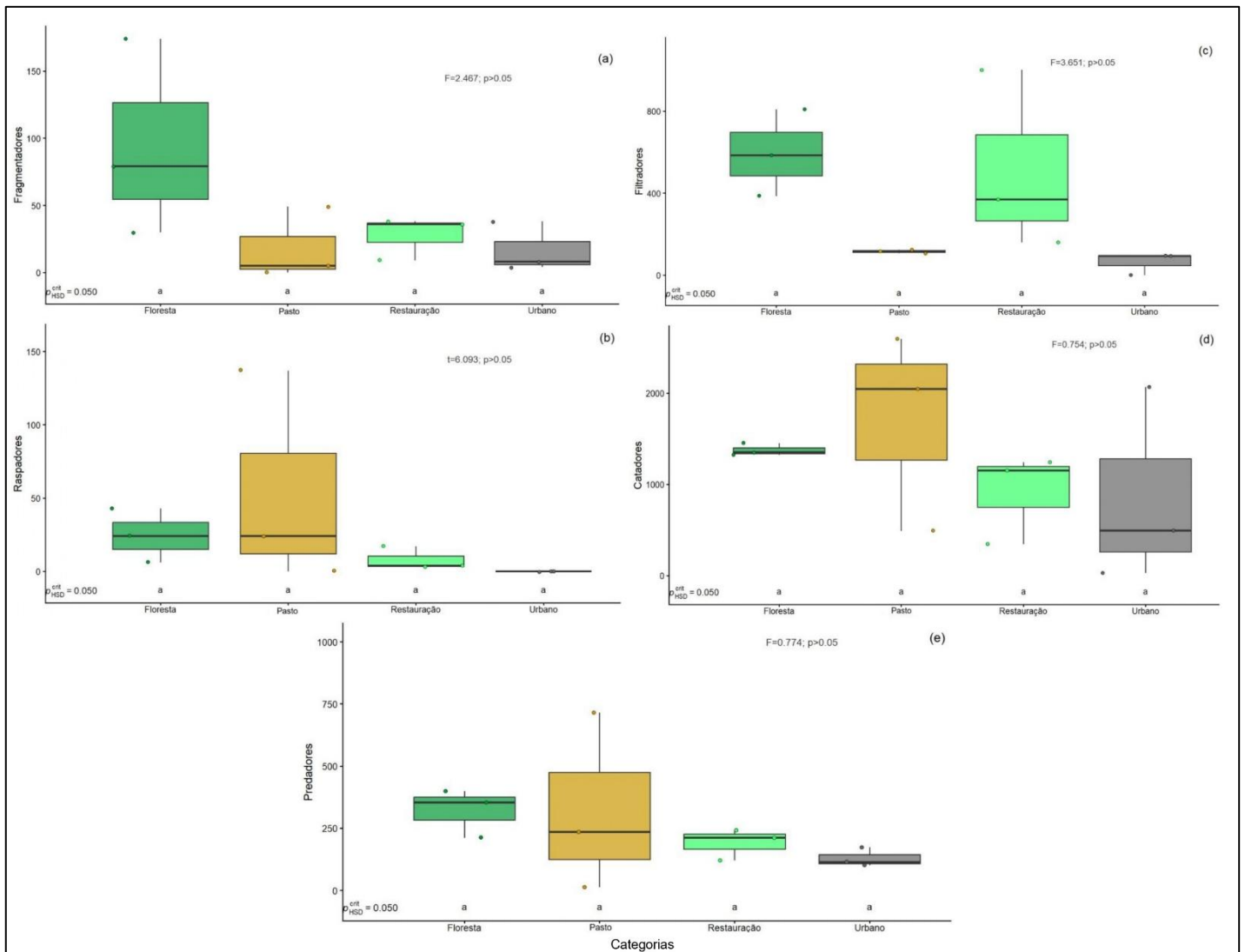


Figura 18: Grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados bentônicos em nascentes sob diferentes usos e cobertura do solo.

Os dois principais eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) somados explicaram 54,80% da variância total dos dados abióticos. No eixo 1 a explicação foi de 30,80% enquanto no eixo 2 foi de 24% (Figura 19), revelando clara ordenação das nascentes em função dos diferentes tipos de uso e cobertura do solo. O gráfico evidencia que as nascentes em floresta secundária formam um grupo isolado, sendo fortemente influenciadas pela cobertura vegetal (veget) e pelos teores de nitrogênio (NT) e fósforo total (PT). Essa associação indica que a integridade desses ecossistemas é mantida pelo aporte orgânico e pela ciclagem de nutrientes oriundos da vegetação ripária, além de apresentarem solos mais estruturados e protegidos. Os vetores de cobertura vegetal (veget), areia muito grossa (AMG), turbidez (NTU), pH, NT e PT estiveram positivamente relacionados ao eixo 2. Enquanto os vetores de argila e silte (ARG.SIL), areia muito fina (AMF), areia fina (AF), matéria orgânica (MO), condutividade (Cond.SPC_us.cm) e temperatura (T) apresentaram relação positiva com o eixo 1.

No entanto, é possível observar uma sobreposição de nascentes inseridas em área de restauração florestal e pasto, ambas associadas à condutividade elétrica. A influência direta das frações de areia média e grossa nessas categorias indica que as nascentes em área de restauração ainda guardam uma “memória física” da degradação anterior, apresentando leitos instáveis e processos de assoreamento persistentes.

Já as nascentes inseridas em área urbana exibiram maior dispersão, refletindo alta instabilidade ambiental e alterações na hidrodinâmica, apontadas pela relação com o vetor velocidade (vel_30cm.s), associado negativamente ao eixo 1. Embora testes univariados isolados não apresentaram diferença ($p > 0.05$) devido ao tamanho amostral ($n=3$), a análise multivariada atua como uma ferramenta exploratória que corrobora os padrões observados, demonstrando que existe uma assinatura ambiental clara ao ordenar os dados abióticos de maneira estruturada. A separação da categoria floresta secundária confirma que a combinação de múltiplos fatores (físico, químicos e sedimentológicos) cria um cenário ambiental único, que diferencia qualitativamente as nascentes de ambientes conservados das nascentes impactadas ou em recuperação.

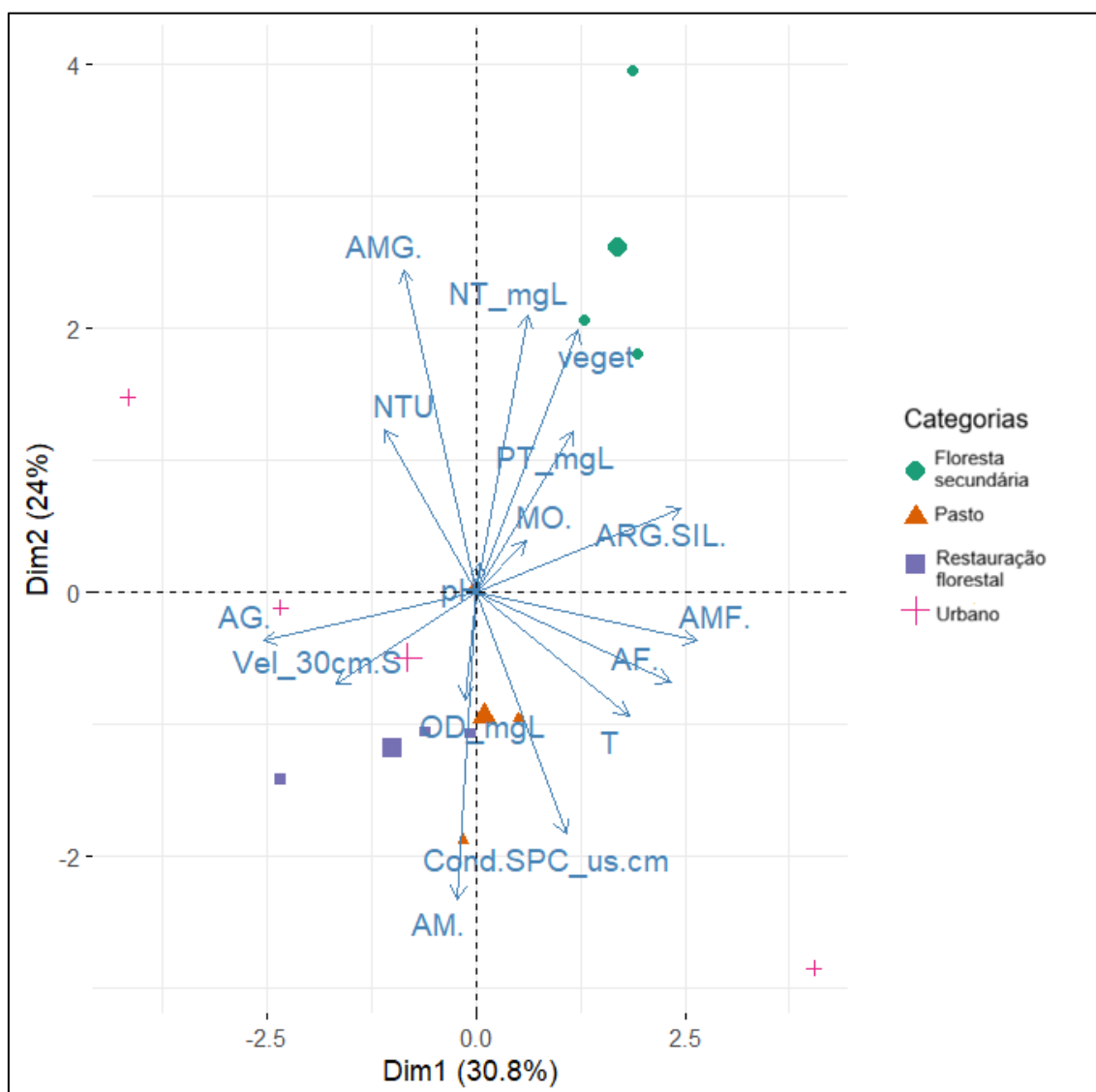


Figura 19: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros abióticos. Nota: A variação no tamanho dos símbolos foi adotada exclusivamente para fins de apresentação, cujo intuito foi de otimizar a visualização e evitar a sobreposição dos pontos, não representando quaisquer variáveis.

3.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos corroboram estudos anteriores que avaliaram a fauna bentônica de ecossistemas aquáticos, especialmente em nascentes. Assim como verificado neste estudo, diversos autores relataram encontrar maior frequência e abundância de representantes da família Chironomidae (CARNEIRO et al., 2026; PEIXOTO et al., 2024; SIMÕES et al., 2023; CHAGAS et al., 2017; TELES et al., 2014; ALFENAS, 2009). A predominância desse grupo, tanto em ambientes degradados quanto em áreas conservadas, pode ser

atribuída à ampla tolerância ecológica (TIMM; HALDNA, 2019); dispersão eficiente, garantindo a colonização e o estabelecimento em maior abundância numérica (HAWKES et al., 2025); e, a sobrevivência sob diferentes condições ambientais, além de serem bons competidores (PINDER, 1986). Conforme explicam Queiroz et al. (2000), a família Chironomidae destaca-se pela elevada representatividade em ecossistemas límnicos, compondo mais de 50% da riqueza de espécies de macroinvertebrados. Essa predominância é reforçada pela sua ampla distribuição geográfica, sendo o grupo de insetos aquáticos com maior dispersão global.

Os macroinvertebrados bentônicos são diretamente afetados por alterações no equilíbrio do ecossistema aquático, que pode aumentar ou diminuir suas populações (CHAGAS et al., 2017; HEPP; RESTELLO, 2007). Embora os resultados não tenham mostrado isso, a maior abundância e riqueza de organismos decorre do maior grau de preservação ambiental, que disponibiliza maior aporte de material alóctone que serve de alimento e abrigo, além de proteger a comunidade bentônica contra distúrbios (CARNEIRO et al., 2026; LIU et al., 2021; BALDAN, 2006; BUENO et al., 2003).

A conservação e restauração da vegetação no entorno de nascentes garante a biodiversidade e a manutenção do ecossistema (SILVA et al., 2024). O resultado do índice de diversidade de Shannon corrobora essa afirmativa, visto que as nascentes inseridas em ambientes conservados e em restauração tiveram as maiores medianas, diferentemente das nascentes sob forte pressão. Conforme explicam Lehosmaa et al. (2018), a perda de riqueza e abundância é um forte indicador de impactos antrópicos, que reduzem a qualidade da água afetando negativamente os organismos bentônicos. Assim como evidenciado neste estudo, Voelz et al. (2005), observaram que áreas urbanas geram mais impacto negativo sobre os bentos que outros usos e cobertura do solo.

Embora as nascentes inseridas em área de restauração florestal tenham apresentado condições ambientais semelhantes às encontradas em ambiente de floresta, o resultado da análise de Espécies Indicadoras demonstra que apenas as nascentes inseridas em floresta secundária apresentaram táxons associados a esse tipo de ambiente. As famílias Perlidae e Gomphidae foram

consideradas indicadores ideais para essa categoria de uso e cobertura do solo, pois apresentaram exclusividade e valor máximo de indicação. A primeira, é caracterizada por habitar águas limpas e bem oxigenadas (TELES et al., 2014; ALLAN, 1982). Enquanto a segunda, é considerada mais sensível a poluentes e geralmente são encontradas em áreas de floresta tropical e/ou montanhosas (CLAUSNITZER et al., 2012; RESH et al., 1995). Sendo assim, em conformidade com os achados desse estudo, a presença das famílias Perlidae e Gomphidae podem ser associados a ambientes aquáticos com vegetação ripária bem estruturada.

Os demais táxons apontados como indicadores para a categoria floresta secundária, mesmo sem exclusividade, apresentaram relação significativa com as nascentes em ambiente conservado. Os organismos que compreendem a família Dixidae, se alimentam de microrganismos e material vegetal ou animal em decomposição retido na coluna de água ou na película superficial (WAGNER, 2011; WAGNER et al., 2008). De acordo com Wagner et al. (2008), a associação dos dixídeos à película superficial da água confere ao grupo elevada sensibilidade a poluentes como surfactantes e óleos, que rompem a tensão superficial, consolidando-os como potenciais bioindicadores. Adicionalmente, os autores destacam que a riqueza taxonômica dessa família se eleva em ecossistemas lóticos de pequena ordem, como nascentes e córregos de cabeceira, reforçando o potencial do táxon como bioindicador de qualidade da água em sistemas preservados.

Assim como verificado nesse estudo, Busmachiu et al. (2017) encontraram elevada riqueza de colêmbolos associados a ambientes aquáticos preservados. Os autores confirmam que há uma tendência de habitats ribeirinhos com vegetação do entorno conservada apresentarem maior abundância e riqueza de espécies de Collembola, quando comparados aos demais ambientes estudados. Conforme explicam Busmachiu et al. (2017), o acúmulo de material orgânico e madeira em decomposição também contribuíram para uma maior variedade de colêmbolos nessas áreas.

Mesoveliidae foi também indicador da categoria floresta secundária. Os organismos dessa família apresentam maior atividade em vegetação flutuante

e/ou em margens sombreadas, onde os recursos alimentares estão disponíveis (HENRY; FROESCHNER, 1988). De acordo com Nakthong e Vitheepradit (2022), essa família está fortemente associada a ecossistemas aquáticos onde a vegetação ripária é bem estabelecida, pois ela oferece abrigo, substrato para oviposição, aumento na complexidade estrutural e maior disponibilidade de presas (MOREIRA et al., 2008). Estes achados corroboram os resultados aqui encontrados, os quais apontaram que a colonização de Mesoveliidae em nascentes é favorecida pela conservação da vegetação do entorno.

Os bentos que vivem em nascentes sob baixa pressão antrópica, como as inseridas em área de floresta secundária, apresentam uma comunidade mais diversa e especializada indicando maior funcionalidade (BAPTISTA, 2008). Dessa forma, a avaliação dos grupos funcionais de alimentação (GFA) torna-se essencial, por fornecer informações sobre a função específica dos diferentes táxons nos processos ecossistêmicos (RAMIREZ; GUTIERREZ-FONSECA, 2014). As nascentes avaliadas neste estudo, não apresentaram diferenças significativas nos GFA entre as diferentes categorias de uso e cobertura do solo.

Contudo, descritivamente, as nascentes inseridas em ambiente de floresta secundária exibiram as abundâncias mais elevadas e frequentes da maioria dos grupos, especialmente para filtradores, fragmentadores e predadores. Conforme explicam Teles et al. (2014), táxons filtradores são característicos de locais com vegetação ripária conservada. Os fragmentadores preferem ambientes conservados pois se alimentam da matéria orgânica grossa disponível, disponibilizando partículas finas para outros organismos e nutrientes na coluna d'água (DÍAZ VILLANUEVA et al., 2012; WARD, 1992), funções ecológicas de grande importância para a funcionalidade do sistema.

Os resultados demonstram que a composição dos GFA está diretamente relacionada à tipologia dos habitats, convergindo com Callisto et al. (2001). Os autores alegam que em sistemas onde a vegetação ripária é conservada e o canal principal apresenta substrato rochoso, há predominância de táxons predadores e coletores-filtradores, os quais são favorecidos pela complexidade estrutural do ambiente. Em compensação as ameaças crescentes, oriundas das pressões antrópicas em áreas antes naturais, levam à homogeneização do

habitat e, conseqüentemente, ao declínio da biodiversidade (CARNEIRO et al., 2026; ADLA et al., 2022; CANTONATI et al., 2020). Tais observações corroboram os dados deste estudo, uma vez que as nascentes em área urbana exibiram as menores densidades em todas as categorias funcionais. Nestes ambientes, a presença de raspadores e filtradores foi praticamente nula, o que evidencia uma severa perda de funcionalidade ecológica desses ecossistemas; embora ainda dentro do limiar de similaridade estatística com as demais categorias avaliadas.

De acordo com os resultados da PCA, as nascentes em floresta secundária apresentaram forte associação com nitrogênio e fósforo total. Em ambientes aquáticos, o nitrogênio está presente de formas variadas e podem ser oriundos da chuva e de materiais orgânicos e inorgânicos de origem externa (ESTEVES, 1988). Em concordância com os resultados desse estudo, Alfenas (2009) identificou valores elevados de nitrogênio total e fósforo total em nascentes inseridas em floresta. Estes achados podem ser explicados pelo aporte de materiais alóctones provenientes da densa vegetação ripária. A entrada dessa biomassa, somada à baixa velocidade da correnteza, amplia o tempo de retenção da matéria orgânica no leito, favorecendo a liberação gradativa desses nutrientes no sistema (ALFENAS, 2009).

Alterações no uso e cobertura do solo no entorno das nascentes promovem modificações substanciais nos parâmetros físicos e químicos da água, segundo Bhat et al. (2022). Observou-se, contudo, uma semelhança nos parâmetros abióticos entre as nascentes de pasto e de restauração florestal, evidenciada pela sobreposição dessas áreas na PCA. Ambas as nascentes apresentaram associação com elevados valores de condutividade elétrica. Este parâmetro está intimamente relacionado aos processos de decomposição, podendo indicar ambientes aquáticos com elevado enriquecimento orgânico (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998). É importante destacar que tais nascentes se situam na mesma localidade, sendo o projeto de restauração estabelecido sobre uma matriz anteriormente ocupada por pastagem, o que caracteriza o histórico de degradação da área. Diversos autores alegam que o “fantasma do uso do solo passado” explica como nascentes em área de restauração (ou de referência) podem carregar algum nível de perturbação, refletindo condições antigas do

terreno e não apenas o uso atual (CARNEIRO et al., 2026; LESHOMAA, 2018; ILMONEN et al., 2012; MALONEY et al., 2008).

Nascentes inseridas em ambientes urbanizados, de acordo com Belizário (2015), estão mais propensas aos fatores de degradação antrópica. As nascentes urbanas avaliadas neste estudo, conforme a PCA, apresentaram maior dispersão e forte relação com o vetor velocidade, corroborando o conceito '*Flashiness*' proposto por Baker et al. (2004). Os autores explicam que o regime hidrológico '*Flashiness*' reflete a instabilidade do sistema, onde a impermeabilização urbana aumenta o escoamento superficial e os picos de descarga, ampliando a velocidade do fluxo e a energia erosiva do canal. Wu et al. (2013) quantificaram o impacto da urbanização na hidrodinâmica através da modelagem de cinco bacias hidrográficas, e revelaram que o aumento da impermeabilização do solo pode elevar as vazões de pico em até 49,5%, intensificando o caráter pulsátil (*Flashiness*) desses sistemas.

A velocidade da correnteza pode também influenciar a natureza do substrato e, conseqüentemente, a composição e a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos (WHITTON, 1975) especialmente em nascentes de áreas urbanas, conforme verificado neste estudo. Da Silva et al. (2015), explicam que em áreas urbanas a impermeabilização do solo reduz a infiltração e aumenta o escoamento superficial. Esse comportamento hidrológico instável, característico de bacias impermeabilizadas, gera picos de vazão que desestabilizam o substrato e explicam a baixa frequência de grupos funcionais sensíveis, como filtradores e raspadores, conforme observado nas nascentes em área urbana. Esse processo de remoção física é corroborado por Kikuchi e Uieda (1998), que alegam que o aumento na velocidade da correnteza é um fator determinante na redução da riqueza e abundância dos organismos, uma vez que provoca a remoção dos bentos do substrato. Apesar das sobreposições, tal dinâmica explica o empobrecimento biótico das nascentes urbanas avaliadas, demonstrando como a instabilidade hidrodinâmica pode atuar como um filtro limitante para a biodiversidade local.

Vale ressaltar que a ausência de significância estatística pode ser reflexo do reduzido tamanho de amostras nas categorias de uso e cobertura do solo.

Entretanto, os resultados apresentados demonstram que a integridade das nascentes na Zona da Mata Mineira é indissociável da conservação da vegetação ripária nativa e da estabilidade dos processos hidrodinâmicos. Assim sendo, é provável que o tamanho amostral utilizado possa ter limitado o poder dos testes univariados em atingir a significância estatística convencional, porém, a convergência entre os indicadores bióticos e a estruturação abiótica revelada pela PCA atestaram a existência de uma assinatura ambiental. A separação da categoria floresta secundária em relação às demais áreas, confirma que a combinação de fatores físicos, químicos e sedimentológicos cria um cenário ambiental único. Esse arranjo diferencia qualitativamente os ambientes conservados daqueles impactados ou em recuperação, revelando que a resposta ecológica de uma nascente é o resultado da sinergia entre múltiplas variáveis e não apenas de parâmetros isolados.

3.5 CONCLUSÃO

Conclui-se que as nascentes inseridas em floresta secundária comportam a complexidade estrutural necessária para a manutenção do nicho ecológico de táxons especialistas, evidenciando que a vegetação ripária funciona como o principal pilar de estabilidade e integridade desses ecossistemas. Em contrapartida, o ambiente urbano impõe um regime de perturbação constante (*flashiness*) que altera a hidrodinâmica e a química da água, resultando na simplificação estrutural e funcional da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, embora esta ainda apresente similaridade estatística com as demais categorias de uso e cobertura do solo avaliadas.

Outro ponto revelado pela análise multivariada, é a persistência de características sedimentológicas de pasto em áreas de restauração florestal. Desse modo, depreende-se que a reabilitação funcional é um processo de longo prazo, visto que as nascentes estudadas ainda carregam o legado do uso pretérito, com leitos instáveis que limitam o retorno de determinados grupos funcionais. Esse cenário é influenciado pelo fato de a ação de restauração na localidade ser recente, com pouco mais de cinco anos de implementação. Consequentemente, as estratégias de manejo devem priorizar não apenas o plantio de mudas, mas a restauração da estabilidade sedimentológica e a

mitigação dos impactos do entorno, garantindo a plena recuperação da capacidade funcional e da biodiversidade original.

Dessa forma, os resultados confirmam que a integridade ecológica de uma nascente deriva da interação de múltiplos fatores. Isso valida a abordagem multifatorial como ferramenta indispensável para a obtenção de um diagnóstico fidedigno sobre o estado de conservação desses ecossistemas. Adicionalmente, sugere-se que estudos futuros ampliem o esforço amostral por categoria de uso e cobertura do solo, a fim de fortalecer as evidências apresentadas e ampliar o entendimento dos processos ecológicos em nascentes sob diferentes pressões antrópicas na Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira.

3.6 REFERÊNCIAS

ABNT: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: Solo - Análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 14 p. 2026.

ADLA K.; DEJAN, K.; NEIRA, B.; DRAGANA, S. Degradation of ecosystems and loss of ecosystem services. In: Prata JC, Ribeiro AI, Rocha-Santos T, editors. One Health. Academic Press; pp 281–327. 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822794-7.00008-3>

ALFENAS, G. F. M. Variação espacial e temporal da assembléia de macroinvertebrados aquáticos em um ecossistema aquático preservado de Mata Atlântica / Guilherme Fernandes Moreira Alfenas. – 2009. 77 f.: il. Dissertação (Mestrado em Ecologia) -Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.

ALLAN, J. D. Feeding habits and prey consumption of three setiplapian stoneflies (Plecoptera) in a mountain stream. Ecology 63:26-34. 1982.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

AMARAL, P. H. M. do; PEIXOTO, S. de J.; MACHADO, M. M. de M.; ROCHA, C. H. B.; ALVES, R. da G. Caracterização granulométrica do sedimento de

nascentes tropicais em áreas plantadas com eucalipto. *Ciência Florestal*, 30(4), 1075–1084. 2020. <https://doi.org/10.5902/1980509839523>

APHALO, P. ggpmisc: Miscellaneous Extensions to 'ggplot2'_. 2025. doi:10.32614/CRAN.package.ggpmisc<[https://doi.org/10.32614/CRAN.package](https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ggpmisc).ggpmisc>, R package version 0.6.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=ggpmisc>>.

BAKER, D. B.; RICHARDS, R. P.; LOFTUS, T. T.; KRAMER, J. W. A new flashiness index: Characteristics and applications to Midwestern streams and rivers. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 40, n. 2, p. 503-522, 2004.

BALDAN, I. T. Composição e diversidade da taxocenose de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização na avaliação de qualidade de água no Rio do Pinto Morretes, Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 83 p. 2006.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DIAS, L. G.; NESSIMIAN, J. L.; DA SILVA, E. R.; DE MORAES NETO, A. H. A.; DE CARVALHO, S. N.; DE OLIVEIRA, M. A.; ANDRADE, L. R. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie*, 42, 87-96. 2006. <https://doi.org/10.1051/limn/2006013>

BAPTISTA, D. F. The Use of Macroinvertebrates in Biomonitoring Aquatic Ecosystems. *Oecologia Brasiliensis -Monitoramento biológico em ecossistemas aquáticos continentais*. Vol. 12 No. 3. 2008. <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/5735>

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. Rapid Bioassessment Protocols for Use Streams and Wadeble Rivers: Periphyton, Benthic Macroinverte brates and Fish, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C. 1999. <https://encurtador.com.br/jfzj>

BELIZÁRIO, W. da S. Avaliação da qualidade ambiental de nascentes em áreas urbanas: um estudo sobre bacias hidrográficas do município de Aparecida de Goiânia/GO. *REVISTA MIRANTE*, Anápolis (GO), v. 8, n. 1, jun. 2015. <https://www.revista.ueg.br/index.php/mirante/article/view/3918>

BHAT, S. U.; NISA, A. U.; SABHA, I.; MONDAL, N. C. Spring water quality assessment of Anantnag district of Kashmir Himalaya: towards understanding the looming threats to spring ecosystem services. *Appl Water Sci* 12, 180. 2022. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01691-7>

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 115-125. 2003.

BUȘMACHIU, G.; KOVÁČ, L.; MIKLISOVÁ, D.; WEINER, W. M. Riparian Collembola (Hexapoda) communities of northern Moldova, Eastern Europe. *ZooKeys* 724: 119–134. 2017. <https://doi.org/10.3897/zookeys.724.12478>

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F. JR. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31 (182): 68-71. 2002. <https://encurtador.com.br/bqKF>

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Rios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82>

CANTONATI, M.; FÜREDER, L.; GERECKE, R.; JÜTTNER, I.; COX, E. J. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*. V. 31. N. 2. 463–480. 2012. <https://doi.org/10.1899/11-111.1>

CANTONATI, M.; STEVENS, L. E.; SEGADELLI, S.; SPRINGER, A. E.; GOLDSCHIEDER, N.; CELICO, F.; FILIPPINI, M.; OGATA, K.; GARGINI, A. Ecohydrogeology: The interdisciplinary convergence needed to improve the study and stewardship of springs and other groundwater-dependent habitats, biota, and ecosystems. *Environmental Science & Policy*, v. 106, p. 19–28, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105803>

CARNEIRO, A. A.; GUIMARÃES, L. P.; BUENO, A. A. de P. Does the environmental degradation gradient affect the macroinvertebrate community in springs?. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 2026. <https://doi.org/10.1080/01650521.2026.2631576>

CHAGAS, F. B.; RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; VARGAS, G. D. L. P.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Utilização da estrutura de comunidades

de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 12(3), 416–425. 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2015>

CLAUSNITZER, V.; DIJKSTRA, K. B.; KOCH, R.; BOUDOT, J.; DARWALL, W. R.; KIPPING, J.; SAMRAOUI, B.; SAMWAYS, M. J.; SIMAIKA, J. P.; SUHLING, F. Focus on African freshwaters: hotspots of dragonfly diversity and conservation concern. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10: 129-134. 2012. <https://doi.org/10.1890/110247>

CUMMINS, K. W. Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *J Limnol.* 75(s1). 2016. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1373>

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil, *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40:1, 69-89. 2005. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

DA SILVA, J. DE F.; DE OLIVEIRA, A. H.; DA FONSECA, V. M.; FARIAS, R. DO V. J. MONITORAMENTO DAS NASCENTES URBANAS DA CIDADE DE ARAXÁ ATRAVÉS DA METODOLOGIA DE ÍNDICE DE IMPACTOS AMBIENTAIS MACROSCÓPIOS. *Águas Subterrâneas*. 2015. <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28392>

DELIGNETTE-MULLER, M. L.; DUTANG, C. Fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4), 1–34. 2015. <https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04>

DÍAZ VILLANUEVA, V.; ALBARIÑO, R.; CANHOTO, C. Positive effect of shredders on microbial biomass and decomposition in stream microcosms. *Freshwater Biology*, 57, 2504-2513. 2012. <https://doi.org/10.1111/fwb.12023>

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. 2009.

DUMNICKA, E. Composition and abundance of oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) in springs of Kraków- Częstochowa Upland (Southern Poland):

effect of spring encasing and environmental factors. *Pol J Ecol.* 54:231–242. 2006. <https://encurtador.com.br/VxLO>

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Editora Interciência. Rio de Janeiro. 2ª edição. 602p. 1998.

FELIPPE, M. F.; JÚNIOR, A. P. M. Relação entre precipitação e vazão de nascentes no município de Lagoa Santa-MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais [...]. Porto Alegre: ABRHidro, 2013. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/jobs.php?Event=66>

FERREIRA, V. M. B.; SOUZA, J. L. de C.; MORAES, M. Community structure of benthic macroinvertebrates in different types of habitat in a stream stretch of the Atlantic Rainforest. *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 9, n. 1, p. e149911848, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i1.1848>

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; VARGAS-CHACOFF, L.; BERTRÁN, C.; ARISMENDI, I. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. In: TUTU, H. (Ed.). *Water Quality*. 1 ed. Intech, p. 23-38. 2017. <https://doi.org/10.5772/65084>

FOX, J.; WEISBERG, S. *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. 2019. <<https://www.john-fox.ca/Companion/>>.

FUSARI, L. M.; DANTAS, G. P. S.; PINHO, L. C. Order Diptera. In: HAMADA, N.; THORP, J. H.; ROGERS, D. C. *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press, p. 411–468. 2018. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804223-6.00029-9>

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*. ano 2, nº 1. 2003. <https://encurtador.com.br/fiYR>

GUIMARÃES, L. P.; RODRIGUES, L. F. T.; GAMA, R. A. da. Nascentes no Brasil: cenário atual e possíveis lacunas. *Revista Mineira de Recursos Hídricos*, Belo Horizonte, v. 4, p. e023004, 2023. <https://doi.org/10.59824/rmrh.v4.263>

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA. 2014.

HARTIG, F. *_DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models*. 2024. doi:10.32614/CRAN.package. DHARMa <<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.DHARMa>>, R package version 0.4.7, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>>.

HAWKES, W. L.; MENZ, M. H. M.; WOTTON, K. R. Lords of the flies: dipteran migrants are diverse, abundant and ecologically important. *Biol Rev*, 100: 1635-1659. 2025. <https://doi.org/10.1111/brv.70017>

HENRY, T. J.; FROESCHNER, R. C. (Eds.). *Catalog of the Heteroptera, or true bugs, of Canada and the continental United States*. Leiden; New York: E. J. Brill, 958 p. 1988. <https://archive.org/details/catalogofheterop0000unse>

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In. ZAKRZEWSKI, S.B.B. (Org.). *Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares*. Erechim: Edifapes, p.75 85. 2007.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346-363. 2008.

ILMONEN, J.; MYKRÄ, H.; VIRTANEN, R.; PAASIVIRTA, L.; MUOTKA, T. Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: community composition, species richness, and red-listed species. *Freshw Sci*. 31 (2):657–667. 2012. <https://doi.org/10.1899/10-060.1>

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. pp. 157-173. In: J.L. Nessimian, & E. Carvalho (Eds). *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro, PPGE UFRJ, Series Oecologia Brasiliensis, vol. 5, 309p. 1998.

LAMAS, F. G.; SARAIVA, L. F.; ALMICO, R. de C. da S. A Zona da Mata Mineira: subsídios para uma historiografia. 2003. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/4900129_A_Zona_da_Mata_Mineira_subsidios_para_uma_historiografia

LECCI, L. S.; FROEHLICH, C. G. Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). In: Universidade de São Paulo. Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo. Ribeirão Preto: USP. 2007. <https://www.lucaslecci.com.br/wp-content/uploads/2025/05/Ordem-Plecoptera-Burmeister-1839-Arthropoda-Insecta-1.pdf>

LEHOSMAA, K. Anthropogenic impacts and restoration of boreal spring ecosystems. 2018.

LIU, Z.; LI, Z.; CASTRO, D. M. P.; TAN, X.; JIANG, X.; MENG, X.; GE, Y.; XIE, Z. Effects of different types of land-use on taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrates in a subtropical river network. *Environ Sci Pollut Res* 28, 44339–44353. 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13867-w>

LORENZOTTI, M. Intervenção urbanística na várzea do Rio Paraíba do Sul, plano geral para um Parque Agroambiental. 2020.

MALONEY, K. O.; FEMINELLA, J. W.; MITCHELL, R. M.; MILLER, S. A.; MULHOLLAND, P. J.; HOUSER, J. N. Land use legacies and small streams: identifying relationships between historical land use and contemporary stream conditions. *Journal of the North American Benthological Society* 27(2), 280-294. 2008. <https://doi.org/10.1899/07-070.1>

MARROCHI, M. N.; HUNT, L.; SOLIS, M.; SCALISE, A. M.; FANELLI, S. L.; BONETTO, C.; MUGNI, H. Land-use impacts on benthic macroinvertebrate assemblages in pampean streams (Argentina). *J Environ Manag.* 279:111608. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111608>

MEKONG RIVER COMMISSION. Identification of Freshwater Invertebrates of the Mekong River and its Tributaries. Mekong River Commission. 274 pp. 2006.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. Trophic relationships of macroinvertebrates. *Methods Stream Ecol.* 2017. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2>

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. (Eds.). An introduction to the aquatic insects of North America. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company. 2008.

MOREIRA, F. F. F.; RIBEIRO, J. R. I.; NESSIMIAN, J. L. A synopsis of the species of *Mesovelgia* (Insecta: Heteroptera: Mesoveliidae) occurring in the floodplain of the Amazon River, Brazil, with redescrptions of *Mesovelgia mulsanti* White and *M. zeteki* Harris & Drake. *Acta Amazonica*, 38(3), 539–550. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000300020>

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Tecnical books Editora, 2010.

NAKTHONG, L.-A.; VITHEEPRAKIT, A. The Gerromorpha (Heteroptera: Gerridae, Mesoveliidae, Veliidae) of Mangroves of Central and Eastern Regions, Thailand. *Diversity*, 14(6), 466. 2022. <https://doi.org/10.3390/d14060466>

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECS, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; BORMAN, T.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; DURAND, S.; EVANGELISTA, H.; FITZJOHN, R.; FRIENDLY, M.; FURNEAUX, B.; HANNIGAN, G.; HILL, M.; LAHTI, L.; MARTINO, C.; MCGLINN, D.; OUELLETTE, M.; RIBEIRO CUNHA, E.; SMITH, T.; STIER, A.; TER BRAAK, C.; WEEDON, J. 2025. Vegan: Community Ecology Package. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>, R package version 2.7-1, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OKUMURA, A. T. R.; DA SILVA, A. G.; DA SILVA, N. R. S.; LOPES, E. R. DO N.; BIFANO, R. B. A.; QUILENATO, R. V. Q. V. Determinação da Qualidade da Água de um Rio Tropical sob a perspectiva do Uso do Solo e Cobertura Vegetal. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 13(4), 1835–1850. 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1835-1850>

OSCOZ, J.; GALICIA, D.; MIRANDA, R. Identification Guide Macroinvertebrates of of Spain. Science+Business Media B. V. 153 pp. Freshwater Springer. 2011. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1554-7>

PÁDUA, J. A. Ecologia e Política No Brasil. Rio de Janeiro: Editora Espaço e Tempo: Instituto Universitário de Pesquisas do Rio de Janeiro, 1987.

PEIXOTO, S. S. de J.; GUIMARÃES, L. P.; ALVES, R. da G. Influence of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate assemblages in neotropical springs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 36, e24. 2024. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X8623>

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira De Entomologia*, 49(2), 181–204. 2005. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000200002>

PINDER, C. V. Biology of freshwater chironomidae. *Ann.rev.entomol.*, 31:1-23. 1986.

PINHO, L.C. Ordem Diptera (Arthropoda: Insecta). In: Universidade de São Paulo. Guia online de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo. Ribeirão Preto: USP. 2008. https://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_Diptera.pdf

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. Comunicado técnico EMBRAPA meio ambiente. 2000.

RADAMBRASIL: Projeto. Folhas SB. 24/25 Jaguaribe/Natal; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, (Levantamento de Recursos Naturais, 23), pp. 1983.

RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista De Biología Tropical*, 62(S2), 155–167. 2014. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15785>

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2025. <<https://www.R-project.org/>>.

RESH, V. H.; NORRIS, R. H.; BARBOUR, M.T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20: 108-121. 1995. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x>

ROBERTS, D. W. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. 2025. doi:10.32614/CRAN.package.labdsv<<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.labdsv>>, R package version 2.1-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>>.

ROSSO PINTO, M. J. 2019. Avaliação de condições ambientais de nascentes de cursos de água: Ferramenta de subsídio à gestão de recursos hídricos e ao planejamento de bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/11741>

SANTIAGO, B. S.; REZENDE, R. F.; FERREIRA, C. C. M. Reserva Biológica Municipal de Poço D'Anta, Juiz de Fora/MG - aspectos da fragmentação de habitat e efeito de borda. Gaia Scientia, [S. l.], v. 1, n. 1, 53-66, 2007. <https://periodicos.ufpb.br/index.php/gaia/article/view/2228>

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica, 11(1), 393–412. 2011. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100037>

SCHULTE, E. E.; HOPKINS, B. G. Estimation of Organic Matter by Weight Loss-on-Ignition. In: Magdoff, F.R., et al., Eds., Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation, SSSA Special Publication Number 46, SSSA, Madison, 21-31. 1996.

SILVA, M. A. P. da.; EVANGELISTA, L. P.; SILVA, W. H. O.; SANTO, F. da S. do E. Diagnóstico e estratégias para a conservação ou restauração de nascentes em ambientes com ações antrópicas. Ciência Florestal, 34(3), e71553. 2024. <https://doi.org/10.5902/1980509871553>

SIMÕES, E. E. R.; FERREIRA, R. N. C.; DE AZEVEDO, F. R. Análise faunística de insetos aquáticos das nascentes da Chapada do Araripe no Nordeste do Brasil: Faunistic analysis of aquatic insects from the springs of Chapada do Araripe in Northeast Brazil. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, 6(3), 2351–2363. 2023. <https://doi.org/10.34188/bjaerv6n3-032>

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. *Ordem Odonata Fabricius, 1793 (Arthropoda: Insecta)*. In: Universidade de São Paulo. Guia on-line de identificação de larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo. Ribeirão Preto: USP. 2007.

https://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_online_Odonata_Vers%C3%A3o_1%C3%9F2.0.pdf

STAICO, J. A bacia do Rio Paraibuna em Juiz de Fora. Juiz de Fora: UFJF, 1976.

STEVENS, L. E.; ALY, A. A.; ARPIN, S. M.; APOSTOLOVA, I.; ASHLEY, G. M.; BARBA, P. Q.; BARQUÍN, J.; BEAUGER, A.; BENAABIDATE, L.; BHAT, S. U.; BOUCHAOU, L.; CANTONATI, M.; CARROLL, T. M.; DEATH, R.; DWIRE, K. A.; FELIPPE, M. F.; FENSHAM, R. J.; FRYAR, A. E.; GARSABALL, R. P. I.; GJONI, V.; GLAZIER, D. S.; GOLDSCHIEDER, N.; GURRIERI, J. T.; GUÐMUNDSDÓTTIR, R.; GUZMAN, A. R.; HÁJEK, M.; HASSEL, K.; HEARTSILL-SCALLEY, T.; HERCE, J. S. I.; HINTERLANG, D.; HOLWAY, J. H.; ILMONEN, J.; JENNESS, J.; KAPFER, J.; KARAOUZAS, I.; KNIGHT, R. L.; KREILING, A.-K.; LAMELI, C. H.; LEDBETTER, J. D.; LEVINE, N.; LYONS, M. D.; MACE, R. E.; MENTZAFU, A.; MARLE, P.; MOOSDORF, N.; NORTON, M. K.; PENTECOST, A.; PÉREZ, G. G.; PERLA, B.; SABER, A. A.; SADA, D.; SEGADELLI, S.; SKAALSVEEN, K.; SPRINGER, A. E.; SWANSON, S. K.; SCHWARTZ, B. F.; SPROUSE, P.; TEKERE, M.; TOBIN, B. W.; TSHIBALO, E. A.; VOLDOIRE, O. The Ecological Integrity of Spring Ecosystems: A Global Review. In: Aboelnour MA, Barakat M, Chen B, editors. Earth systems and environmental sciences, reference module. Elsevier; 2021. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00111-2>

TELES, H. F.; LINARES. M. S.; ROCHA, P. A.; RIBEIRO, A. S. Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 15 (1, 2, 3): 123-137. 2014. ISSN 1517-6770

TIMM, H.; HALDANA, M. Do abundance and percentage of dipteran larvae and Oligochaeta indicate low water quality in streams and lake littoral? *Oceanol Hydrobiol Stud.* 48 (4):415–429. 2019. <https://doi.org/10.2478/ohs-2019-0036>

- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37(1): 130-137. 1980. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. 2002. ISBN 0-387-95457-0
- VOELZ, N. J.; ZUELLIG, R. E.; SHIEH, S.-H.; WARD, J. V. The effects of urban areas on benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. *Environ Monit Assess*. 101:175–202. 2005. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9147-8>
- VON FUMETTI, S.; BLATTNER, L. Faunistic assemblages of natural springs in different areas in the Swiss National Park: a small-scale comparison. *Hydrobiologia* 793, 175–184, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2788-5>
- WAGNER, R.; BARTÁK, M.; BORKENT, A.; COURTNEY, G.; GODDEERIS, B.; HAENNI, J.-P.; KNUTSON, L.; PONT, A.; ROTHERAY, G. E.; ROZKOŠNÝ, R.; SINCLAIR, B.; WOODLEY, N.; ZATWARNICKI, T.; ZWICK, P. Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae). *Hydrobiologia* 595, 489–519. 2008. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9127-9>
- WAGNER, R. Dixidae (Meniscus Midges). In: Wagner R, Marxsen J, Zwick P, Coc EJ (Eds) *Central European Stream Ecosystems*. Wiley-VCH Verlag & Co. KGaA, Weinheim, 380–381. 2011. <https://doi.org/10.1002/9783527634651>
- WARD, J. V. *Aquatic Insect Ecology – 1. Biology and Habitat*, John Wiley & Sons, New York. 1992.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. [s.l.: s.n.]. 2000.
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 919p. 1993.
- WHITTON, B. A. (Ed.). *River ecology*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 725 p. 1975.
- WICKHAM, H. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016.

WU, J. Y.; THOMPSON, J. R.; KOLKA, R. K.; FRANZ, K. J.; STEWART, T. W.
Using the Storm Water Management Model to predict urban headwater stream
hydrological response to climate and land cover change, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*,
17, 4743–4758. 2013. <https://doi.org/10.5194/hess-17-4743-2013>

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A integração dos dados abióticos, microbiológicos e da comunidade de invertebrados bentônicos revelou que a saúde ecológica das nascentes estudadas é regida por uma complexa interação entre a presença da vegetação ripária e o histórico do uso e cobertura do solo em seu entorno. De forma abrangente, o diagnóstico indicou que a conservação da cobertura vegetal no entorno imediato (100 m) é a principal mantenedora da qualidade ambiental, permitindo que nascentes em área de floresta secundária conservem a heterogeneidade de microhabitats e a estabilidade necessárias para a sustentação de táxons especialistas. Em contrapartida, as pressões antrópicas diretas, sobretudo no ambiente urbano, promovem uma simplificação estrutural do sistema por meio de alterações na qualidade da água e na hidrodinâmica, impondo regimes de perturbação contínua a esses ecossistemas aquáticos.

O uso da abordagem multifatorial permitiu evidenciar que a recuperação da integridade ecológica das nascentes é um processo não linear entre os compartimentos ambientais. Enquanto os parâmetros químicos da água e as condições ambientais gerais (avaliadas pelo IIAN) em áreas sob processos recentes de restauração florestal mostram uma trajetória promissora - aproximando-se das condições observadas na Reserva Biológica Municipal do Poço D'Anta, a comunidade bentônica e o substrato ainda respondem ao legado do uso pretérito. A persistência de características sedimentológicas e leitos instáveis, herdados de antigas áreas de pastagem, agem como barreiras ao dificultar o retorno de determinados grupos funcionais, confirmando que a reabilitação da biodiversidade original exige um tempo de maturação superior ao período inicial de recomposição da vegetação.

Esses achados trazem implicações diretas para as estratégias de gestão e conservação de nascentes na região estudada, ao evidenciar que planos de manejo eficazes devem incorporar medidas físicas complementares de proteção imediata, como o cercamento e o isolamento do pisoteio e de contaminações externas. Além disso, os resultados desse estudo indicam que as ações de restauração devem considerar a estabilização do leito e a mitigação do regime de *flashiness*, especialmente em ambientes urbanizados, garantindo a

recuperação contínua da capacidade funcional da matriz hídrica e sedimentar. Adicionalmente, recomenda-se que estudos futuros ampliem o número de nascentes por categoria de uso e cobertura do solo e, quando possível, contemplem um delineamento sazonal contínuo, a fim de contornar as limitações identificadas no presente estudo. Tais avanços permitirão capturar variações ambientais de longo prazo, fortalecendo a base científica necessária para subsidiar políticas públicas de preservação da biodiversidade e de segurança hídrica na Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira.