




Avaliação Ecológica Rápida de Qualidade de Água e Bioindicadores Bentônicos no Parque Nacional da Serra do Gandarela, Minas Gerais

Rapid ecological assessment of water quality and benthic bioindicators at the Serra do Gandarela National Park, Minas Gerais state

Callisto, Marcos; Solar, Ricardo; Rocha, Anderson Santos da; Paz, André Araújo da; Dolabela, Bárbara Martins; Felisberto, Breno; Costa, Elisângela Cristina da Silva; Eller, Estêvão Emerick de Oliveira; Castro, Heitor Felipe Lopes de; Gerheim, Isadora; Lombello, Juliana Carmem; Madureira, Karoline Hellen; Souza, Luísa Couto Gonçalves de; Senna, Norma; Marques, Rafael; Caffaro, Rafael Melo; Otuki, Sara Akemi Ponce; Santos, Gisele Moreira dos; Amaral, Pedro Henrique Monteiro do; Carmo, Flavio Fonseca do; Kamino, Luciana Hiromi Yoshino; Linares, Marden Seabra; Ferraz, Vinicius S.; Nunes, Tarcisio


 **Marcos Callisto** mcallisto13@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Ricardo Solar** rrsolar@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Anderson Santos da Rocha**
Anderson.asdr@gmail.com
UFMG, Brasil


 **André Araújo da Paz**
andrearaujodapaz@gmail.com
UFV, Brasil


 **Bárbara Martins Dolabela**
barbara.dolabela@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Breno Felisberto** breno.hf@hotmail.com
UFV, Brasil

 **Elisângela Cristina da Silva Costa**
costa.elisangela54@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Estêvão Emerick de Oliveira Eller**
estevao.e.eller@gmail.com
UFMG, Brasil


 **Heitor Felipe Lopes de Castro**
heitorlc@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Isadora Gerheim** isagvm@gmail.com

Resumo: Durante uma disciplina de pós-graduação, realizamos uma Avaliação Ecológica Rápida sobre qualidade de água e biodiversidade de bioindicadores bentônicos no Parque Nacional (PARNA) da Serra do Gandarela, MG. Os objetivos foram: (a) capacitar profissionais na utilização de metodologias atuais em *Rapid Assessment Protocols* (RAP) para estudos de diagnóstico e monitoramento de integridade ecológica de ecossistemas aquáticos em regiões de cabeceira de bacias hidrográficas; (b) contribuir ao conhecimento da biodiversidade aquática em corpos d'água no PARNA Serra do Gandarela; (c) fomentar intercâmbio e colaboração entre mestrands, doutorandos, guarda-parques, visitantes, membros de comitês de bacia, gestores ICMBio, moradores e interessados na conservação de biodiversidade no Quadrilátero Ferrífero; (d) gerar informações de base sobre qualidade de água, biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água no PARNA Serra do Gandarela. Os principais resultados revelam que o PARNA Serra do Gandarela é guardião de riachos de cabeceira em condições de referência, com elevada diversidade de habitats aquáticos e ótima qualidade de água, onde vivem organismos bentônicos sensíveis, tolerantes e resistentes à poluição. Sendo a Serra do Gandarela responsável pela segurança hídrica de grande parte dos municípios do Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, é extremamente importante que estes riachos em condições de referência sejam conservados e utilizados em futuros estudos de avaliação de impactos ambientais e programas de monitoramento de condições ecológicas de longo prazo. As condições de alta preservação devem servir como baliza de referência para tomadores de decisão em processos de licenciamento ambiental


UFV, Brasil

 **Juliana Carmem Lombello**
julianalombello@gmail.com
UFMG, Brasil


 **Karoline Hellen Madureira**
karolhmadureira@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Luísa Couto Gonçalves de Souza**
luisacoutogs@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Norma Senna** normarnsenna@gmail.com
UFV, Brasil


 **Rafael Marques** Rafael.marques@ufv.br
UFV, Brasil


 **Rafael Melo Caffaro**
rafaelmelocaffaro@gmail.com
UFMG, Brasil


 **Sara Akemi Ponce Otuki** sara.otuki@ufv.br
UFV, Brasil


 **Gisele Moreira dos Santos**
santos.giselem@gmail.com
UFG, Brasil


 **Pedro Henrique Monteiro do Amaral**
pedrobio2009@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Flavio Fonseca do Carmo**
flavio@institutopristino.org.br
Instituto Pristino, Brasil

 **Luciana Hiromi Yoshino Kamino**
luciana@institutopristino.org.br
Instituto Pristino, Brasil

 **Marden Seabra Linares** mslx@hotmail.com
UFMT, Brasil

 **Vinicius S. Ferraz** viniciusferraz7@gmail.com
UFMG, Brasil

 **Tarcisio Nunes** tarcisio.nunes@icmbio.gov.br
ICMBio/MMA, Brasil

de empreendimentos potencialmente causadores de impactos ambientais e riscos à biodiversidade.

Palavras-chave: conservação, macroinvertebrados, qualidade de água, formação de pessoal, conservação de biodiversidade, ferramentas ecológicas, treinamento pós-graduandos.

Abstract: During a graduate field course, we assessed water quality, biodiversity of benthic bioindicators collected during the RAP-GANDARELA graduate course, in the Serra do Gandarela National Park, MG. This course aimed to: (a) train professionals in the use of current methodologies of Rapid Assessment Protocols (RAP) for assessment and monitoring of ecological integrity of the headwater streams; (b) contribute with baseline knowledge of aquatic biodiversity in freshwater ecosystems in the Gandarela National Park; (c) foster exchange and collaboration between master and doctoral students, park rangers, visitors, members of basin committees, ICMBio managers, stakeholders and those interested in biodiversity conservation in the Iron Quadrangle; (d) generate basic information on water quality, biodiversity of benthic macroinvertebrates that are bioindicators of water quality in the Gandarela National Park. The main results evidenced that PARNA Serra do Gandarela conserves headwater streams in reference conditions, with high diversity of physical habitats, excellent water quality, where benthic macroinvertebrates sensitive, tolerant and resistant to pollution live. Since the Gandarela National Park is responsible for the water security of most of the municipalities in the Iron Quadrangle of Minas Gerais, these streams in reference conditions must be conserved and might be used in future studies of environmental impact assessment and long-term monitoring programs of ecological conditions. Such high-grade conditions should serve as a gold standard reference for decision makers in environmental licensing processes and for projects potentially causing environmental impacts and risks to biodiversity.

Keywords: conservation, macroinvertebrates, water quality, building capacity, biodiversity conservation, ecological tools, graduate training.

Revista Espinhaço

Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Brasil
ISSN-e: 2317-0611
Periodicidade: Semestral
vol. 12, núm. 1, 2023
revista.espinhaco@gmail.com

Recepção: 01 Março 2023
Aprovação: 26 Maio 2023

URL: <http://portal.amelica.org/ameli/journal/485/4853936014/>

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7996142>

1. Introdução

Recursos hídricos são de fundamental importância para o desenvolvimento e sustentabilidade da sociedade humana, garantindo bens e serviços ecossistêmicos em um mundo em mudanças climáticas (Grizzetti et al., 2016; Falkenmark et al., 2019; Gleeson et al., 2020). Os ecossistemas aquáticos fornecem serviços ecossistêmicos únicos, incluindo suprimento de água e alimentos, regulação climática, ciclagem de nutrientes, manutenção de biodiversidade, turismo e recreação (Brauman et al., 2007; Prado et al., 2022). No entanto, as atividades humanas podem levar à sobre-exploração de recursos hídricos e modificar as características de ecossistemas aquáticos, como alterações de margens, assoreamento de corpos d'água, aumento da temperatura e entrada de poluentes orgânicos e inorgânicos na água (Malmqvist e Rundle, 2002; Gleeson et al., 2020). Devido à importância dos ecossistemas aquáticos e às crescentes demandas por recursos hídricos pela sociedade humana, o Brasil possui legislação que visa a gestão das águas por meio de diretrizes e políticas públicas sobre o uso, proteção e manutenção de suas riquezas hídricas em nível federal, como o Plano Nacional de Recursos Hídricos – também conhecido como Lei das Águas, Lei 9.433/1997 (BRASIL, 1997), a Resolução CONAMA 357/2005 e o Novo Código Florestal conforme Lei 12.651/2012 (Brasil, 1997; 2005; 2012). Em nível estadual, exemplos são as Deliberações Normativas COPAM 001/2008 e COPAM 008/2022 (Minas Gerais 2008; 2022).

A legislação dedicada à proteção de zonas ripárias e mananciais é desconectada da legislação que visa a proteção de parques em sua composição faunística e florística, ainda que encontremos normativas que visem a proteção exclusiva de matas ripárias (Novo Código Florestal, Lei nº 12.651/2012). As áreas protegidas podem, além do objetivo de proteger belezas cênicas e riquezas naturais, contribuir para a proteção e múltiplos usos de recursos hídricos de forma sustentável. Avaliar condições ecológicas de ecossistemas protegidos, utilizando metodologias padronizadas para caracterização de condições de referência é, portanto, prioridade para proteger qualidade de água, sua biodiversidade, bens e serviços ecossistêmicos. Além disso, a caracterização de condições de referência em Unidades de Conservação permite identificar áreas de especial atenção, conhecer a variabilidade natural de qualidade de água, habitats físicos e biodiversidade aquática em situações sob mínimo distúrbio por pressões de atividades humanas (Agra et al., 2018; Martins et al., 2018; Feio et al., 2015; 2021).

Os Protocolos de Avaliação Ecológica Rápida (em inglês, *Rapid Assessment Protocols*, doravante tratados como RAP) disponibilizam ferramentas eficientes para a caracterização de ecossistemas. Além disso, são fáceis, rápidos e pouco onerosos para avaliar ecossistemas, inventariar biodiversidade e nortear futuras abordagens técnico-científicas. Estes protocolos incluem parâmetros de avaliação de características mais importantes de um ecossistema aquático e sua interface com os ecossistemas terrestres circundantes, sendo por isso amplamente utilizados em monitoramentos ambientais na Europa (p.ex. Protocolo de Hannaford et al., 1997) e Estados Unidos (p.ex. Peck et al., 2006). Para que seja funcional, um RAP deve ser operacionalmente simples, permitindo que seja aplicado tanto por analistas ambientais como por estudantes ou voluntários sem

qualificação específica, desde que devidamente treinados para que identifiquem as características ambientais e apliquem o protocolo corretamente (Bizzo et al., 2014). RAPs devem fornecer informações importantes sobre as características de corpos d'água, como um teste robusto e validado cientificamente. No Brasil existem diferentes protocolos do tipo RAP, e para o ambiente aquático, temos o método proposto por Callisto et al. (2002), que tem sido amplamente utilizado (Fernandes et al., 2022; Callisto et al., 2021). Protocolos RAP são ferramentas práticas e eficientes para formação de pessoal para atuação na pesquisa, no ensino e na extensão universitária.

O treinamento em protocolos RAP na capacitação de pós-graduandos permite a aplicação de conceitos ecológicos consolidando a formação de profissionais em Ecologia. Além de discutir teorias ecológicas, formular hipóteses e predições, responder perguntas científicas norteadoras de projetos orientados, é necessário promover disciplinas de pós-graduação com caráter preponderantemente prático e direcionadas ao preenchimento de lacunas de conhecimento de áreas protegidas, especialmente nas unidades de conservação no país. Em um curso de campo com alunos de mestrado e doutorado de quatro Programas de Pós-graduação, foi realizado um estudo inédito no Parque Nacional (PARNA) da Serra do Gandarela. Este curso incluiu aulas teóricas e práticas, treinamento em ferramentas de avaliação de condições ecológicas em riachos de cabeceira e noções básicas de taxonomia de organismos bentônicos. O objetivo deste artigo é apresentar os resultados da utilização de metodologias *Rapid Assessment Protocols* (RAP) em uma disciplina de pós-graduação em Ecologia para o diagnóstico de integridade ecológica e biodiversidade aquática de ecossistemas aquáticos em regiões de cabeceira no PARNA da Serra do Gandarela. Estes resultados foram obtidos através da colaboração entre mestrandos, doutorandos, guarda-parques, visitantes, membros de comitês de bacia, gestores ICMBio, moradores e interessados na conservação de biodiversidade no Quadrilátero Ferrífero.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudos

O PARNA Serra do Gandarela é uma unidade de conservação de proteção integral criado em 2014 com o objetivo de preservar o patrimônio biológico, geológico, espeleológico e hidrológico associado às formações de canga, incluindo os campos rupestres e os remanescentes florestais, as áreas de recarga de aquíferos e o conjunto cênico formado por serras, platôs, vegetação natural, rios e cachoeiras (BRASIL, 2014). O PARNA da Serra do Gandarela está localizado no Quadrilátero Ferrífero, porção sul da Cadeia do Espinhaço, próximo à cidade de Belo Horizonte (Figura 1), possui área de 31.284 hectares, distribuídos em oito municípios no estado de Minas Gerais (Caeté, Itabirito, Nova Lima, Ouro Preto, Mariana, Rio Acima, Raposos e Santa Bárbara). A Serra do Gandarela está localizada na porção sul da Serra do Espinhaço em Minas Gerais e abriga representantes de dois importantes hotspots de diversidade, os biomas Cerrado e Mata Atlântica (Myers et al., 2000, Rizzini, 1979).

Deve-se também considerar a variabilidade de geoambientes no PARNA Serra do Gandarela, como áreas de campo rupestre quartzítico e relevantes áreas de

campos ferruginosos. Os campos ferruginosos estão associados às couraças de canga, que junto às formações ferríferas bandadas, compõem um ecossistema raro, correspondente a apenas 1% do território nacional. As formações ferríferas bandadas - conhecidas como itabiritos - formam o grupo geológico Cauê, considerado como uma das 100 áreas geológicas mais importantes do planeta (Hilario et al., 2022). As formações ferríferas também hospedam o mais importante aquífero da Região Metropolitana de Belo Horizonte (Figueiredo, 2021), e onde são encontrados grandes depósitos de minério de ferro. A Serra do Gandarela abriga mais de mil nascentes e cursos d'água, reconhecidos como de qualidade nas classes Especial e 1, conforme Resolução do CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (Rosa e Magalhães-Junior, 2019; Drumond et al., 2005), oferecendo opções de lazer e turismo ecológico para visitantes.

Os campos rupestres, constituídos por mosaicos de vegetação predominantemente campestre e vegetações associadas a afloramentos rochosos, desenvolvidos em região marcada por solos pobres em nutrientes, idade geológica antiga e relativa estabilidade climática, apresentam uma composição florística marcada por cerca de 40% de endemismo, a maior taxa de endemismo do Brasil (Silveira et al., 2016). Sendo estes encontrados em uma matriz de Mata Atlântica e Cerrado (em suas diversas fitofisionomias), sem contar os diversos riachos e olhos d'água que têm suas cabeceiras na área protegida (Santos et al., 2021). Cada um desses possui suas características físicas e sua respectiva biodiversidade associada e tem importância única no que tange aos benefícios para os organismos que vivem dentro do Parque, nas suas adjacências ou mesmo ao longo das bacias hidrográficas que podem transportar esses benefícios por quilômetros abaixo seguindo o fluxo dos rios. Vale ressaltar a importância dos itabiritos, que devido à sua porosidade, possuem capacidade de armazenar e liberar lentamente água, representando um aquífero essencial para o abastecimento de água na Região Metropolitana de Belo Horizonte (Silveira et al., 2020).

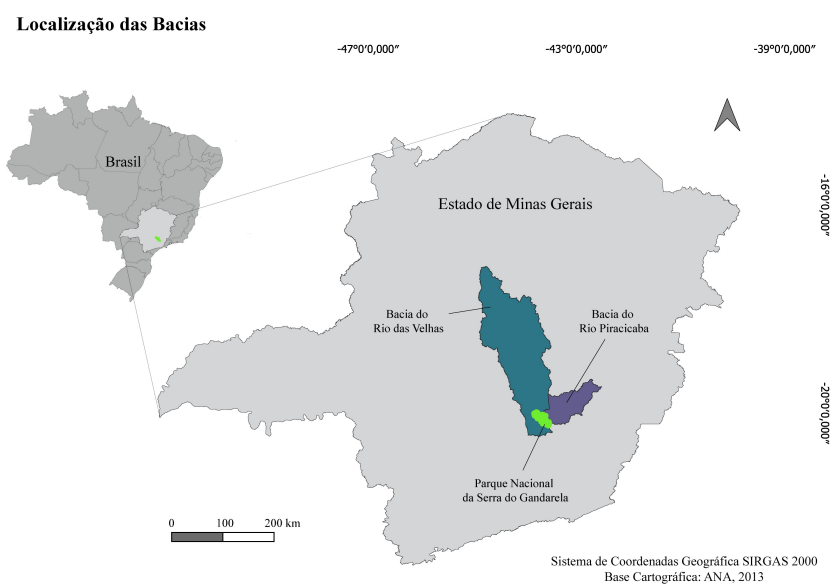


Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG). IBGE (2010)

Este estudo foi realizado em 10 ecossistemas aquáticos (Figura 2) com alto potencial turístico (Figura 3), no PARNA da Serra do Gandarela e regiões de entorno: Cachoeira Chica Dona (P1); Cachoeira do Mingu (P2); Córrego do Viana (P3); Córrego da Mina (P4); Córrego Cortesia (P5); Cachoeira do Viana (P6); Córrego Preto (barramento) (P7); Cachoeira Samsa (P8); Rio das Velhas (P9); e Lagoa do Metro (P10) (Tabela 1).

Tabela 1. Identificação, coordenadas geográficas e elevação dos 10 sítios amostrais no Parque Nacional da Serra do Gandarela e nas regiões de entorno, MG.

Código	Sítio amostral	Coordenadas Geográficas	Elevação (m.a.s.l.)	Localização em relação ao PARNA Serra do Gandarela
P1	Cachoeira Chica Dona	20°08'18"S, 43°41'22"W	1124	Entorno
P2	Cachoeira do Mingu	20°03'42"S, 43°45'31"W	1028	Dentro
P3	Córrego do Viana	20°05'49"S, 43°43'04"W	1206	Dentro
P4	Córrego da Mina	20°02'11"S, 43°40'11"W	1361	Dentro
P5	Córrego Cortesia	20°6'27"S, 43°42'17"W	1290	Próximo
P6	Cachoeira do Viana	20°05'52"S, 43°45'01"W	1099	Dentro
P7	Córrego Preto	20°07'31"S, 43°39'03"W	1394	Dentro
P8	Cachoeira Samsa	20°05'18"S, 43°47'13"W	743	Entorno
P9	Rio das Velhas	20°05'07"S, 43°47'32"W	731	Entorno
P10	Lagoa do Metro	20°02'59"S, 43°40'33"W	1421	Dentro

Fonte: Elaboração Própria

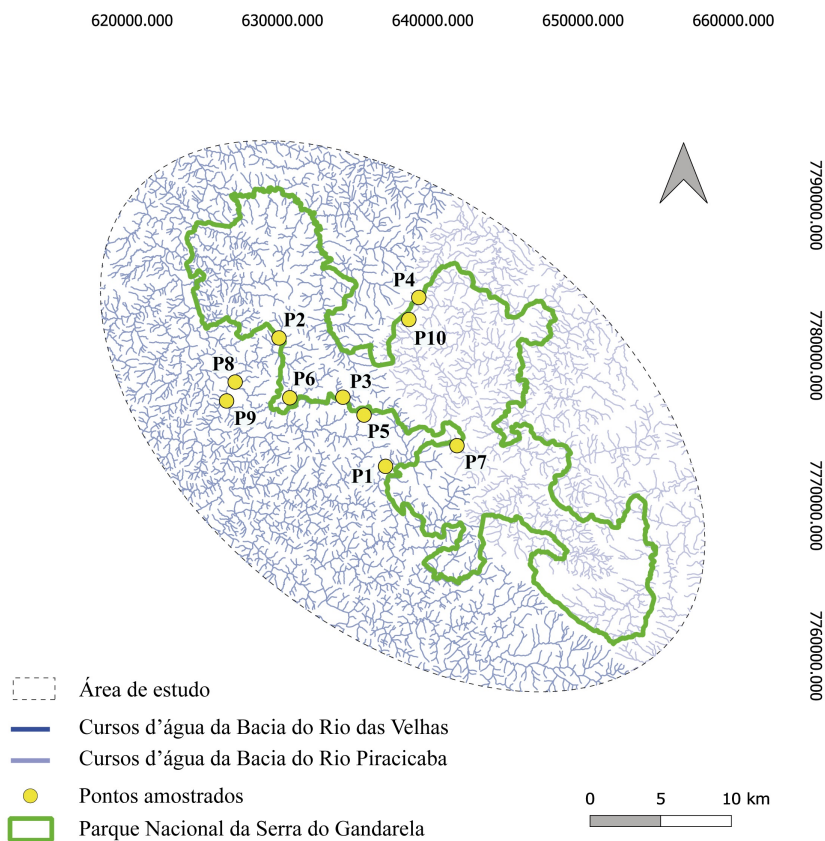


Figura 2. Localização da área de estudo e dos sítios amostrais no Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG) e região do entorno, agosto de 2022.

Fonte: IBGE (2010); Elaboração própria.



Figura 3. Imagens que ilustram o potencial turístico da Serra do Gandarela. (A) Cachoeira Chica Dona; (B) Vista cênica proporcionada pelas atividades de trilha e caminhada; (C) *Cattleya crispata* (Orchidaceae), uma das espécies que podem ser encontradas na região.

Fonte: Elaboração Própria

2.2 Protocolo de Avaliação Ecológica Rápida: formação e investigação científica no PARNA Serra do Gandarela

Durante o período de 22 a 31 de agosto de 2022, a disciplina RAP-GANDARELA contou com a participação de 16 estudantes de mestrado e doutorado de 4 Programas de pós-graduação da UFMG e UFV, 2 professores, 2 tutores acadêmicos e 4 colaboradores externos para realizar o treinamento prático e capacitação de profissionais na utilização de Protocolos de Avaliação Ecológica Rápida. Os protocolos nesta abordagem RAP-GANDARELA compreenderam: (i) levantamento de cobertura vegetal, uso e ocupação da terra em escala local; (ii) aplicação de um protocolo de avaliação ecológica rápida da integridade de zonas ripárias e diversidade de habitats físicos; (iii) mensuração de parâmetros físicos e químicos de qualidade de água; (iv) levantamento rápido da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água. As amostragens foram realizadas em campo nos sítios amostrais definidos e processadas no mesmo dia. Posteriormente, os dados foram tabulados, índices foram calculados e a redação foi co-autorada por todos os envolvidos na disciplina RAP-Gandarela.

2.2.1 Cobertura vegetal, uso e ocupação da terra em escala local

Para avaliar a cobertura vegetal, uso e ocupação da terra em escala local, utilizamos um conjunto de métricas que avaliam diferentes estruturas da paisagem, a fim de classificar as formações naturais e distúrbios antrópicos nas microbacias dos sítios amostrais. As métricas utilizadas estão listadas na Tabela 2 e foram calculadas utilizando o Software QGIS (Versão 3.22.10). Além das imagens de satélite disponíveis, utilizamos também imagens obtidas por uma aeronave remotamente pilotada Mavic 2 Pro para obter uma descrição detalhada, permitindo uma resolução de 1 cm/pixel.

Utilizando os dados hidrológicos disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA), nós mapeamos os cursos d'água presentes na área de estudos e definimos zonas tampão (buffers) para cada um dos 10 sítios amostrais. Os buffers foram delimitados à mão livre, utilizando o software QGIS, partindo do sítio amostral até abranger todos os cursos d'água a montante, visando avaliar distúrbios humanos. Alguns sítios amostrais localizam-se em uma mesma microbacia e, nesses casos, o buffer do sítio amostral a jusante considera também o buffer do sítio a montante.

Para classificação da ocupação e uso da terra, extraímos dados do Map Biomas (www.mapbiomas.org), onde consta a classificação de cobertura vegetal, desmatamento e uso de solo para todo o território nacional. Utilizando os buffers, extraímos dados de elevação e declividade, de acordo com modelo de elevação ambiental (MDE), a partir do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) com resolução de 30 metros, e obtivemos valores de média, desvio padrão, e alcance para cada uma das variáveis, conforme proposto por Macedo et al. (2016). Utilizamos dados do mapeamento geológico do Brasil (acessados através da plataforma do IBGE - ibge.gov.br) para caracterização litológica de cada um dos sítios amostrais. A Serra do Gandarela, com elevação que chega a 1860 m (Figura 4), é um divisor de águas nos limites do parque. A porção nordeste tem grande

influência da corrente de ar que vem de encontro à serra e traz intensa umidade. Como consequência, essa região possui floresta densa, principalmente nas meias encostas e vales.

Caracterização da área de estudo

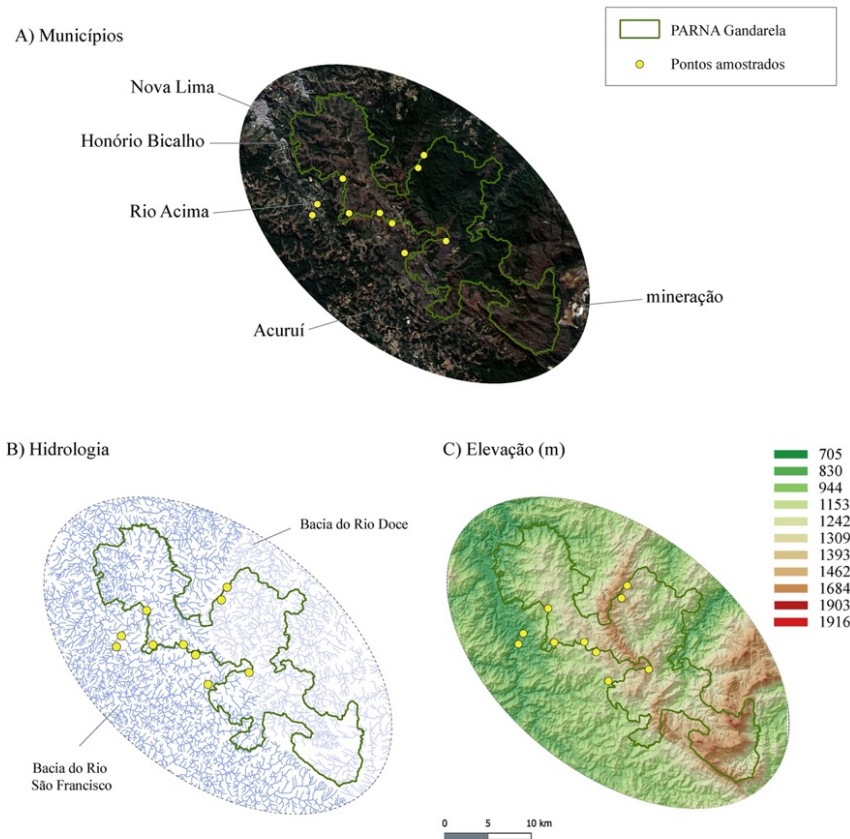


Figura 4. Caracterização da área de estudo. A) Imagem de satélite com vegetação natural e municípios na área de estudo; B) Bacias hidrográficas; C) Elevação.

Fonte: Elaboração Própria

Para analisarmos o grau de urbanização e o nível de desenvolvimento dos municípios que margeiam o PARNA Serra do Gandarela, utilizamos as métricas de densidade habitacional e densidade populacional de cada um dos sítios amostrais através da plataforma do IBGE (ibge.gov.br). De forma similar, calculamos a distância até a estrada mais próxima, com dados de malhas rodoviárias estadual e federal (www.cnt.org.br) e a distância até a cidade mais próxima (Tabela 2).

Tabela 2. Fontes de dados geográficos.

Métricas	Métodos
Cobertura e uso da terra	MapBiomas Coleção 7 (2021) https://mapbiomas.org/
Elevação (m)	SRTM Digital Elevation – resolução 30m
Declividade (%)	SRTM Digital Elevation – resolução 30m
Litologia	Mapa Geológico Brasileiro (1250.000) - IBGE
Densidade Populacional (habitantes/km ²)	Censo Demográfico IBGE (2021) https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/rio-acima.html
Densidade Habitacional (domicílios/km ²)	Censo Demográfico IBGE (2010) https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/rio-acima.html

Fonte: Elaboração Própria

2.2.2 Aplicação de um protocolo de avaliação ecológica rápida da integridade de zonas ripárias e diversidade de habitats físicos

Foi utilizado o Protocolo de Avaliação Ecológica Rápida da Diversidade de Habitats (PAR) proposto por Callisto et al. (2002) nos sítios amostrais P1 a P9 (Figura 5). O protocolo foi aplicado em um trecho de cada sítio amostrado, com exceção do P10 (Lagoa do Metro) uma vez que o protocolo não se aplica a ecossistemas lênticos (lagos, lagoas e reservatórios). O protocolo é composto por 2 quadros com um total de 22 parâmetros e cada parâmetro tem categorias descritas e pontuadas de 0 a 4 no primeiro quadro e 0 a 5 no segundo quadro. A pontuação é atrelada às diferentes categorias, as quais são selecionadas de acordo com a observação de cada ponto e quanto menos alterada a categoria marcada, maior a pontuação. O valor final foi obtido pelo somatório de cada parâmetro e os rios foram classificados em condição de referência (ou “bem preservados”) quando obtiveram pontuação final superior a 60 pontos; alterados quando entre 41 e 60 pontos; e impactados por atividades humanas quando o somatório foi inferior a 40 pontos. As pontuações refletem a condição ecológica de cada sítio amostral. O protocolo fornece informações quanto à integridade física e influência de distúrbios antrópicos, podendo ser utilizado como uma ferramenta de monitoramento ambiental.



Figura 5. Equipes em campo realizando a aplicação dos protocolos de habitat físico.

Fonte: Autores

2.2.2.1 Caracterização de habitat físico

A caracterização física do habitat é uma importante ferramenta no levantamento de métricas atuais de ecossistemas aquáticos, podendo servir tanto para caracterização inicial indicando possíveis alterações do estado natural, quanto no monitoramento de mudanças ambientais. Para o presente estudo, a caracterização física foi realizada por meio de uma adaptação do protocolo de avaliação de habitats físicos utilizado pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (US-EPA) (Agra et al., 2018; Peck et al., 2006). Em cada curso d'água foram amostrados 3 transectos posicionados a cada 5 metros de distância entre eles, marcados de A a C, de jusante à montante (Figura 6). O protocolo foi aplicado nos sítios amostrais: Córrego do Viana, Córrego da Mina, Cachoeira do Viana, Córrego Cortesia e Cachoeira Chica Dona. Em cada transecto foram avaliados: i) morfologia do canal; ii) característica do substrato; e iii) característica do dossel.

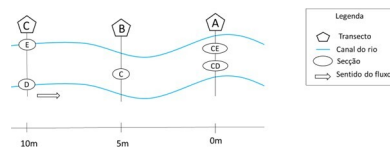


Figura 6. Desenho esquemático dos transectos de amostragens em cada sítio amostral. Seções: E = esquerda, D=direita, C= centro, CE=centro esquerda, CD=centro direita. Elaboração própria

Para avaliação da morfologia do canal foram estimadas profundidade, largura molhada, largura do leito sazonal e altura do leito sazonal. A profundidade foi medida com uma haste milimetrada em 5 seções de cada transecto (margem esquerda, centro esquerda, centro, centro direita e margem direita). O valor da profundidade foi considerado como a média das medidas. A largura molhada foi medida com uma trena fixada em uma margem e estendida até a margem paralela, sendo realizada uma medida em cada transecto e calculada a média para o sítio amostral. Para essa medida, foi localizada a marca visual de alcance máximo do leito do rio em período de cheia em cada margem. A altura do leito sazonal foi avaliada com uma haste milimetrada considerando a distância entre a superfície da água na margem até o ponto de alcance máximo da água em períodos de cheia. O valor final de altura do leito sazonal foi obtido como a média do trecho amostrado no sítio amostral.

A caracterização do substrato no fundo do rio foi realizada através de observação visual em 5 seções de cada transecto, nomeadamente, margem esquerda, centro esquerda, centro, centro direita e margem direita. A composição do substrato do sítio amostral foi avaliada como a porcentagem de cada substrato ao longo do trecho avaliado.

A caracterização do dossel foi realizada através de medidas de cobertura de dossel e composição de zona ripária. A cobertura de dossel foi estimada com o auxílio de um densiômetro em 6 seções de cada transecto (margem esquerda, centro esquerda, centro à montante, centro à jusante, centro direita e margem direita). O valor final de cobertura de dossel foi obtido como a média das medidas e transformado em porcentagem. A composição da zona ripária foi estimada

através da observação visual das margens esquerda e direita em cada transecto e avaliada como a porcentagem de cada tipo vegetal ao longo do trecho amostrado.

2.2.2.2. Gradiente de elevação

A elevação de cada sítio amostral foi obtida através do Google Earth pesquisando por suas respectivas coordenadas geográficas. O gradiente de elevação foi estabelecido utilizando a ordem de pontuação no RAP.

A mensuração in situ de parâmetros físicos e químicos de qualidade de água incluiu: temperatura, oxigênio dissolvido (YSI modelo ProSolo); pH e potencial oxirredox (Digimed DM-2P); turbidez (Digimed DM-TU); condutividade elétrica, resistividade e sólidos totais dissolvidos (Digimed DM-3P). Para quantificar nutrientes e a cor verdadeira na água foram coletadas amostras em frascos âmbar e armazenados sob resfriamento a -20°C para posteriores análises em laboratório na UFMG. A análise de fósforo e nitrogênio foram realizadas no Laboratório de Geomorfologia e Recursos Hídricos do Departamento de Geografia no Instituto de Geociências da UFMG e a mensuração da cor no Laboratório de Ecologia de Bentos no Instituto de Ciências Biológicas da UFMG, ambas metodologias através de espectrofotometria. Adicionalmente, realizamos por titulometria as aferições de oxigênio dissolvido no tempo inicial e após cinco dias de incubação à 20°C para o cálculo de demanda bioquímica de oxigênio (Figura 7). Estas análises seguiram as

metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).



Figura 7. Avaliação *in situ* de oxigênio dissolvido na água.

Fonte: Autores

As análises microbiológicas de Coliformes Totais e *Escherichia coli* – *E. coli* – foram realizadas através do método do Colipaper Petri da Alfakit, na qual a cartela com meio de cultura em forma de gel desidratado foi imersa diretamente na água, ocorrendo contato dos microrganismos com os nutrientes. O meio de cultura utilizado trata-se de um meio cromogênico diferencial que permite a contagem de colônias. Após a imersão as cartelas com as membranas foram incubadas em estufa a 37°C durante 15 horas, e logo após foi realizada a contagem de colônias, representadas pelas colorações violeta a azul para *E. coli* e violeta a azul e róseo a vermelho para Coliformes Totais. O resultado é expresso em unidades formadoras de colônias por 100 ml após o ajuste por fator de correção.

2.3.1 Cálculo de Índice de Qualidade de Água (IQA)

O cálculo do IQA foi realizado a partir do produto ponderado de nove variáveis: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (N Total), fósforo total (P Total), coliformes fecais. Cada variável foi ponderada com seus respectivos pesos (w) em função da sua

importância para a conformação global da qualidade da água (Tabela 3) e “notas de qualidade” (q), em função de seu teor na água e cuja fórmula pode ser expressa:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA = Índice de Qualidade de Água;

= qualidade do i-ésimo parâmetro, número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

= peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

O peso relativo (##) de cada parâmetro constitui valores fixados para cada variável de qualidade de água que compõe o IQA.

Tabela 3. Peso relativo de parâmetros de qualidade de água para cálculo do IQA.

Tabela 3. Razões entre os grupos funcionais de alimentação (GFA) como indicadores de atributos de riachos. As razões são baseadas em contagem ou biomassa de táxons já nos últimos estádios larvais ou na fase adulta.

PARÂMETROS DO ECOSISTEMA	SÍMBOLOS	RAZÃO ENTRE GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO	NÍVEL DE CRITÉRIO DAS RAZÕES
Índice autotrófico/heterotrófico ou Índice de produção primária bruta/respiração	AUTO/HETERO ou P/R	RASPADORES/FRAGMENTADORES + COLETORES	Autotrófico > 0,75
Índice de matéria orgânica particulada grossa / matéria orgânica particulada fina	MOPG/MOPF	FRAGMENTADORES/COLETORES	Associação normal entre fragmentadores e a vegetação ripária Outono-inverno > 0,5 Primavera-verão > 0,25
MOPF em suspensão / MOPF estocada no sedimento bentônico	MOPF/MOPFB	COLETORES-FILTRADORES/ COLETORES-CATADORES	Carga de MOPF em suspensão maior do que o normal > 0,50
Estabilidade dos substratos no leito	Estabilidade do leito	RASPADORES + COLETORES FILTRADORES/ FRAGMENTADORES + COLETORES-CATADORES	Substrato estável, com presença de pedras, troncos, raízes etc, > 0,50
Controle ascendente por predadores	Controle ascendente	PREDADORES/TODOS OS OUTROS GFA	Balanco normal entre predador-presa 0,10 - 0,20

Fonte: ANA (2022)

O resultado do IQA, por sua vez, é apresentado numa escala variando de 0 a 100, como representado na Tabela 4.

Tabela 4. Categorias de qualidade da água segundo o IQA.

Qualidade de água	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2022)

2.4 Bioindicadores bentônicos de qualidade de água






Foram realizadas amostragens de macroinvertebrados bentônicos em sete sítios amostrais (P1 a P7, Tabela 1), uma vez que estes locais pertencem aos limites ou às áreas limítrofes ao PARNA Serra do Gandarela. Em cada sítio amostral foram coletadas amostras em substratos de sedimento fino (areias), de sedimento grosso (cascalhos) e folhiço, utilizando um amostrador do tipo Surber (abertura de 30 cm, 0,09m² área e malha de 250 µm). Em campo as amostras foram triadas e os organismos foram identificados sob microscópio estereoscópico utilizando chaves taxonômicas específicas (Hamada et al., 2018; Mugnai et al., 2010) até o nível taxonômico de famílias, exceto para os grupos Clitellata, Arachnida, Crustacea, Malacostraca, Turbellaria, Collembola e Oligochaeta. Posteriormente os organismos foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais (Callisto et al., 2021b).

Para avaliar a estrutura de comunidades bentônicas foram calculados os índices de riqueza taxonômica, abundância de indivíduos, diversidade de Shannon-Wiener, de Simpson e equitabilidade de Pielou (Magurran, 1999, 2013) utilizando o programa estatístico PAST (Paleontological Statistic Software).

Para avaliar a qualidade biológica da água foram calculados os índices Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP) e Average Score per Taxon (ASPT). Foram atribuídos valores de 1 a 10, variando de acordo com o grau de tolerância ou sensibilidade de cada grupo taxonômico, sendo 1 para os organismos tolerantes e 10 para organismos sensíveis (Junqueira et al., 2018; Monteiro et al., 2008).

O somatório das pontuações permite classificar a qualidade de água. Essa classificação é dividida em cinco classes que correspondem ao grau de contaminação do curso d'água (Monteiro et al., 2008). São atribuídas cinco cores para definir a qualidade da água: (i) azul, qualidade de água excelente; (ii) verde, qualidade boa; (iii) amarela, qualidade regular; (iv) laranja, qualidade ruim e; (v) vermelha, péssima qualidade de água (Tabela 5).






Tabela 5. Classificação de qualidade de água de acordo com o índice BMWP.

Classe	Pontuação	Qualidade de água	Cor indicativa
I	> 81	Excelente	
II	80 - 61	Boa	
III	60 - 41	Regular	
IV	40 - 26	Ruim	
V	< 25	Péssima	

Fonte: Elaboração Própria

Em seguida, foi calculado o índice BMWP-ASPT, utilizando a pontuação BMWP dividida pelo número de táxons encontrados em um dado sítio amostral (Tabela 6). Quanto maior o valor encontrado, melhor a qualidade ambiental (Callisto et al., 2021a).

Tabela 6. Classificação de qualidade de água de acordo com o índice BMWP/ASPT.

Classes de qualidade	Índice BMWP/ASPT	Qualidade de água	Cor indicativa
1	> 6,0	Muito Boa	
2	5,0 - 6,0	Boa	
3	3,9 - 4,9	Regular	
4	2,5 - 3,8	Ruim	
5	< 2,5	Péssima	

Fonte: Elaboração Própria

Para classificação em grupos tróficos funcionais (GTF), os táxons encontrados foram classificados de acordo com sua forma de obtenção de alimento, conforme os critérios descritos por Cummins et al. (2005), Merritt et al. (2014), Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014), Rodriguez et al. (2021). Foi avaliada a dominância relativa dos principais grupos funcionais: fragmentadores (FR), coletores-catadores (CC), coletores-filtradores (C-F), raspadores (RA) e predadores (PR) (Tabela 7). Os fragmentadores utilizam plantas, madeiras e outras partículas orgânicas grossas (CPOM: > 1mm), transformando-as em pedaços menores, os quais ficam disponíveis para os coletores-catadores, que por sua vez, se alimentam de matéria orgânica particulada fina (FPOM: 50 µm - 1 mm) e ultrafina (0,5 - 50 µm). Os coletores-filtradores filtram a matéria orgânica particulada fina na coluna d'água. Os raspadores são os organismos que possuem seu aparato bucal adaptado à raspagem de algas e outros microrganismos associados ao perifíton na superfície de rochas e parte da vegetação submersa (Merritt et al., 2014), portanto, a dominância de raspadores está diretamente associada à produção primária fitobentônica (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014). Os predadores, por sua vez, capturam e engolem presas vivas (> 0,5 mm), podendo se alimentar também de fluidos corporais e tecidos de suas presas (Cummins et al., 2005).

Tabela 7. Categorias de grupos tróficos funcionais e fontes de recursos (adaptado de Cummins et al., 2005 e Merritt et al., 2017). MOPG = Matéria Orgânica Particulada Grossa e MOPF = Matéria Orgânica Particulada Fina.

Grupos tróficos	Mecanismos, alimentação, tamanho de partículas	Recursos alimentares dominantes	Amplitude de tamanho de partículas de alimento (mm)
Fragmentadores	Mastigam folhas condicionadas por hyphomicetos aquáticos ou tecidos de plantas vasculares, ou madeira apodrecida.	MOPG em decomposição (ou macrófitas aquáticas vivas) de plantas vasculares.	>1,00
Coletores- filtradores	Alimentam-se de partículas em suspensão, filtrando a água.	MOPF- partículas de detritos em decomposição; algas, bactérias, fezes de invertebrados.	0,01-1,00
Coletores- catadores	Alimentam-se de partículas depositadas no sedimento ou coletam partículas em áreas deposicionais.	MOPF- partículas de detritos em decomposição; algas, bactérias, fezes de invertebrados.	0,05-1,00
Raspadores	Se aderem à rochas e superfícies de madeira, gravetos ou plantas aquáticas enraizadas.	Perifíton-algas filamentosas não aderidas e detritos associados, microflora, fauna e fezes.	0,01-1,00
Predadores	Capturam e engolem presas ou tecidos, ingerem fluidos corporais	Presas, animais vivos.	>0,5

Fonte: Elaboração Própria

Foram utilizadas as seguintes proporções de GTFs para avaliar a condição funcional das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em cada sítio amostral: (i) CF/CC: quantidade de matéria orgânica particulada fina transportada na coluna d'água, calculada como a proporção de coletores-filtradores sobre coletores-catadores; (ii) F/CF+CC: quantidade de matéria orgânica grossa disponível, calculada como proporção de fragmentadores sobre coletores-filtradores e coletores-catadores; (iii) R+CF/F+CC: estabilidade de substratos de fundo, estimado a partir da proporção de raspadores e coletores-filtradores sobre fragmentadores e coletores-catadores (Callisto et al., 2021; Cummins et al., 2005).

Para avaliar riqueza e composição de grupos de macroinvertebrados em cada sítio amostral em relação ao total de táxons amostrados no PARNA Gandarela e seu entorno, exploramos a variação na diversidade beta (β) (diferença na composição entre locais numa região). Para tal, calculamos a diversidade β entre riachos amostrados (escala regional) em entre substratos dentro de cada riacho (escala local) através do índice de Jaccard entre os riachos do PARNA Serra do Gandarela (Baselga, 2010). A diversidade β é calculada conforme a fórmula abaixo, sempre entre pares de unidades amostrais e, quanto maior seu valor, mais diferentes são os locais (Eq.3):

$$\beta = \frac{b + c}{a + b + c}$$

Onde a = quantidade de espécies em comum entre os dois lugares, b = quantidade de espécies exclusivas do primeiro local, c = quantidade de espécies

exclusivas do segundo local. O índice varia de 0 a 1. Quanto mais próximo de 0, mais similares são os locais, quanto mais próximo de 1, mais diferentes são os locais entre si.

Por fim, fizemos a decomposição da diversidade β nos componentes de aninhamento e substituição de espécies, como proposto por Baselga (2010) (Eq.4) O aninhamento, também tratado por variação na composição causada por perda de espécies, demonstra que um grupo de táxons encontrado em um determinado local menos diverso é uma parte menor de um grupo maior de táxons encontrado em outro local da região mais diverso. Enquanto que a substituição pode ser interpretada quando à variação na composição e é causada porque novos locais possuem novas espécies para a região, e independe da variação no número de espécies em cada local (Simpson, 1943). Todos estes cálculos foram realizados no programa R (R Core Team, 2021), através do pacote Betapart disponibilizado por Baselga e Orme (2012):

$$\beta_{\text{total}} = \beta_{\text{substituição}} + \beta_{\text{aninhamento}}$$

Para os indicadores termodinâmicos, foram realizadas as medições de comprimento de cada espécime coletado em papel milimetrado sob microscópio estereoscópico. A biomassa seca (g/m^2) foi estimada utilizando equações de comprimento-massa para cada grupo (Callisto et al., 2021a; Johnston e Cunjak, 1999; Stoffels et al., 2003).

A Eco-exergia foi calculada multiplicando o valor da biomassa seca por um fator de conversão tabelado para cada família de macroinvertebrados (Jørgensen et al., 2005; Linares et al., 2018b). A Eco-exergia específica foi calculada dividindo a Eco-exergia total em cada sítio amostral pela biomassa seca total de cada sítio.

3 Resultados

3.1 Cobertura vegetal, uso e ocupação da terra em escala local

O levantamento de uso da terra e ocupação humana avaliou os percentuais de urbanização, cobertura vegetal e uso do solo, extensão de microbacia hidrográfica para cada sítio amostral, variações topográficas e litográficas. Os maiores focos urbanos que circundam o parque são a noroeste: Nova Lima, Honório Bicalho e Rio Acima.

A Serra do Gandarela também funciona como uma barreira física, dividindo duas grandes bacias hidrográficas federais: Rio São Francisco (subbacia do Rio das Velhas) e Rio Doce (subbacia do Rio Piracicaba). Essa porção da serra apresenta muitos afloramentos rochosos e atividades de mineração. A porção nordeste da serra é drenada pelo Rio Doce, e cerca de 98% da área da bacia está inserida no bioma Mata Atlântica (Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce; cbhdoce.org.br). Nas partes mais altas e no centro da área de estudo localizam-se os geossistemas ferruginosos. Formados por itabirito e canga, a alta resistência desses afloramentos garante sua permanência, mesmo sofrendo intemperismo ao longo dos últimos milhões de anos. O ponto de referência Lagoa do Metro está localizado a 1400m de elevação e caracteriza-se como um lago natural de altitude,

formado pela água da chuva e elevação do nível d'água subterrânea, fenômeno raro em regiões que não recebem água de degelo (como em áreas de cordilheira).

A cobertura e uso de solo nas áreas de estudo apresenta grande variação, tanto pelas características geomorfológicas quanto pela distribuição de pressões antrópicas, incluindo urbanização, mineração, agricultura, pastagem e silvicultura. A Cachoeira Chica Dona localiza-se em maior elevação e, mesmo com maior dificuldade de acesso, está sob pressão de turismo (Tabela 8).

Os sítios amostrais Cachoeira e Córrego do Viana, Córrego Cortesia, Cachoeira do Mingu e Córrego Preto localizam-se na porção noroeste da Serra do Gandarela, bacia do Rio das Velhas. Considerando que a região está inserida no bioma Mata Atlântica, a vegetação natural predominante nessa porção da serra é representada por fitofisionomias campestres - incluindo o campo rupestre quartzítico - e savânicas, que abrigam diversas espécies típicas do Cerrado. Apesar de inseridos em uma unidade de conservação de proteção integral, ainda se observam agricultura e pastagem, atividades comuns antes da criação do parque, em 2014. O sítio amostral no Córrego Preto localiza-se em uma área de mineração de uma empresa de mesmo nome. Esse sítio foi o que apresentou a maior área de afloramento rochoso e intensa atividade de mineração, superior aos sítios amostrados no entorno do parque.

Os sítios amostrais Lagoa do Metro e Córrego da Mina, localizados a nordeste da serra, não sofrem pressão por urbanização e agricultura, devido ao distanciamento de centros urbanos. Foram identificadas áreas com exploração mineral e redução de cobertura vegetal natural (Tabela 8). É importante destacar que esses dois sítios amostrais são próximos às nascentes de seus respectivos cursos d'água e o impacto gerado pela mineração tem o potencial de afetar todo o rio ou córrego, até a sua foz (Figura 8). De forma geral, o tipo de vegetação natural com maior ocorrência nos sítios amostrais foi a Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica), seguida por Formação Campestre (Cerrado) (Tabela 8). A área antropizada com maior efeito nas áreas estudadas foi a urbanização (entre 11-14%), seguida por combinação de agricultura, pastagem e mineração (variando entre 3 e 27%). A Tabela 9 traz a classificação litológica dos sítios amostrais do PARNA Serra do Gandarela.

Tabela 8. Resultados das métricas de cobertura vegetal e uso da terra nos sítios amostrais no PARNA Serra do Gandarela.

Métrica	Cachoeira Chica Dona	Cachoeira Mingu	Córrego Viana	Córrego Mina do Lopes	Córrego Cortesia	Cachoeira Viana	Córrego Ferro Puro	Cachoeira Sansa	Rio das Velhas	Lagoa do Metro
% vegetação natural	93,374	99,442	91,014	87,156	91,427	94,458	95,316	85,285	86,667	5,600
% urbanização	0	0	0	0	0	0	0	0,332	3,353	0
% agricultura/pastagem/mineração	6,626	0,558	8,987	12,844	8,573	5,542	4,684	2,376	0,222	94,399
Elevação média (m)	1355,66	1205,98	1286,44	1375,95	1387,38	1222,91	1468,19	1107,27	1039,47	1416,10
Declividade média (%)	20,71	19,55	23,08	11,80	16,40	19,27	23,21	22,69	23,37	19,17
Densidade Populacional (habitantes/km ²)	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0,04	0
Densidade Habitacional (domicílios/km ²)	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0
Distância até rodovia (km)	10,77	4,35	7,33	13,89	8,75	3,71	15,04	0,19	0,09	12,83
Distância até cidade (km)	7,05	4,11	7,45	13,88	9,28	4,42	10,85	0	1,50	12,60

Fonte: Elaboração Própria



Figura 8. Imagem de satélite do ponto do Córrego Mina (ponto em amarelo), destacando a área de mineração que foi identificada como formação rupestre e afloramento rochoso pela classificação do MapBiomass, que utiliza imagens em escala diferente às imagens do Google Earth. A linha em verde demarca o buffer utilizado e a linha azul representa o curso d’água.

Fonte: Google Earth

Tabela 9. Classificação litológica nos sítios amostrais no PARNA Serra do Gandarela.

Área mineral (km)	Cachoeira Chica Dona	Cachoeira Mingu	Córrego Viana	Córrego Mina do Lopes	Córrego Cortesia	Cachoeira Viana	Córrego Preto	Cachoeira Samsa	Rio das Velhas	Lagoa do Metro
Metaconglomerado	5,71	4,15	1,26	0	1,32	11,71	0	14,33	15,92	0
Filito	1,13	0	0	0	0	0	1,01	0	0	0
Itabirito	0,02	0	0	0,18	0	0	0,30	0	0	0,03
Areia	0,33	0	0	0,012	0	0	0,79	0	0	0,06
Metamáfica, Metagrauvaca, Xisto	7,48	0	0	0	0,45	0	0	5,96	13,06	0

Fonte: Elaboração Própria

3.2 Protocolo de Avaliação Ecológica Rápida de Integridade de Zonas Ripárias e Diversidade de Habitats Físicos

Os resultados da aplicação do RAP (Tabela 10) evidenciaram elevada diversidade de habitats e integridade ambiental nos ecossistemas aquáticos do PARNA Serra

do Gandarela e seu entorno. Com exceção do Córrego Preto (P7) e P8-P9, em todos os sítios amostrados dentro dos limites do PARNA Serra do Gandarela ou fora de seus limites, a pontuação foi superior a 70, sendo classificados como áreas em condições de referência. O Córrego Preto (P7) possui características que o distanciam da condição natural, devido à proximidade com estrada, presença de barramento no leito, ausência de mata ciliar, elevada deposição de sedimentos finos (areia/lama) (Figura 9 C). Os sítios amostrais 8 e 9 apresentaram os piores valores, sendo ambos categorizados como trechos impactados (Figura 9 E e 9 D, respectivamente).

Tabela 10. Pontuação obtida por cada sítio amostral na aplicação do Protocolo de Avaliação de Condições Ecológicas de Callisto et al. (2002). As pontuações variam de 0 a 4 nos 10 primeiros parâmetros e de 0 a 5 nos parâmetros 11 a 22.

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
1. Tipo de ocupação das margens	2	4	4	4	4	4	4	0	0
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	2	4	2	4	2	4	2	2	0
3. Alterações antrópicas	4	2	2	4	2	4	4	2	0
4. Cobertura vegetal no leito	4	4	4	2	4	0	2	0	0
5. Odor da água	4	4	4	4	4	4	4	2	2
6. Oleosidade da água	4	4	4	4	4	4	4	4	4
7. Transparência da água	4	4	4	4	4	4	0	4	2
8. Odor do sedimento (fundo)	4	4	4	4	4	4	4	2	2
9. Oleosidade do fundo	4	4	4	4	4	4	4	4	4
10. Tipo de fundo	4	4	4	3	4	4	2	2	2
11. Tipos de fundo (habitats)	5	5	5	5	5	3	2	0	0
12. Extensão de rápidos	5	5	2	2	3	2	2	2	0
13. Frequência de rápidos	5	5	3	5	5	2	2	2	0
14. Tipos de substrato	5	0	3	4	2	0	0	0	0
15. Deposição de lama	5	5	5	4	3	3	0	0	0
16. Depósitos sedimentares	5	5	5	4	3	2	2	2	2
17. Alteração no canal do rio	5	5	5	5	5	5	5	2	0
18. Características do fluxo das águas	5	2	5	2	4	3	5	2	0
19. Presença de mata ciliar	2	5	5	5	5	3	5	0	0
20. Estabilidade das margens	3	4	5	5	4	5	2	0	0
21. Extensão da mata ciliar	3	5	3	5	5	5	0	0	0
22. Presença de plantas aquáticas	5	4	5	2	3	2	0	0	0
Total	89	88	87	85	83	71	55	32	18

Fonte: Elaboração Própria

Os resultados da aplicação do protocolo de Callisto et al. (2002) permitiram construir um gradiente de condições ambientais considerando os sítios amostrais com maior pontuação e condições de referência ambiental até os sítios mais degradados por pressões de atividades humanas e menor pontuação. Sítios amostrais com maior percentual de cobertura vegetal e mínima intervenção antrópica (Cachoeira Chica Dona e Córrego do Viana; Figuras 9 A e 9

B) apresentaram valores mais altos no RAP, enquanto pontos com mínima cobertura vegetal e maior intervenção antrópica (Rio das Velhas e Cachoeira Samsa; Figuras 9 D e 9 E) apresentaram menores valores. Em concordância, o ponto com mínima cobertura vegetal e mínima intervenção antrópica (Córrego Preto; Figura 9 C) apresentou valor intermediário no RAP (Tabela 11).

Tabela 11. Resultados aplicação protocolo hábitat físico no PARNA Serra do Gandarela.

	P1	P3	P4	P5	P6
	Média (\pm SD)	Média (\pm SD)	Média (\pm SD)	Média (\pm SD)	Média (\pm SD)
Morfologia do canal					
Profundidade (cm)	19,80 \pm 13,69	18,8 \pm 18,62	8,40 \pm 4,86	17,6 \pm 12,31	44,06 \pm 23,91
Largura molhada (m)	3,93 \pm 0,21	2,25 \pm 0,23	2,24 \pm 0,73	2,09 \pm 0,64	5,02 \pm 0,55
Largura do leito sazonal (m)	6,30 \pm 0,66	3,26 \pm 0,25	2,75 \pm 0,78	4,90 \pm 0,98	6,18 \pm 0,54
Altura do leito sazonal (m)	0,83 \pm 0,15	1,36 \pm 0,65	0,66 \pm 0,04	1,42 \pm 0,19	0,61 \pm 0,12
Composição do substrato					
% areia	0	53,33 \pm 46,19	13,33 \pm 23,10	46,67 \pm 11,55	40,00 \pm 20,00
% banco de folhas	6,67 \pm 11,55	0	0	0	20,00 \pm 20,00
% cascalho fino	13,33 \pm 11,55	6,67 \pm 11,55	0	20,00 \pm 34,64	0
% cascalho grosso	0	0	0	6,67 \pm 11,55	0
% matacão	33,33 \pm 41,63	0	0	0	0
% rocha lisa	6,70 \pm 12,00	0	0	6,67 \pm 11,50	0
% rocha rugosa	20,00 \pm 20,00	6,67 \pm 11,55	80,00 \pm 34,60	0	26,7 \pm 11,50
% silte/argila/lama	6,67 \pm 11,50	0	6,67 \pm 11,50	0	13,30 \pm 23,10
% seixo	13,3 \pm 11,50	33,33 \pm 57,74	0	20,00 \pm 34,64	0
Cobertura de dossel					
% dossel no canal	87,75 \pm 4,73	92,16 \pm 4,49	91,91 \pm 0,74	99,02 \pm 1,70	83,33 \pm 9,79
% dossel na margem	89,22 \pm 1,70	98,04 \pm 3,40	93,14 \pm 6,80	100,00 \pm 0,00	96,08 \pm 4,49

Fonte: Elaboração Própria



Figura 9. Fotografias dos sítios amostrais ao longo do gradiente ambiental. A e B) Cachoeira Chica Dona e Córrego do Viana, respectivamente, áreas em condições de referência; C) Córrego Preto área impactada; D) Rio das Velhas e E) Cachoeira do Samsa, ambas áreas alteradas.

Fonte: Autores.

3.3 Qualidade de Água

Os valores dos parâmetros de qualidade de água como Potencial Hidrogeniônico, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio estavam em conformidade com os limites da Resolução CONAMA 357/05 para águas Classe 1, em todos os sítios amostrais (Tabela 12). Por outro lado, os valores de Nitrogênio Total no Córrego Cortesia (P5), Fósforo Total no Rio das Velhas (P9), Coliformes na Cachoeira do Mingu (P2), Córrego do Viana (P3), Cachoeira do Viana (P6), Córrego Preto (P7), Cachoeira Samsa (P8) e no Rio das Velhas (P9) excederam os limites da norma. A Cachoeira Samsa (P8) e o Rio das Velhas (P9) apresentaram os piores resultados para Coliformes Termotolerantes, 13 e 27 vezes maiores (respectivamente) ao limite definido pelo CONAMA 357/05 para águas de Classe 2 (200 UFC/100ml).

O Rio das Velhas foi o único sítio amostral a apresentar qualidade de água “Regular” pelo IQA (51 pontos, Tabela 12). Os valores do IQA nos pontos Cachoeira do Mingu (P2), Córrego do Viana (P3), Córrego Cortesia (P5), Cachoeira do Viana (P6), Córrego do Preto (P7) e Cachoeira Samsa (P8) foram

classificados como “Boa” (entre 51 e 79). Os pontos da Cachoeira Chica Dona (P1), Córrego da Mina (P4) e Lagoa do Metro (P10) foram os que apresentaram maior qualidade de água, sendo classificados como “Ótima” pois os valores do IQA permaneceram entre 79 e 100.

Tabela 12. Resultados das variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas nos pontos do PARNA Serra do Gandarela e regiões adjacentes e classificação IQA.

Variáveis	Temp. (°C)	pH	Turbidez (NTU)	STD (ppm)	OD (mg/L)	OD (% sat)	DBO 5 dias/20°C	N Total (mg/L)	P Total (mg/L)	Coliformes Termotole. (UFC/100mL)	Coliformes Totais (UFC/100mL)	Condu. (µS/cm)	Resisti. (KΩ/cm)	Potencial Redox (mV)	Cor (mgPt/mL)	IQA	IQA Classificação
Limites Classe 1	6,0 a 9,0		≤ 40	≤ 500	≥ 6,0		≤ 3,0	10	0,1 (amb. lóxico) 0,02 (amb. líntico)	200					Natural		
Cachoeira Chica Dona	17.1	6.59	1	0	8.8	92	0.96	1.162	0.002	0	160	9.01	115.4	3.1	0	86.3	Ótima
Cachoeira do Mingu	16.8	6.41	0	0	8.8	95	1.03	8.931	0.004	0	400	7.52	114.3	17	0.07	68.7	Boa
Córrego do Viana	18.5	6.36	1	0	7.6	92	0.94	1.546	0.011	160	480	7.74	139.2	170.6	0	71.3	Boa
Córrego da Mina	12.2	6.54	1	20.5	8.8	102	0.61	0.546	0.004	0	160	64.9	10.11	129	0	89	Ótima
Córrego Cortesia	16.4	6	0	68.4	8.3	100	0.34	11.700	0.007	0	80	199.4	5.76	156	0	62.8	Boa
Cachoeira do Viana	15.4	6.65	0	63	9.2	103	0.48	4.085	0.008	0	480	229	5.81	111	0	79.3	Boa
Córrego Ferro Puro (Barramento)	13.7	6.14	2	3.41	6.4	98	0.69	2.392	0.000	0	560	21.3	51.7	34.9	0	77.4	Boa
Cachoeira Samsa	15	6.64	0	3.62	9.3	73	0.96	6.008	0.016	2720	4480	19.4	53.15	157.3	0	57.1	Boa
Rio das Velhas	18.2	7.19	27	34	8.7	103	2.05	6.931	0.026	5440	9600	79.4	13.14	147.8	0	49.7	Regular
Lagoa do Metro	20.1	7.72	5	240	7.1	101	1.29	0.546	0.004	0	0	531	2	125.6	6.39	87.3	Ótima

Fonte: Elaboração Pópria.

Legenda: Temp: Temperatura; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; OD: Oxigênio Dissolvido; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; N: Nitrogênio; P: Fósforo; Coliformes Termotole.: Coliformes Termotolerantes; Condu.: Condutividade; Resisti.: Resistividade. Os valores em vermelho representam violação dos limites para a Classe 1, Resolução CONAMA 357/05.

3.4 Levantamento rápido da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água

3.4.1 Composição taxonômica

Foram coletados 2.785 macroinvertebrados bentônicos classificados em 58 táxons sendo, 51 famílias da classe Insecta distribuídos em 7 famílias de Ephemeroptera, 2 Plecoptera, 9 Trichoptera, 10 Odonata, 4 Hemiptera, 8 Coleoptera, 1 Megaloptera, 9 Diptera e 1 Lepidoptera. Além das classes Clitellata (Hirudinida), Arachnida (Acari), Crustacea, Malacostraca (Amphipoda), Turbellaria (Tricladida), Collembola e a subclasse Oligochaeta. A composição das assembléias bentônicas apresentaram semelhanças entre cada um dos sítios amostrais analisados no PARNA Serra do Gandarela, indicando condições de referência, evidenciando características ambientais satisfatórias para a manutenção da vida nos cursos d’água (Anexo I a, b, c, d, e, f, g, h).

3.4.2 Riqueza taxonômica

Os sítios amostrais que apresentaram a maior riqueza taxonômica foram cachoeira Chica Dona (34), Córrego do Mingu (26), Córrego da Mina (24), Córrego Cortesia (20), Córrego do Viana (19), Cachoeira do Viana (18) e Córrego Preto (16), respectivamente. Os sítios amostrais com maiores

abundâncias de organismos foram Córrego do Mingu (598), Córrego Preto (495), cachoeira Chica Dona (416), Cachoeira do Viana (392), Córrego da Mina (375), Córrego Cortesia (323) e Córrego do Viana (186) (Figuras 10a e 10b).

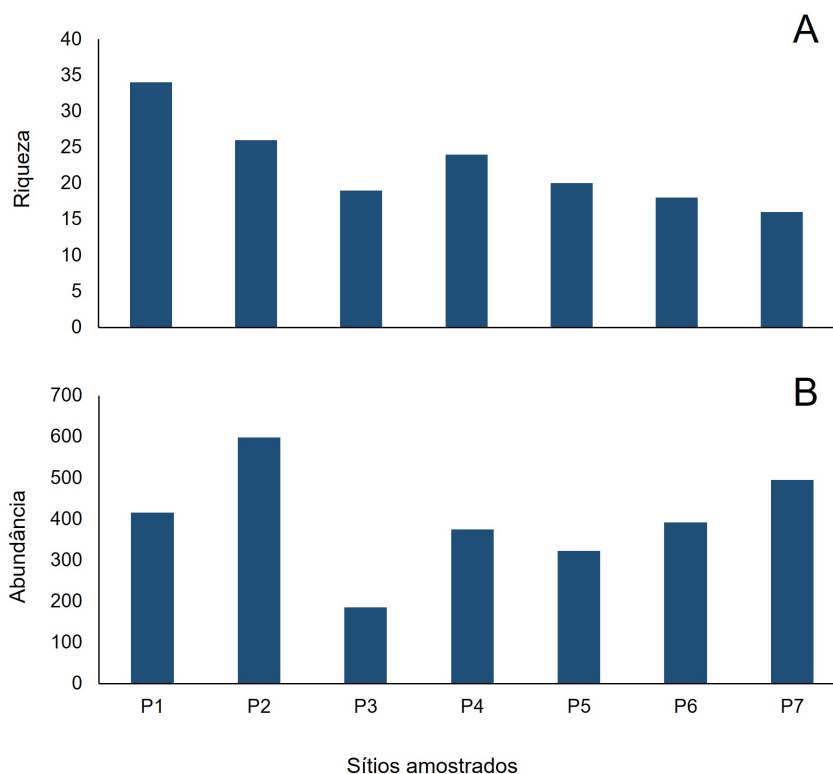


Figura 10: (a) Riqueza taxonômica (número de famílias) e (b) abundância de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos, bioindicadores de qualidade da água coletados nos sítios amostrais do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.3 Índices de diversidade de Shannon-Wiener, Simpson e Pielou

O índice de diversidade de Shannon-Wiener variou entre 2,21 (Cachoeira Chica Dona) e 0,91 (Córrego Preto) (Figura 11a). O índice de diversidade de Simpson variou entre 0,81 (P3) e 0,37 (P7) (Figura 11b) e a equitabilidade de Pielou, entre 0,63 (Cachoeira Chica Dona) e 0,72 (Córrego do Viana) (Figura 11c).

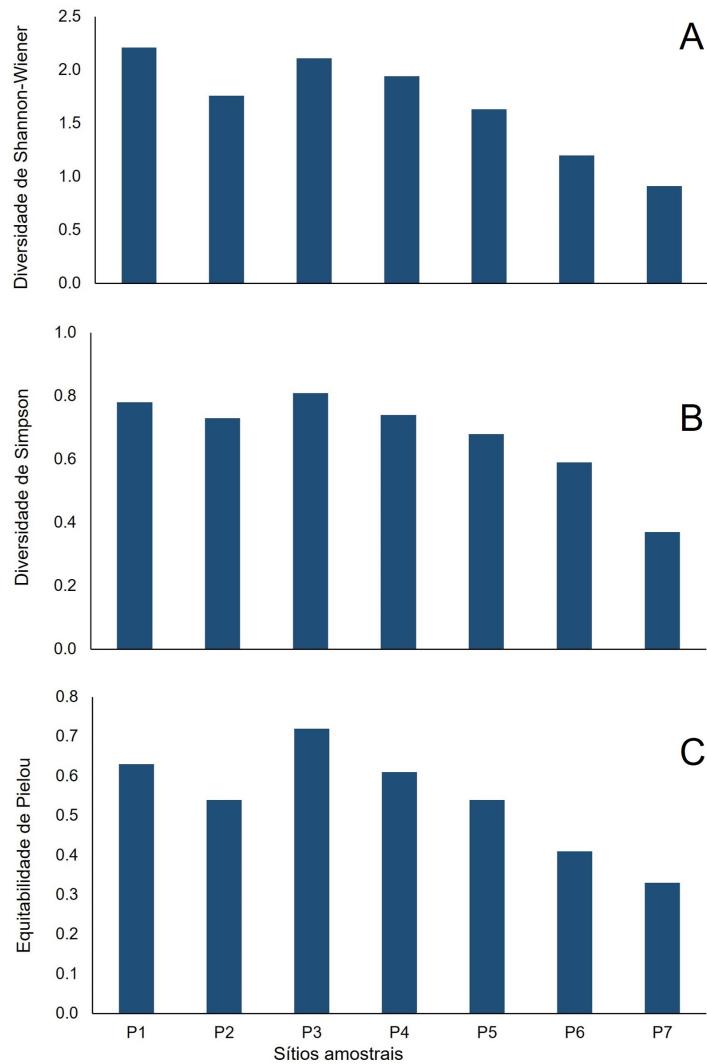



Figura 11: (a) Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, (b) Índice de H' Simpson, (c) índice J' de Pielou nos 7 (sete) sítios amostrais do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.
 Fonte: Elaboração Própria.

3.4.4 Índices BMWP e BMWP-ASPT





As pontuações obtidas no índice BMWP indicam que em todos os sítios amostrais analisados, a qualidade da água encontra-se “Excelente” (Tabela 13). O índice BMWP-ASPT apresentou uma classificação “Muito boa” para a qualidade das águas nos sítios amostrais P1; P3; P4; e P6, e qualidade “Boa” para os sítios P2; P5 e P7 (Tabela 14).

Tabela 13. Resultados da aplicação do índice BMWP nos sítios amostrais no Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Classe	Sítio amostral	Somatório da pontuação	Qualidade de água	Cor indicativa
I	P1	205	Excelente	
I	P2	143	Excelente	
I	P3	113	Excelente	
I	P4	144	Excelente	
I	P5	104	Excelente	
I	P6	112	Excelente	
I	P7	88	Excelente	

Fonte: Elaboração Própria.

Tabela 14. Resultados da aplicação do índice BMWP-ASPT nos sítios amostrais no Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Classe de qualidade	Sítio amostral	Pontuação	Qualidade de água	Cor indicativa
I	P1	6,41	Muito Boa	
II	P2	5,72	Boa	
I	P3	6,28	Muito Boa	
I	P4	6,26	Muito Boa	
II	P5	5,78	Boa	
I	P6	6,22	Muito Boa	
II	P7	5,50	Boa	

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.5 Bioindicadores Bentônicos

Foram encontrados organismos sensíveis, tolerantes e resistentes à poluição ao longo do gradiente de condições ecológicas nos sítios amostrais no PARNA Serra do Gandarela (Figura 12a).

3.4.6 Grupos Tróficos Funcionais

De acordo com a classificação dos grupos funcionais alimentares foi observado que na maioria dos sítios amostrados houve predominância de coletores-catadores (CC), seguidos de predadores, coletores-filtradores, raspadores e fragmentadores (Figura 12b).

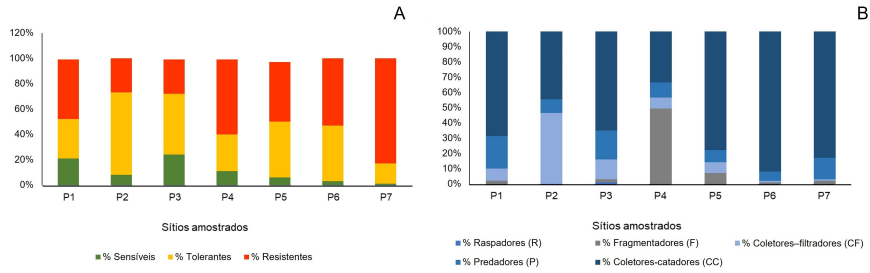


Figura 12: (a) Classificação dos bioindicadores bentônicos classificados em sensíveis, tolerantes e resistentes à poluição, (b) grupos funcionais alimentares (GFA) nos 7 do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.7 Funcionamento de ecossistemas

Houve predominância de fragmentadores sobre coletores-filtradores e coletores-catadores (F/CF+CC) em relação às proporções de raspadores e coletores-filtradores sobre fragmentadores e coletores-catadores (R+CF/F+CC) e coletores-filtradores sobre coletores-catadores (CF/CC) (Tabela 15).

Tabela 15. Avaliação dos atributos de ecossistemas aplicados aos macroinvertebrados bentônicos coletados nos 7 sítios amostrais do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Atributos do ecossistema	Sítios amostrais						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
CF/CC	0,10	1,00	0,20	0,20	0,10	0,00	0,00
F/CF+CC	1,00	0,50	0,80	7,20	1,70	1,90	2,30
R+CF/F+CC	0,10	1,00	0,20	0,10	0,10	0,00	0,00

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.8 Densidade de organismos

Não houve diferença significativa entre os valores de densidade de macroinvertebrados bentônicos quando comparados os substratos areia, cascalho e folhiço (Figura 13a).

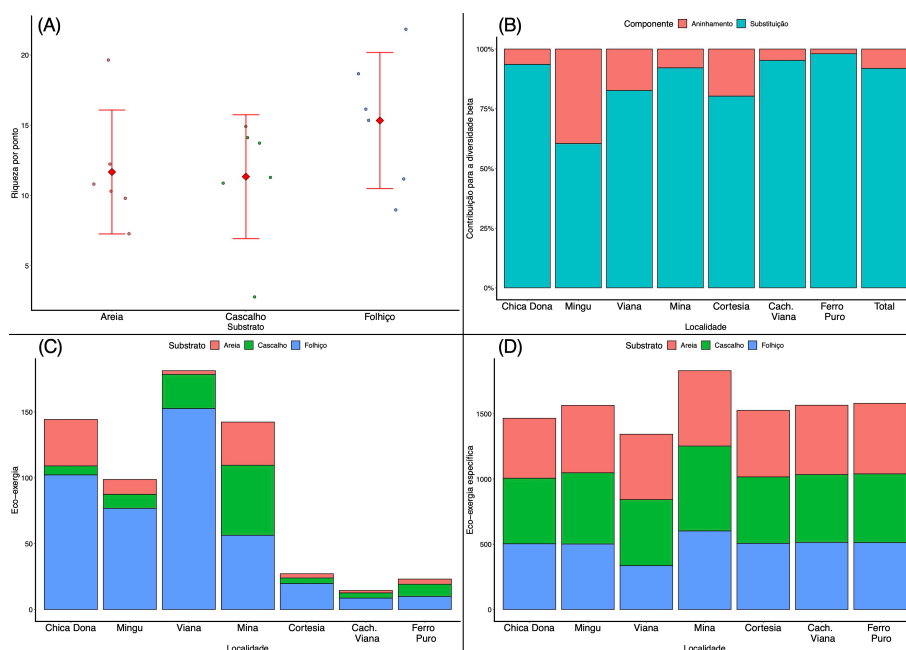


Figura 13: (a) Densidade de indivíduos por substrato amostrado, (b) porcentagem da contribuição de aninhamento e substituição para a dissimilaridade de espécies dentro de cada riacho, (c) variação da eco-exergia entre os substratos, (d) Eco-exergia específica entre os substratos dos riachos amostrados no Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.9 Índices Multimétricos- MMI

O cálculo do índice multimétrico de Ferreira et al. (2011) evidenciou águas em condição “excelente” nos sítios P1 a P5, “boa” nos demais. Por outro lado, os resultados do cálculo do índice multimétrico proposto por Macedo et al. (2016) classificaram os sítios amostrais Córrego do Mingu e do Viana como águas de “boa” qualidade, sítio Cachoeira Chica Dona com qualidade “regular” e os sítios Córrego da Mina; Cortesia; Cachoeira do Viana e Córrego Preto como “ruim”. Os resultados da aplicação do índice multimétrico proposto por Silva et al. (2017) corroboraram estas classificações (Tabela 16).

Tabela 16. Avaliação dos índices multimétricos aplicados aos macroinvertebrados bentônicos coletados nos 7 sítios amostrais do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

Índices multimétricos	Sítios amostrais						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
MMI (Ferreira et al., 2011)	28	30	28	30	28	26	22
MMI (Macedo et al., 2016)	78	86	95	57	57	55	29
MMI (Silva et al., 2017)	65	54	60	54	51	21	0

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.10 Diversidade Beta

A diversidade β entre os riachos em todo o PARNA Serra do Gandarela e seu entorno é de 0,82, sendo a substituição o componente que mais contribui para a diferença (91,9%), demonstrando que as áreas são heterogêneas e únicas na composição de espécies. A dissimilaridade entre os substratos dentro de cada riacho foi de, em média 15,13%, com a substituição contribuindo mais para a diversidade β , totalizando em média 86,03% (Tabela 17; Figura 13b).

Tabela 17. Percentual de aninhamento e substituição por riacho amostrado.

Análise com base nos macroinvertebrados bentônicos coletados nos sítios amostrais do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Aninhamento (%)	6,46	39,58	17,35	7,89	19,73	4,76	1,98
Substituição (%)	93,54	60,42	82,65	92,11	80,27	95,24	98,02
Diversidade β	0,75	0,83	0,62	0,68	0,72	0,70	0,74

Fonte: Elaboração Própria.

3.4.11 Eco-exergia

Houve uma variação entre os substratos (Figura 13c) quanto aos valores de eco-exergia, sendo maior no folhiço que nos demais, com exceção do P7 onde o folhiço não diferiu do cascalho. O maior valor de eco-exergia foi registrado no sítio P3 (média= 22,66), seguido dos sítios P1 (média = 16,02) e P4 (média = 15,81). O menor valor foi registrado no sítio P6 (média = 1,61). Por outro lado, os valores de eco-exergia específica (Figura 13d) não variaram entre os sítios amostrais nem entre os tipos de substrato.

4. Discussão

4.1 Protocolo de Avaliação Ecológica Rápida

Os ecossistemas aquáticos no PARNA Serra do Gandarela foram classificados como riachos em condição de referência, pois obtiveram pontuação superior a 60 no Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (RAP), alta diversidade de habitats, incluindo cobertura vegetal bem preservada, margens estáveis, com mínima alteração antrópica. Esses resultados foram semelhantes aos encontrados na avaliação ecológica realizada em outra disciplina de pós-graduação em Ecologia na RPPN Santuário do Caraça (Fernandes et al., 2022). Ambas as unidades de conservação figuram entre os últimos locais que preservam ecossistemas aquáticos com águas de qualidade especial na porção Sul da Serra do Espinhaço (Fernandes et al., 2022; Rosa e Magalhães Júnior, 2019).

Os resultados da caracterização física do habitat evidenciaram que a região do PARNA Serra do Gandarela possui riachos pequenos (até 6 metros de

largura), conforme classificação de Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008). Houve também a caracterização de grande mudança no nível d'água sazonal dos riachos amostrados, podendo chegar a até dois metros de diferença. Em um parque aberto à visitação em todas as épocas do ano, como o PARNA Serra do Gandarela, é importante considerar estas variações na estruturação local, com o intuito de reduzir riscos de acidentes com banhistas e visitantes.

A variação na composição do substrato de fundo entre os locais deve-se, principalmente, a diferenças na velocidade do fluxo d'água (Fagundes et al., 2021). Em geral, quando o fundo é composto predominantemente por rochas e matacões, é um indicativo de fluxos mais velozes, com maior capacidade física em transportar sedimentos de pequeno tamanho como siltes, argilas, areias e cascalhos que se depositam em áreas de remanso e riachos mais lentos a jusante (Santos et al., 2020; Kemp e Katopodis, 2017). Entretanto, mudanças na composição do fundo podem ser indicativas de assoreamento nas margens ou impactos a montante dos trechos. Especialmente no caso do PARNA Serra do Gandarela, as atividades extrativistas de mineração no seu entorno podem vir a aumentar a entrada de sedimentos nos riachos, seja por aporte direto ou indireto (Pontes et al., 2013; Lopes et al., 2014).

Todo o conjunto do PARNA Serra do Gandarela pertence a um importante aquífero que pode armazenar até 1,6 trilhões de metros cúbicos de água por ano que contribui para o abastecimento de mais de cinco cidades na região, incluindo Belo Horizonte, devido à retenção e lenta liberação de água ao longo do ano (Franco et al., 2017; Fonseca e Valadão, 2017). Isso se deve à grande geodiversidade local, constituída por uma série de características únicas, associadas à geomorfologia ferruginosa que proporciona à Serra do Gandarela grande capacidade de recarga e armazenamento de água. Nesse sentido, pode-se considerar o parque como um território composto por ecossistemas de equilíbrio frágil que pode ser profundamente impactado de maneira irreversível por ações antrópicas (Santos et al., 2018).

Para o gradiente de elevação, pontos mais baixos coincidem com locais mais urbanizados. Conseqüentemente, estes também foram locais registrados como impactados e cujas águas não são recomendadas para uso humano. Isso salienta a necessidade de se preservar a vegetação e de implementar políticas públicas para conservação e melhora da qualidade das águas e demais atributos naturais que contribuem para manutenção desses riachos dentro e fora do parque, incluindo a limitação ou regulação do uso antrópico próximo a esses riachos.

Nas últimas décadas, o Quadrilátero Ferrífero vem sofrendo grandes pressões políticas e econômicas visando sua exploração mineral. Na contramão desse apelo econômico, temos uma das maiores áreas de conservação ambiental do estado, uma região com grande biodiversidade de espécies e endemismos. Dessa forma, a criação do PARNA Serra do Gandarela garante a conservação ambiental, constituindo-se como bem da União, que por seu caráter federal possui maior robustez em termos legislativos.

A presença de ecossistemas associados às formações rochosas ferruginosas (cangas e itabiritos) nas áreas estudadas eleva seu caráter de conservação, uma vez que os ecossistemas ferruginosos possuem características únicas com distribuições extremamente restritas e geralmente em áreas altamente exploradas por mineração (Drummond et al., 2005). A área do PARNA Serra do Gandarela

é composta por distintas formações florestais e campestres com alto grau de conservação, o que é um importante indicativo de qualidade e heterogeneidade de ambientes terrestres que estão intimamente conectados aos ambientes aquáticos (Dolabela et al., 2022; Leal et al., 2020). Os baixos níveis de antropização dos pontos inseridos no parque refletem a importância da criação dessa unidade de conservação como medida de evitar a expansão urbana e conter atividades de mineração no Quadrilátero Ferrífero.

4.2 Qualidade de Água

Idealmente, a gestão de recursos hídricos deve ser descentralizada, com participação tanto do poder público quanto da população (Mota, 2012). Nesse contexto o Índice de Qualidade de Água (IQA) é instrumento para diagnosticar a qualidade de água, facilitando tomada de decisões e estabelecimento dos usos de recursos hídricos. Entretanto, o IQA é uma ferramenta com contribuições de variáveis primárias (parâmetros), que determina a qualidade das águas por alteração de todos os parâmetros associados, podendo ser pouco influenciado pela alteração de um único parâmetro. De modo geral, os valores do IQA nos sítios amostrais evidenciaram águas de boa qualidade, com exceção do trecho do Rio das Velhas em Rio Acima (49,7). No entanto, foram identificados valores que violam a Resolução Conama 357/2005 classe 2 para os parâmetros Nitrogênio Total (11.700 mg/L e 6.008 mg/L) e Coliformes Fecais (80 UFC/100ml e 4480 UFC/100ml) no Córrego Cortesia e Cachoeira Samsa, respectivamente. Por outro lado, no Rio das Velhas o resultado do IQA foi “Regular” devido aos elevados teores de coliformes termotolerantes (5440 UFC/100ml).

Em geral, os nutrientes fósforo e nitrogênio ocorrem naturalmente nos ambientes aquáticos, mas em áreas urbanas lançamentos de efluentes domésticos sem tratamento podem aumentar as concentrações na água (Von Sperling, 2005). Os teores de Fósforo Total e Nitrogênio Total mensurados na Cachoeira Samsa e no trecho do Rio das Velhas, ultrapassaram em 13 e 27 vezes respectivamente os limites para Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05. A presença de Coliformes Fecais em altas concentrações (limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros) pode representar risco de transmissão de doenças como cólera, febre tifoide e disenteria, o que inviabiliza sua utilização para contato primário para banho ou uso direto pelos moradores locais.

4.3 Levantamento Rápido da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água

Os riachos amostrados no PARNA Gandarela e seu entorno podem ser classificados como em condições de referência, uma vez que foram amostrados organismos sensíveis, tolerantes e resistentes à poluição em todos os sítios amostrados. Estudos com macroinvertebrados bentônicos em diferentes substratos apontam maior riqueza e abundância de organismos em substratos de folhiço em relação aos de areia e cascalho, corroborando observações anteriores (Souza et al., 2020, Ligeiro et al., 2021). Isso deve-se à estabilidade de substratos que oferecem abrigo e alimento, coletando partículas orgânicas finas, sendo

o habitat ideal para organismos detritívoros e fragmentadores (Merritt et al., 2014, Ligeiro et al., 2010). Os resultados observados neste estudo demonstram uma maior abundância e riqueza de macroinvertebrados que se alimentam de partículas de detritos que são depositadas nos sedimentos, incluindo algas, bactérias e/ou partículas de detritos em áreas deposicionais. Observamos também muitos predadores (p.ex. Odonata, Heteroptera) que capturam presas e/ou ingerem fluidos corporais de animais vivos.

Em relação à avaliação do índice multimétrico (MMI) proposto por Ferreira et al. (2011) que utiliza seis métricas biológicas, a qualidade das águas em sete riachos estudados no PARNA Gandarela e seu entorno teve classificação “muito boa”. Por outro lado, os resultados dos índices de Macedo et al. (2016) e Silva et al. (2017), que consideraram respectivamente quatro e sete métricas, evidenciaram variações na qualidade ecológica dos riachos analisados. Resultados de índices multimétricos podem ser ligeiramente contraditórios devido a peculiaridades e características biológicas nos sítios amostrais (Martins et al., 2020, Vadas et al., 2022).

Os resultados de diversidade β evidenciam que a heterogeneidade de substratos é importante para manter a riqueza de espécies de macroinvertebrados, e o componente principal da diversidade β entre os riachos e os substratos foi a substituição de espécies. Ou seja, a cada novo sítio amostrado, as variações são causadas pelo encontro de novas espécies, reforçando a importância de conservar o conjunto de riachos e evitar a homogeneização dos habitats para manter a diversidade taxonômica de organismos (Hermoso et al., 2012) nos riachos de cabeceira do PARNA Serra do Gandarela e seu entorno.

Em relação aos resultados de indicadores termodinâmicos eco-exergia e eco-exergia específica, ambos estão de acordo com o esperado para riachos em condições de referência, conforme previsto por Linares et al. (2018a, 2018b, 2019). Os altos valores de eco-exergia encontrados, especialmente nos 5 sítios amostrais com maior pontuação na avaliação de heterogeneidade de habitat refletem a condição de conservação ambiental desses ecossistemas. Esses resultados indicam alta capacidade dos ecossistemas em manter fluxos de energia com o meio externo, sua maior diversidade e redundância funcional, bem como alta complexidade (Salas et al., 2005). Uma vez que a eco-exergia reflete o grau de entropia do sistema, podemos inferir que os sítios P1 a P5 possuem baixa entropia, condição relacionada a ambientes pouco perturbados (Jørgensen e Nielsen, 2007; Linares et al., 2018a). Além disso, os valores mais altos de eco-exergia encontrados nos bancos de folhas em detrimento dos demais substratos ressaltam a importância destes locais como ilhas de biodiversidade (Callisto et al., 2021a; Linares et al., 2018b; Ligeiro et al., 2021). Uma vez que estes riachos são sombreados pelo dossel de matas ciliares, a perda de vegetação ripária poderia ocasionar a diminuição da entrada de matéria orgânica, principal fonte de entrada de energia no sistema e, conseqüentemente, a redução dos bancos de folhas submersos.

5. Conclusões

Águas de classe especial abundantes são um caso raro em Regiões Metropolitanas (Macedo et al., 2022). Então, a provisão de águas de excelente qualidade,

como é o caso do PARNA Serra do Gandarela, é fundamental para contribuir também com a segurança hídrica de 5,5 milhões de habitantes da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Os dados levantados neste estudo podem subsidiar o estabelecimento de um Programa Contínuo de Biomonitoramento de Qualidade de Água e Bioindicadores Bentônicos dos ecossistemas aquáticos no PARNA Serra do Gandarela. Em paralelo, atividades de educação ambiental poderão considerar metodologias de Monitoramento Participativo e ciência cidadã fomentando atividades de conscientização ambiental, valorização de bens e serviços ecossistêmicos, utilizando a vida aquática como modelo de trabalho.

Agradecimentos

Os autores são especialmente gratos ao incentivo dos Programas de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da UFMG, Ecologia/UFV, ao apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento e Tecnológico (CNPq, processos 304060/2020-8 a MC e 308350/2022-7 a RS), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) – Financiamento Código 001 e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG (PPM 00104-18 a MC).

Anexo I

Anexo I- Composição taxonômica macroinvertebrados bentônicos coletados nos substratos areias, cascalho e folhço em cada sítio amostral no Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022. GTF: grupos tróficos funcionais.

Taxa		GTF	P1			P2		
			Areia	Cascalho	Folhço	Areia	Cascalho	Folhço
Ephemeroptera	Baetidae	CC	16	23	32	14	6	72
Ephemeroptera	Caenidae	CC	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	Leptoceridae	CC	0	0	0	4	0	0
Ephemeroptera	<i>Campilocia</i>	CC	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Euthyplociidae	CC	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Gripopterygidae	FR	1	1	2	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	PR	1	2	36	2	0	13
Trichoptera	Helichopsychidae	RA	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydropsychidae	CF	1	0	3	0	0	5
Trichoptera	Odontoceridae	FR	1	0	1	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	RA	0	1	0	0	0	0
Trichoptera	Calamoceratidae	CC	0	0	6	0	0	8
Trichoptera	<i>Oxyethira</i>	RA	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	<i>Phylloicus</i>	FR	1	0	0	0	0	0
Trichoptera	<i>Barypenthus</i>	FR	0	1	0	0	0	0
Trichoptera	Polycentropodidae	CF	0	0	4	0	0	0
Odonata	Corduliidae	PR	5	0	0	0	0	1
Odonata	Gomphidae	PR	0	1	0	0	0	1
Odonata	Libellulidae	PR	0	1	0	1	0	2
Odonata	Calopterygidae	PR	0	0	0	0	0	2
Odonata	Perilestidae	PR	0	0	1	0	0	0
Odonata	Coenagrionidae	PR	0	0	1	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata	Dictyriidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata	Libellulidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata	Megapodagrionidae	PR	0	4	1	1	0	5
Heteroptera	Veliidae	PR	3	0	0	0	0	3
Heteroptera	Naucoridae	PR	2	0	1	0	0	5
Heteroptera	Helotrephidae	PR	0	0	0	0	0	3

Anexo I. Composição taxonômica distribuída nos substratos por sítio amostral, com base nos macroinvertebrados bentônicos coletados nos sítios amostrais do Parque Nacional da Serra do Gandarela (MG), em agosto de 2022. GTF: grupos tróficos funcionais.

Continua

Taxa	GTF	P1			P2		
		Areia	Cascalho	Folhíço	Areia	Cascalho	Folhíço
Hemiptera Corixidae	PR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Hydrophilidae	PR	0	0	0	0	0	1
Coleoptera Psephenidae	RA	1	0	0	0	0	0
Coleoptera Elmidae	CC	4	2	1	0	0	3
Coleoptera Dytiscidae	PR	0	0	0	0	0	5
Coleoptera Girinidae	PR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Lutrochidae	FR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Staphilinidae	CC	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Hydrophiloidea	PR	2	0	0	0	0	0
Megaloptera Corydalidae	PR	0	1	5	1	0	0
Diptera Tipulidae	FR	0	1	0	2	0	0
Diptera Chironomidae	CC	21	22	130	29	2	121
Diptera Empididae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera Ceratopogonidae	PR	3	0	9	4	0	3
Diptera Tabanidae	PR	0	0	1	0	0	0
Diptera Simuliidae	CF	0	0	7	1	254	0
Diptera Muscidae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera Dixidae	CC	0	0	0	0	0	1
Diptera Culicidae	CC	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta Oligochaeta	CC	15	0	1	1	0	2
Ciliellata Glossiphoniidae	PR	0	1	0	0	0	0
Arachnida Hydracarina	PR	6	0	0	0	0	0
Lepidoptera Pyralidae	FR	1	0	0	0	0	0
Crustacea Decapoda	FR	0	0	0	0	0	0
Malacostraca Amphipoda	FR	0	0	0	0	0	0
Tricladida Planariidae	PR	0	0	0	0	0	0
Collembola Collembola	CC	1	0	0	0	0	0

Continua...

Continua...

Taxa		GTF	P3			P4		
			Areia	Cascalho	Folhico	Areia	Cascalho	Folhico
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	CF	9	4	4	0	9	6
Ephemeroptera	Leptohyphidae	CC	1	9	0	1	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	CC	14	21	30	26	5	14
Ephemeroptera	Caenidae	CC	0	0	0	14	8	3
Ephemeroptera	Leptoceridae	CC	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Campilocia	CC	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	Euthyplociidae	CC	0	0	0	1	2	1
Plecoptera	Gripopterygidae	FR	0	0	3	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	PR	0	4	3	0	4	7
Trichoptera	Helichopsychidae	RA	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydropsychidae	CF	5	2	0	4	3	2
Trichoptera	Odontoceridae	FR	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	RA	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Calamoceratidae	CC	0	0	0	0	1	1
Trichoptera	Oxyethira	RA	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Phylloicus	FR	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Barypenthus	FR	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Polycentropodidae	CF	0	0	0	0	1	1
Odonata	Corduliidae	PR	0	1	0	0	0	1
Odonata	Gomphidae	PR	0	0	0	1	0	0
Odonata	Libellulidae	PR	1	1	0	0	0	0
Odonata	Calopterygidae	PR	0	1	5	0	0	0
Odonata	Perilestidae	PR	0	0	0	0	1	0
Odonata	Coenagrionidae	PR	0	1	2	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	PR	0	0	0	0	1	1
Odonata	Dictyodidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata	Libellulidae	PR	0	0	0	6	0	0
Odonata	Megapodagrionidae	PR	0	0	0	0	1	2
Heteroptera	Veliidae	PR	1	6	2	0	0	0
Heteroptera	Naucoridae	PR	0	0	0	0	0	0

Continua...

Continua...

Taxa	GTF	P3			P4		
		Areia	Cascalho	Folhico	Areia	Cascalho	Folhico
Heteroptera Helotrephidae	PR	0	1	0	0	0	0
Hemiptera Corixidae	PR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Hydrophilidae	PR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Psephenidae	RA	1	0	0	0	0	0
Coleoptera Elmidae	CC	2	1	1	0	0	0
Coleoptera Dytiscidae	PR	0	3	2	0	0	0
Coleoptera Girinidae	PR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Lutrochidae	FR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Staphilinidae	CC	0	0	0	0	0	0
Coleoptera Hydrophiloidea	PR	0	0	0	0	0	0
Megaloptera Corydalidae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera Tipulidae	FR	0	0	1	9	0	0
Diptera Chironomidae	CC	11	10	21	42	4	0
Diptera Empididae	PR	0	0	0	0	0	1
Diptera Ceratopogonidae	PR	1	0	0	10	1	0
Diptera Tabanidae	PR	0	1	0	0	0	1
Diptera Simuliidae	CF	0	0	0	1	0	0
Diptera Muscidae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera Dixidae	CC	0	0	0	0	0	0
Diptera Culicidae	CC	0	0	0	0	0	1
Oligochaeta Oligochaeta	CC	0	0	0	0	0	0
Clitellata Glossiphoniidae	PR	0	0	0	0	0	0
Arachnida Hydracarina	PR	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera Pyralidae	FR	0	0	0	0	0	0
Crustacea Decapoda	FR	0	0	0	50	50	76
Malacostraca Amphipoda	FR	0	0	0	0	0	0
Tricladida Planariidae	PR	0	0	0	0	0	0
Collembola Collembola	CC	0	0	0	0	0	0

Continua...

Continua...

Taxa	GTF	P5			P6		
		Areia	Cascalho	Folhíço	Areia	Cascalho	Folhíço
Ephemeroptera Leptophlebiidae	CF	0	0	4	1	3	0
Ephemeroptera Leptohyphidae	CC	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera Baetidae	CC	23	14	60	35	108	3
Ephemeroptera Caenidae	CC	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera Leptoceridae	CC	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera Campilocia	CC	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera Euthyplociidae	CC	0	0	0	0	0	0
Plecoptera Gripopterygidae	FR	0	2	4	2	0	0
Plecoptera Perlidae	PR	0	7	1	0	2	3
Trichoptera Helicopsychidae	RA	0	0	0	0	0	0
Trichoptera Hydropsychidae	CF	0	15	2	0	0	0
Trichoptera Odontoceridae	FR	0	0	0	0	1	0
Trichoptera Hydroptilidae	RA	0	0	0	1	0	0
Trichoptera Calamoceratidae	CC	0	0	0	0	1	0
Trichoptera Oxyethira	RA	0	0	1	0	0	0
Trichoptera Phylloicus	FR	0	0	0	0	0	0
Trichoptera Barypenthus	FR	0	0	0	0	0	0
Trichoptera Polycentropodidae	CF	0	0	0	0	0	0
Odonata Corduliidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata Gomphidae	PR	0	0	0	0	0	1
Odonata Libellulidae	PR	0	0	0	1	0	1
Odonata Calopterygidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata Perilestidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata Coenagrionidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata Aeshnidae	PR	0	0	0	0	0	0
Odonata Dicteriidae	PR	0	0	2	0	0	0
Odonata Libellulidae	PR	2	0	0	0	0	0
Odonata Megapodagrionidae	PR	0	1	2	0	1	0
Heteroptera Veliidae	PR	0	0	0	0	0	0
Heteroptera Naucoridae	PR	0	0	0	0	0	0
Heteroptera Helotrephidae	PR	0	0	0	0	0	0

Continua...

Continua...

Taxa	GTF	P5			P6			
		Areia	Cascalho	Folhigo	Areia	Cascalho	Folhigo	
Hemiptera	Corixidae	PR	0	0	0	0	0	
Coleoptera	Hydrophilidae	PR	0	1	1	2	1	5
Coleoptera	Psephenidae	RA	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	CC	0	1	0	1	2	2
Coleoptera	Dytiscidae	PR	0	0	2	0	0	0
Coleoptera	Girinidae	PR	1	0	0	0	0	0
Coleoptera	Lutrochidae	FR	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Staphilinidae	CC	0	0	0	0	0	1
Coleoptera	Hydrophiloidea	PR	0	0	0	0	0	0
Megaloptera	Corydalidae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera	Tipulidae	FR	1	6	3	0	1	0
Diptera	Chironomidae	CC	20	61	71	47	64	94
Diptera	Empididae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	PR	2	0	2	5	1	0
Diptera	Tabanidae	PR	0	0	0	0	0	0
Diptera	Simuliidae	CF	0	1	2	0	0	0
Diptera	Muscidae	PR	0	0	1	0	0	0
Diptera	Dixidae	CC	0	0	0	0	0	0
Diptera	Culicidae	CC	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Oligochaeta	CC	0	0	0	1	0	0
Clitellata	Glossiphoniidae	PR	0	0	0	0	0	0
Arachnida	Hydracarina	PR	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	Pyralidae	FR	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Decapoda	FR	0	0	0	0	0	0
Malacostraca	Amphipoda	FR	6	0	0	0	0	0
Tricladida	Planariidae	PR	0	1	0	0	0	0
Collembola	Collembola	CC	0	0	0	0	0	0

Continua...

Continua...

GTF			P7		
Taxa			Montante	Barragem	Jusante
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	CF	0	0	0
Ephemeroptera	Leptohyphidae	CC	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	CC	1	3	0
Ephemeroptera	Caenidae	CC	0	0	0
Ephemeroptera	Leptoceridae	CC	0	0	0
Ephemeroptera	Campilocia	CC	0	0	0
Ephemeroptera	Euthyplocidae	CC	0	0	0
Plecoptera	Gripopterygidae	FR	4	0	1
Plecoptera	Perlidae	PR	0	0	0
Trichoptera	Helichopsychidae	RA	1	0	0
Trichoptera	Hydropsychidae	CF	0	0	0
Trichoptera	Odontoceridae	FR	0	0	0
Trichoptera	Hydroptilidae	RA	0	0	0
Trichoptera	Calamoceratidae	CC	0	0	0
Trichoptera	Oxyethira	RA	0	0	0
Trichoptera	Phylloicus	FR	0	0	0
Trichoptera	Barypenthus	FR	0	0	0
Trichoptera	Polycentropodidae	CF	2	0	0
Odonata	Corduliidae	PR	0	0	0
Odonata	Gomphidae	PR	0	0	0
Odonata	Libellulidae	PR	0	1	0
Odonata	Calopterygidae	PR	0	0	0
Odonata	Perilestidae	PR	0	1	0
Odonata	Coenagrionidae	PR	0	0	0
Odonata	Aeshnidae	PR	0	0	0
Odonata	Dictyrididae	PR	0	0	0
Odonata	Libellulidae	PR	0	0	0
Odonata	Megapodagrionidae	PR	0	4	0
Heteroptera	Veliidae	PR	2	0	6
Heteroptera	Naucoridae	PR	0	0	0
Heteroptera	Helotrephidae	PR	0	0	0

Continua...

Continua...

Taxa	GTF		P7		
			Montante	Barragem	Jusante
Hemiptera	Corixidae	PR	0	1	0
Coleoptera	Hydrophilidae	PR	0	0	0
Coleoptera	Psephenidae	RA	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	CC	0	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	PR	0	0	0
Coleoptera	Girinidae	PR	0	0	0
Coleoptera	Lutrochidae	FR	0	0	2
Coleoptera	Staphilinidae	CC	0	0	0
Coleoptera	Hydrophiloidea	PR	0	0	0
Megaloptera	Corydalidae	PR	0	1	1
Diptera	Tipulidae	FR	0	0	2
Diptera	Chironomidae	CC	83	41	264
Diptera	Empididae	PR	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	PR	17	19	18
Diptera	Tabanidae	PR	0	0	0
Diptera	Simuliidae	CF	3	0	1
Diptera	Muscidae	PR	0	0	0
Diptera	Dixidae	CC	0	0	0
Diptera	Culicidae	CC	0	0	0
Oligochaeta	Oligochaeta	CC	0	2	14
Clitellata	Glossiphoniidae	PR	0	0	0
Arachnida	Hydracarina	PR	0	0	0
Lepidoptera	Pyrilidae	FR	0	0	0
Crustacea	Decapoda	FR	0	0	0
Malacostraca	Amphipoda	FR	0	0	0
Tricladida	Planariidae	PR	0	0	0
Collembola	Collembola	CC	0	0	0

Continua...

Fonte: Elaboração própria.

Referências

- Agra, J. U. M., Ligeiro, R., Macedo, D. R., Hughes, R. M, e Callisto, M. (2018). Ecoregions and stream types help us understand ecological variability in Neotropical reference streams. *Marine and Freshwater Research*, v. 70, n. 4, p. 594-602. DOI:10.1071/MF18309
- ANA - Agência Nacional de Águas. (2022). **Indicadores de qualidade: índice de qualidade das águas (IQA)**. Portal da Qualidade das Águas.
- APHA - American Public Health Association. (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington DC: American Public Health Association.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, v.19, n.1, p.134-143. DOI: [10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x](https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x)

- Baselga, A., e Orme, C. D. L. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v.3, n.5, p.808-812. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x
- Bizzo, M. R. O., Menezes, J., e Andrade, S. F. (2014). Protocolos de avaliação rápida de rios (PAR). **Caderno de estudos geoambientais**, v.4, n.1, p.5-13.
- Brasil. (1997). Lei Federal Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos**.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2005). Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconametask=arquivo.download&id=450>. Acesso em 19 de set. 2022.
- Brasil. (2012). Novo Código Florestal, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em 19 de set. 2022.
- Brasil. (2014). Decreto de 13 de outubro de 2014. **Cria o Parque Nacional da Serra do Gandarela, estado de Minas Gerais**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF. Seção 1, p.1.
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., e Mooney, H.A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, v.32, p.67-98. DOI:10.1146/annurev.energy.32.031306.102758
- Callisto, M., Ferreira, W., Moreno, P., Goulart, M., e Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98. ISSN: 2179-975X.
- Callisto, M., Macedo, D. R., Alves, C. B. M. A., Golgher, A. B., Agra, J. U., Magalhães, S., e Costa, I. S. (2021a). Avaliação Ecológica Rápida de qualidade de água no rio das Velhas. **Revista Espinhaço**, v.10, n. 2. DOI: [10.5281/zenodo.5722097](https://doi.org/10.5281/zenodo.5722097)
- Callisto, M., Mugnai, R., Castro, D. M. P., e Linares, M. S. (2021b). Sampling Methods for Aquatic Insects. **Measuring Arthropod Biodiversity**, p.523-543. DOI: [10.1007/978-3-030-53226-0_20](https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0_20)
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2022). **IQA – Índice de Qualidade das Águas**. São Paulo: CETESB. Disponível em: [Apêndice-D-Índices-de-Qualidade-das-Águas.pdf \(cetesb.sp.gov.br\)](https://cetesb.sp.gov.br/Arquivos/AnexoD-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf). Acesso em 13 de set. 2022.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., e Andrade, P. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on the Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 69-89. DOI: [10.1080/01650520400025720](https://doi.org/10.1080/01650520400025720)
- Dolabela, B. M., Costa, F. V., Pinto, V. D., Lopes, I., Bezerra-Neto, J. F., Barbosa, F. A. R., e Ribeiro, S. P. (2022). Forest lake ecotones in a tropical forest: Terrestrial invertebrate inputs to lakes decrease with forest distance. **Freshwater Biology**. DOI: [10.1111/fwb.13902](https://doi.org/10.1111/fwb.13902)
- Drummond, G. M., Martins, C. S., Machado, A. B. M., Sebaio, F. A., e Antonini, Y. (2005). Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua Conservação. Belo Horizonte: **Fundação Biodiversitas**, p.1-222.
- Fagundes, H.D.O., Fan, F.M., Paiva, R.C.D., Siqueira, V.A., Buarque, D.C., Kornowski, L.W., Laipelt, W., e Collischonn, W. (2021). Sediment flows in South America

- supported by daily hydrologic - hydrodynamic modeling. **Water Resources Research**, v. 57, n. 2. DOI: [10.1029/2020WR027884](https://doi.org/10.1029/2020WR027884)
- Falkenmark, M., Wang-Erlandsson, L., e Rockström, J. (2019). Understanding of water resilience in the Anthropocene. **Journal of Hydrology X**, v.2, p.100009. DOI:[10.1016/j.hydroa.2018.100009](https://doi.org/10.1016/j.hydroa.2018.100009)
- Feio, M. J., Ferreira, W. R., Macedo, D. R., Eller, A. P., Alves, C. B. M., França, J. S., e Callisto, M. (2015). Defining and testing targets for the recovery of tropical streams based on macroinvertebrate communities and abiotic conditions. **River research and applications**, v.31, n.1, p.70-84. DOI: [10.1002/rra.2716](https://doi.org/10.1002/rra.2716)
- Feio, M.J., Hughes, R.M., Callisto, M., Nichols, S.J., Odume, O.N., Quintella, B.R., Kuemmerlen, M., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P., e Yates, A.G. (2021). The biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: an overview. **Water**, v.13, p.371. DOI: [10.3390/w13030371](https://doi.org/10.3390/w13030371)
- Fernandes, A., Dolabela, B., Senna, N., Marques, R., Amaral, P.H.M., e Callisto, M. (2022). Avaliação ecológica rápida de qualidade de água do Rio Caraça como um ecossistema em condições de referência. **Revista Espinhaço**, v.11, n.1, p.1-16. DOI:[10.5281/ZENODO.6564170](https://doi.org/10.5281/ZENODO.6564170).
- Ferreira, W. R., Paiva, L., e Callisto, M. (2011). Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v.71, n.1, p.15-25. DOI: [10.1590/S1519-69842011000100005](https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100005)
- Figueiredo, M. A. (2021). Mineração e Crise Hídrica em Minas Gerais: Quadrilátero Ferrífero/Quadrilátero Aquífero. **Caderno de Geografia**, v.31, p.116-132. DOI: [10.5752/P.2318-2962.2021v31nesp1p116](https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2021v31nesp1p116)
- Fonseca, C. O., e Valadão, R. C. (2017). Dinâmica espacial da Serra do Gandarela e entorno: uma análise a partir de representações chorematics. **Sociedade e Natureza**. v.29, n.2, p.309-321. DOI: [10.14393/SN-v29n2-2017-9](https://doi.org/10.14393/SN-v29n2-2017-9).
- França, J.S., Solar, R., Hughes, R.M., e Callisto, M. (2019). Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. **Ambio**, v. 48, p. 867-878. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1122-z>
- Franco, F. B., Portilho, S., Souza, J. B. (2017). Avaliação do comportamento hidrogeológico das formações geológicas em uma vertente da Serra do Gandarela: Rio Acima, MG. **E-Xacta**, v.10, n.1. DOI: [10.18674/exacta.v10i1.1780](https://doi.org/10.18674/exacta.v10i1.1780).
- Gleeson, T., Cuthbert, M., Ferguson, G., Perron, D. (2020). Global groundwater sustainability, resources and systems in the Anthropocene. **Annual review of earth and planetary sciences**, v.48, p.431-463. DOI:[10.1146/annurev-earth-071719-055251](https://doi.org/10.1146/annurev-earth-071719-055251)
- Grizzetti, B., Lanzaova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science and Policy**, v.61, p.194–203. DOI: [10.1016/j.envsci.2016.04.008](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008)
- Hamada, N., Thorp, J. H., Rogers, D. C. (2018). Keys to Neotropical Hexapoda. **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**, v.3, n.4, p.1-900.
- Hannaford, M. J., Barbour, M. T., Resh, V. H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of The North American Benthological Society**, v.16, n.4, p.853-860. DOI: [10.2307/1468176](https://doi.org/10.2307/1468176)
- Hermoso, V., Clavero, M., Kennard, M. J. (2012). Determinants of fine-scale homogenization and differentiation of native freshwater fish faunas in a Mediterranean Basin: Implications for conservation. **Diversity and Distributions**, v.18, n.3, p.236–247. DOI: [10.1111/j.1472-4642.2011.00828.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00828.x)

- Hilario, A. (2022). **The First 100 IUGS Geological Heritage Sites**. International Geosciences Program. ISBN: 978-1-7923-9975-6, 153p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2022). **Plataforma Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em 23 set. 2022.
- Johnston, T. A., e Cunjak, R. A. (1999). Dry mass-length relationships for benthic insects: A review with new data from Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. **Freshwater Biology**, v.41, n.4, p.653-674. DOI: [10.1046/j.1365-2427.1999.00400.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00400.x)
- Jørgensen, S. E., Ladegaard, N., Debeljak, M., Marques, J. C. (2005). Calculations of exergy for organisms. **Ecological Modelling**, v.185, p.165–175. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2004.11.020](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.020)
- Jørgensen, S. E., e Nielsen, N. S. (2007). Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. **Energy**, v.32, n.5, p.673-685. DOI: [10.1016/j.energy.2006.06.011](https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.06.011)
- Junqueira, M. V, Alves, K. C., Paprocki, H., Campos, M. S., Carvalho, M. D., Mota, H. R., Rolla, M. E. (2018). Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais – síntese do conhecimento e estudo de caso: Bacia do alto rio Doce. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v.49, p.15–33. DOI: [10.5327/z2176-947820180322](https://doi.org/10.5327/z2176-947820180322)
- Kemp, P.S., e Katopodis, C. (2017). Environmental flows all at sea? Charting a new course through choppy waters. **Journal of Ecohydraulics**, v.2, n.2, p.85-87. DOI: [10.1080/24705357.2017.1383684](https://doi.org/10.1080/24705357.2017.1383684)
- Leal, C.G., Lennox, G.D., Ferraz, S.F.B., Ferreira, J., Gardner, T.A., Thomson, J.R., Berenguer, E., Lees, A.C., Hughes, R.M., Nally, R.M., Aragão, L.E.O.C., Brito, J.G., Castello, L., Garrett, R.D., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R.P., Louzada, J., Morello, T.F., Moura, N.G., Nessimian, J.L., Oliveira-Junior, J.M.B., Oliveira, V.H.F., Oliveira, V.C., Parry, L., Pompeu, P.S., Solar, R.R.C., Zuanon, J., e Barlow, J. 2020. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. **Science** 370 (6512): 117-121. Doi: [10.1126/Science.aba7580](https://doi.org/10.1126/Science.aba7580)
- Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Heino, J., Melo, A.S., e Callisto, M. (2021). Choice of field and laboratory methods affects the detection of anthropogenic disturbances using stream macroinvertebrate assemblages. **Ecological Indicators**, v.115. DOI: [10.1016/j.ecolind.2020.106382](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106382)
- Ligeiro, R., Melo, A.S., e Callisto, M. (2010). Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. **Freshwater Biology**, 55: 424-435. Doi: [10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x)
- Linares, M. S., Callisto, M., Marques, J. C. (2018a). Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. **Science of the Total Environment**, v.613-614, p.1543-1550. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.08.282](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.282)
- Linares, M. S., Callisto, M., Marques, J. C. (2018b). Thermodynamic based indicators illustrate how a run-of-river impoundment in neotropical savanna attracts invasive species and alters the benthic macroinvertebrate assemblages' complexity. **Ecological Indicators**, v.88, p.181-189. DOI: [10.1016/j.ecolind.2018.01.040](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.040)
- Linares, M.S., Assis, W., Solar, R., Leitão, R., Hughes, R. M., Callisto, M. (2019). Small hydropower dam alters the taxonomic composition of benthic macroinvertebrate assemblages in a neotropical river. **River Research and Applications**. DOI: [10.1002/rra.3442](https://doi.org/10.1002/rra.3442)

- Lopes, F. B., Andrade, E. M. D., Meireles, A., Becker, H., e Batista, A. A. (2014). Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.437-445.
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R. O., Ligeiro, R., Kaufmann, P. R., e Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v.64, p.132-141. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.019
- Macedo, D. R., Callisto, M., Linares, M. S., Hughes, R. M., Romano, B. M. L., Rothe-Neves, M., e Silveira, J. (2022). Urban stream rehabilitation in a densely populated Brazilian metropolis. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10: 921934. DOI: 10.3389/fenvs.2022.921934
- Magurran, A. E. (1999). Development of indicators of biological diversity. **Nature**, v.202, n.4927.
- Magurran, A. E. (2013). **Measuring Biological Diversity** (Blackwell). ISBN: 978-0-632-05633-0, 272p. Disponível em: <<http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-0632056339.html>>
- Malmqvist, B., e Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. **Environmental Conservation**, v.29, p.134–15. DOI:[10.1017/S037689290097](https://doi.org/10.1017/S037689290097)
- Map Biomas. (2022). Plataforma Map Biomas Uso e Cobertura.
- Martins, I., Ligeiro, R., Hughes, R. M., Macedo, D. R., e Callisto, M. (2018). Regionalisation is key to establishing reference conditions for neotropical savanna streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 1, p. 82-94. DOI: [10.1071/MF16381](https://doi.org/10.1071/MF16381)
- Martins, I., Macedo, D. R., Hughes, R. M., e Callisto, M. (2020). Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? **Ecological Indicators**, v.110. DOI: [10.1016/j.ecolind.2019.105953](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105953)
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., e Berg, M.B. (2008). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 4th edition. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins., e Campbell, E. Y. (2014). **Uma abordagem funcional para caracterização de riachos brasileiros**. In Hamada, N., Nessimian, J. L., Querino, R. B. (2014). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. ISBN 978-85-211-0123-9, Manaus: Editora do INPA, 724p.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., e Berg, M. B. (2017). **Trophic relationships of macroinvertebrates**. In **Methods in Stream Ecology**. 3 Ed. Elsevier Inc, London.
- Minas Gerais. (2008). Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01, de 5 de maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Belo Horizonte, MG.
- Minas Gerais. (2022). Deliberação Normativa conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Belo Horizonte, MG.
- Monteiro, T. R., Oliveira, L. G., e Godoy, B. S. (2008). Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do índice biótico BMWP³ à bacia do Rio Meia Ponte-GO. **Oecol. Bras.**, v.12, n.3, p.553–563.

- Mota, S. (2012). **Introdução à engenharia ambiental**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., e Baptista, D. F. (2010). **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., e Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v.403, n.6772, p.853-858.
- Peck, D. V, A. T. Herlihy, B. H. Hill, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. J. Klemm, J. M. Lazorchak, F. H. McCormick, S. A. Peterson, P. L. Ringold, T. Magee, e M. R. Cappaert. (2006). **Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Water Western Pilot Study: Field Operations Manual for Weadable Streams**. Washington, D.C.
- Pontes, J.C., Farias, M.S.S., Lima, e V.L.A. (2013). Mineração e seus reflexos socioambientais: Estudo de Impactos de vizinhança (EVI) causados pelo desmonte de rochas com uso de explosivos. *Revista Polêmica*, v.12, n.1. DOI: [10.12957/polemica.2013.5277](https://doi.org/10.12957/polemica.2013.5277)
- Prado, R. B., Damasceno, G. M. S., e Aquino, F. DE G. Overview of studies on ecosystem services in riparian zones: a systematic review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.34, p.1-16, 2022. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x1822>
- R Core Team. (2021). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>
- Ramírez, A., e Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, v. 62, n. 2, p. 155-167. DOI: [10.15517/rbt.v62i0.15785](https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15785)
- Rizzini, C. T. (1979). **Tratado de fitogeografia do Brasil; aspectos sociológicos e florísticos**. São Paulo: HUCITEC/USP, 374p.
- Rodriguez, G., Fikáček, M., Minoshima, Y. N., Archangelsky, M., e Torres, P. L. M. (2021). Going underwater: Multiple origins and functional morphology of piercing-sucking feeding and tracheal system adaptations in water scavenger beetle larvae (Coleoptera: Hydrophiloidea). *Zoological Journal of the Linnean Society*, v.193, n.1, p.1-30. DOI: [10.1093/zoolinnean/zlaa132](https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlaa132)
- Rosa, N.M.G., e Magalhães Júnior, A.P. (2019). Aplicabilidade de Protocolos de Avaliação Rápida (PARs) no diagnóstico ambiental de sistemas fluviais: o caso do parque nacional da serra do Gandarela (MG). *Caderno de Geografia*, v.29, n.57, p.441-464. DOI: [10.5752/P.2318-2962.2019v29n57p441-464](https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2019v29n57p441-464)
- Salas, F. C., Marcos, A., e Pérez-Ruzafa, J.C. (2005). Marques Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). *Energy*, v.30, p.2505-2522. DOI: [10.1016/j.energy.2005.01.005](https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.01.005)
- Santos, D.J., Ruchkys, Ú.A., Travassos, L.E.P., e Pizani, F.M.C. (2018). Use of geoprocessing techniques for the geoenvironmental characterization of the occurrence areas of speleological heritage in the Ferruginous Geosystem of the Serra do Gandarela National Park, Minas Gerais. *Caderno de Geografia*, v.28, n.53, p.362-384. DOI: [10.5752/p.2318-2962.2018v28n53p362-384](https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2018v28n53p362-384)
- Santos, D. J., Ruchkys, Ú., e Travassos, L. E. P. (2018). Perfil Geoecológico do Parque Nacional da Serra do Gandarela, Minas Gerais, Brasil. *Sociedade e Natureza*, v.33, p.1-9. DOI: [10.14393/SN](https://doi.org/10.14393/SN)

- Santos, H. A., Pompeu, P. S., e Callisto, M. (2020). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. *Série Peixe Vivo* – Belo Horizonte: Cemig. DOI: [10.5935/VIII.2020B001](https://doi.org/10.5935/VIII.2020B001)
- SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação. (2000). **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, Brasil.
- Stoffels, R., Karbe, S., Paterson, e R. A. (2003). Length - mass models for some common New Zealand littoral - benthic macroinvertebrates, with a note on within - taxon variability in parameter values among published models. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v.37, p.449-460.
- Silva, D. R. O., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., e Callisto, M. (2017). An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, v.81, n.12, p.514-525. DOI: [10.1016/j.ecolind.2017.06.017](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.017)
- Silveira, F. A. O., Negreiros, D., Barbosa, N. P. U., Buisson, E., Carmo, F. F., Carstensen, D. W., Conceição, A. A., Cornelissen, T. G., Echternacht, L., G. Wilson Fernandes, Garcia, Q. S., Guerra, T. J., Jacobi, C. M., Lemos-Filho, J. P., Stradic, S. L., Morellato, L. P. C., Neves, F. S., Oliveira, R. S., Schaefer, C. E., Viana, P. L., e Lambers, H. (2016). Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*, v.403, p.129-152.
- Silveira, F. A. O., Perillo, L. N., Carmo, F. F., Kamino, L. H. Y., Mota, N. F. O., Viana, P. L., Carmo, F. F., Ranieri, B. D., Ferreira, M. C., Vial, L., Alvarenga, L. J., e Santos, F. M. G. (2020). Vegetation misclassification compromises conservation of biodiversity and ecosystem services in Atlantic Forest ironstone outcrops. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 18, n. 4, p. 238-242. DOI: [10.1016/j.pecon.2020.10.001](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.001)
- Simpson, G. G. (1943). Mammals and the nature of continents. *In American Journal of Science*. v.241, n.1, p.1-31, 1943. DOI: [10.2475/ajs.241.1.1](https://doi.org/10.2475/ajs.241.1.1)
- Souza, J. L. C., Ferreira, V. M. B., e Moraes, M. (2020). Levantamento de insetos aquáticos em um trecho do rio Tijuca, Floresta da Tijuca – Rio de Janeiro, Brasil. *Research, Society and Development*, v.9, n.1. DOI: [10.33448/rsd-v9i1.1847](https://doi.org/10.33448/rsd-v9i1.1847)
- Tundisi, J.G., e Matsumura-Tundisi, T. (2008). *Limnologia*. 1 ed. São Paulo: Editora Oficina de Textos.
- Vadas Jr, R. L., Hughes, R. M., Bae, Y. J., Baek, M. J., Gonzáles, O. C. B., Callisto, M., Carvalho, D. R., Chen, K., Ferreira, M. T., Fierro, P., Harding, J. S., Infante, D. M., Kleynhans, C. J., Macedo, D. R., Martins, I., Silva, N. M., Moya, N., Nichols, S. J., Pompeu, P. S., Ruaro, R., Silva, D. R. O., Stevenson, R. J., Terra, B. F., Thirion, C., Ticiani, D., Wang, L., e Yoder, C. O. (2022). Assemblage-based biomonitoring of freshwater ecosystem health via multimetric indices: A critical review and suggestions for improving their applicability. *Water Biology and Security*, 100054.
- Von Sperling, M. (2005). **Princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG.