ACTA BIOLOGICA BRASILIENSIA

ISSN 2596-0016

Meio Ambiente e Biodiversidade
Environment and Biodiversity

Artigo

Composição da ictiofauna em um córrego antropizado em área urbana da Bacia do Rio Uberaba, MG

Fish fauna composition in an anthropized stream in an urban area of the Uberaba River Basin, MG

Vitor Hugo Santos Silva[1*], Ronielson Gaia[2]

1. Universidade Federal do Triângulo Mineiro
2. Universidade Federal de Uberlândia

*vitorhss3011@gmail.com

Recebido: 15 jun. 2026
Aceito: 16 set. 2026
Publicado: 29 out. 2026

Copyright: trabalho de acesso aberto distribuído sob os termos da licença de atribuição Creative Commons, que permite aos usuários copiarem e distribuírem o material em qualquer meio ou formato, apenas em sua forma original, para fins não comerciais e desde que seja feita a devida atribuição ao criador.

Resumo: A Bacia Hidrográfica do Alto Paraná abriga uma expressiva diversidade de espécies de peixes. No entanto, ainda existem lacunas no conhecimento sobre a riqueza de espécies em regiões com menor abrangência hidrográfica. Este estudo teve como objetivo levantar a diversidade de peixes no Córrego Roda d'Água, localizado na cidade de Uberaba, MG, um ambiente urbano sujeito a pressões antrópicas. As amostragens foram realizadas em quatro pontos ao longo do gradiente longitudinal do córrego, em períodos de seca e chuva. Ao todo, foram amostrados 671 indivíduos, distribuídos em três ordens, seis famílias e dez espécies. A ordem mais abundante foi Characiformes, com 79,9% dos indivíduos, seguida por Cyprinodontiformes, com 10,97%. A espécie *Psalidodon paranae* foi a mais representativa em todos os pontos amostrados. Também foi registrada a presença de uma espécie não nativa, *Poecilia reticulata*. Apesar do caráter antropizado do córrego, observou-se uma moderada riqueza de espécies. Entretanto, a elevada abundância de espécies tolerantes e generalistas, especialmente *Poecilia reticulata*, associada à baixa representatividade de espécies mais sensíveis, pode indicar sinais de alteração ecológica na comunidade íctica. Assim, ressaltamos a importância da manutenção de trechos preservados em ambientes urbanos, e a realização de ações de monitoramento e conservação.

Palavras-chave: Impactos Antropogênicos, Córrego Urbano, Bacia do Alto Paraná, Ictiofauna, Diversidade de Peixes

Abstract: The Upper Paraná River Basin harbors a remarkable diversity of fish species. However, significant knowledge gaps remain regarding species richness in smaller hydrographic systems. This study aimed to assess the fish diversity of Roda d'Água Stream, located in the city of Uberaba, Minas Gerais, Brazil, an urban environment subjected to anthropogenic pressures. Sampling was conducted at four sites along the stream's longitudinal gradient during both dry and rainy seasons. A total of 671 individuals were collected, representing three orders, six families, and ten species. Characiformes was the most abundant order, accounting for 79.9% of all individuals, followed by Cyprinodontiformes, which represented 10.97%. The species *Psalidodon paranae* was the most representative across all sampling sites. The presence of a non-native species, *Poecilia reticulata*, was also recorded. Despite the anthropogenic influence on the stream, a moderate level of species richness was observed. Nevertheless, the high abundance of tolerant and generalist species, particularly *Poecilia reticulata*, combined with the low representation of more sensitive species, may indicate ecological alterations within the fish community. These findings highlight the importance of maintaining preserved reaches in urban environments and implementing monitoring and conservation actions.

Keywords: Anthropogenic Impacts, Urban Stream, Upper Paraná River Basin, Fish Fauna, Fish Diversity.

Introdução

A diversidade de peixes é representada por aproximadamente 37.245 espécies[1]. Desse total, cerca de 60% das espécies ocorrem em ambientes marinhos, 1% em ambientes de transição entre água salobra e aproximadamente 39% em águas doces[2]. Esse último, na região Neotropical, abriga uma parte significativa dessa diversidade, com mais de 6.200 espécies válidas e estimativas atuais que chegam a mais de 9.000 espécies[3,4]. No Brasil, estão registradas mais de 3.000

espécies[3]. Essa diversidade é sustentada por grandes bacias hidrográficas, destacando-se a Bacia Amazônica e a Bacia do Paraná, sendo esta última a segunda maior do país[5,6]. Nesse contexto hidrográfico, a bacia do Paraná é formada por duas principais sub-bacias: no alto Paraná, o rio Paranaíba, à direita, nos limites entre Goiás e Minas Gerais, e o rio Grande, à esquerda, entre Minas Gerais e São Paulo[5]. Essa última abriga uma diversidade de peixes com representantes para as principais ordens, como Characiformes, Siluriformes e Cichliformes, com alta diversidade de espécies e endemismo[7,8], o que lhe confere uma importante área de *hotspot* de biodiversidade, com comunidades distintas associadas a heterogeneidade ambiental e ecológica da região.

Embora existam estudos sobre a ictiofauna em áreas de maior abrangência hidrográfica da bacia do Alto Paraná[7-10], sistemas de menor escala, como as microbacias da mesorregião do Triângulo Mineiro, permanecem pouco explorados. Os levantamentos disponíveis são ainda incipientes e parciais[11,12], o que gera lacunas no conhecimento sobre a diversidade de peixes locais[13]. Essa limitação torna-se particularmente relevante em ambientes sujeitos à crescente degradação ambiental e, além disso, alterações antrópicas podem acelerar a perda de biodiversidade.

Nesse contexto, o rio Uberaba, principal tributário da bacia do rio Grande e fonte de abastecimento público do município de Uberaba, Minas Gerais, recebe diversos tributários distribuídos ao longo de seu curso, abrangendo áreas rurais[14,15], remanescentes naturais preservados[14,15] e corpos hídricos presentes em ambientes urbanos. No entanto, a bacia tem sido submetida a intensas pressões antrópicas e ambientais, que contribuem para alterações na dinâmica hidrológica[16]. Essas mudanças estão associadas a diferentes formas de uso e ocupação do solo, incluindo agricultura, pecuária[17], hidrelétricas[18,19], degradação de habitats[20] e urbanização acelerada[20-22]. Em consequência, tais processos podem comprometer a estrutura ecológica dos ecossistemas aquáticos e reduzir a diversidade biológica associada a esses ambientes[20].

Nesse contexto, as atividades humanas em córregos urbanos alteram significativamente a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas aquáticos[20]. Essas mudanças impactam diretamente a biodiversidade local, reduzindo a riqueza de espécies em ecossistemas antes caracterizados por alta diversidade biológica[23]. Assim, levantamentos em córregos antropizados, podem ampliar o entendimento sobre os efeitos da urbanização em ecossistemas aquáticos, podendo revelar novas espécies ou até mesmo registros de ocorrência[24,25]. A investigação desses ambientes é essencial, pois podem abrigar uma diversidade subestimada, com espécies associadas a condições ecológicas e ambientais específicas[24].

Além dos efeitos de urbanização, a introdução de espécies não nativas e/ou tolerantes nesses ambientes também é uma das grandes causas impulsionadoras de perda de diversidade[26,27,28]. Essas espécies apresentam uma alta plasticidade ecológica e trófica, e acabam por competir por recursos com espécies nativas e endêmicas locais[29,30,31]. Essa competição acarreta a redução da biodiversidade local e aumento na abundância de espécies não nativas e tolerantes[24]. Assim, a coexistência pode impulsionar a competição por recursos, e, portanto, afetando a estrutura e composição da comunidade[24,26,27].

Nesse sentido, objetivamos inventariar a fauna de peixes de um córrego urbano antropizado. Especificamente, buscamos caracterizar a composição taxonômica da ictiofauna do córrego Roda d'Água e registrar a abundância e a riqueza de espécies, considerando a variação sazonal, com o intuito de compreender os principais grupos que ocorrem nessa microbacia. Este levantamento inicial também servirá como base para estudos subsequentes, fornecendo subsídios para análises comparativas sobre os impactos da urbanização nos ecossistemas aquáticos da região.

Metodologia

A área de estudo compreende a microrregião de Uberaba - MG, especificamente o Córrego Roda D'Água, localizado próximo à UFTM (Universidade Federal do Triângulo Mineiro), Campus Univerdecidade (Campus

III). O córrego é afluente da sub-bacia do Rio Uberaba, um dos principais tributários da Bacia Hidrográfica do Rio Grande. A região possui um clima tropical de savana (Aw) segundo a classificação de Köppen[32] (1900), caracterizado por duas estações bem definidas: uma estação chuvosa no verão e uma estação seca no inverno[33]. De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a precipitação média anual de Uberaba é em torno de 1.400 a 1.500 mm, com a maioria das chuvas ocorrendo entre os meses de novembro e março. As temperaturas médias anuais variam entre 20°C e 24°C. Durante o verão, as temperaturas podem ultrapassar os 30°C, enquanto no inverno, as mínimas podem aproximar-se dos 10°C, embora raramente desçam abaixo disso.

Figura 1 - Localização do Córrego Roda d'Água, afluente do Rio Uberaba, na bacia do Rio Grande, Alto Paraná. No canto esquerdo superior está representada a localização da Bacia do Rio Grande (divisa do Triângulo Mineiro com o estado de São Paulo). No lado direito está representado a micro-bacia da área de estudo com a indicação dos pontos de amostragem. No canto esquerdo inferior estão representadas as dez espécies encontradas no córrego e locais de ocorrência de cada espécie por ponto amostral.

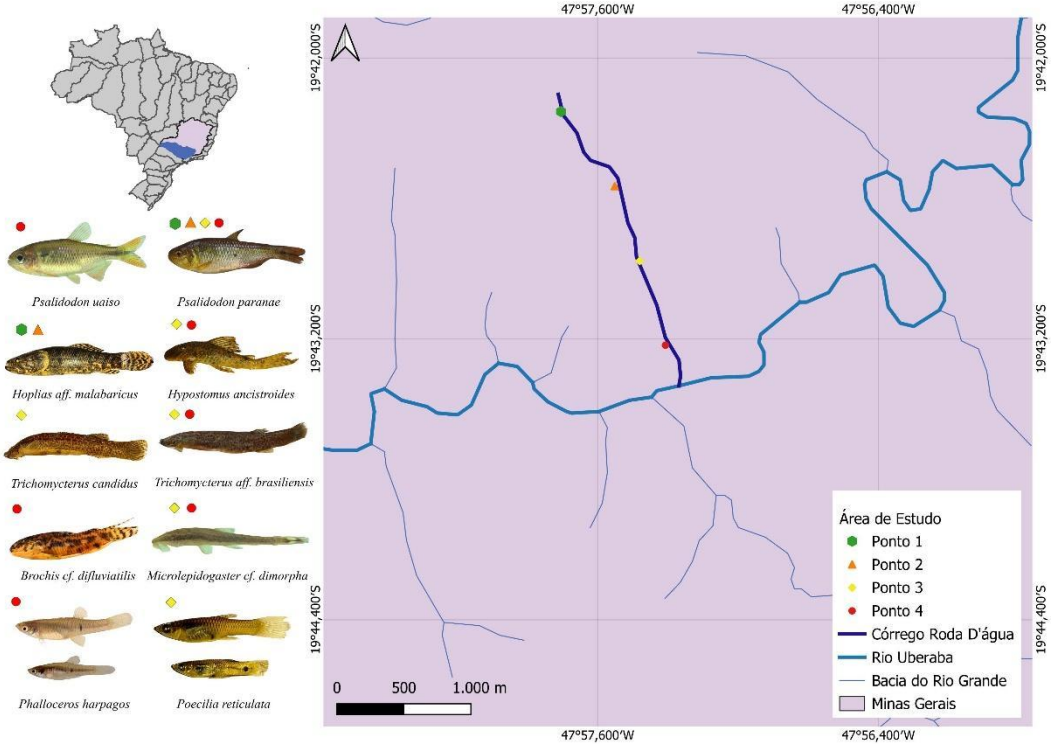


Figura 2: Registros dos pontos de amostragem (montante a jusante) localizados na área urbana da cidade de Uberaba, Minas Gerais, nas proximidades do Campus II (Univerdecidade) da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, durante o período de estiagem. a) Ponto 1, b) Ponto 2, c) Ponto 3, d) Ponto 4.

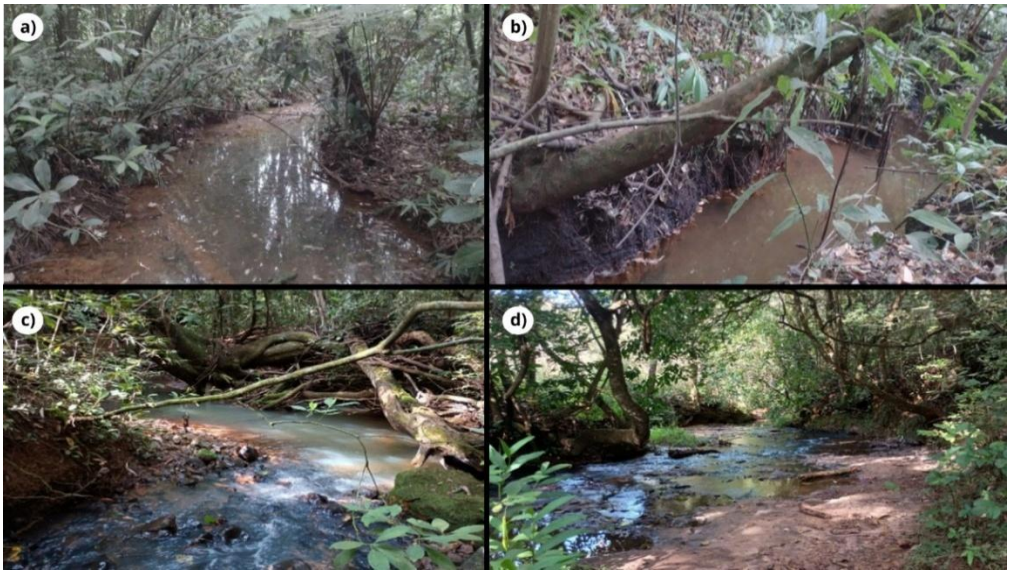
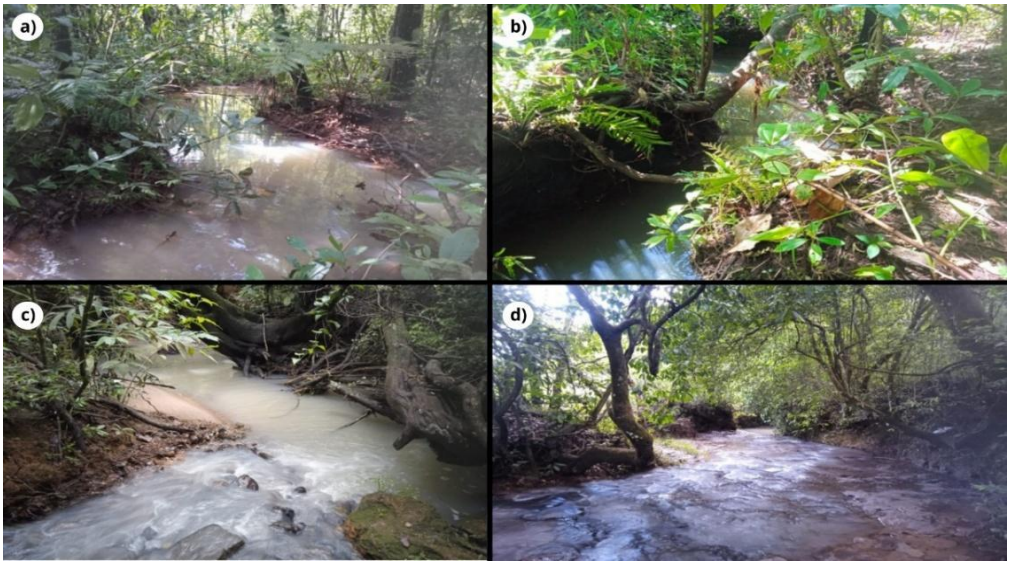


Figura 3: Registros dos pontos de amostragem (montante a jusante) localizados na área urbana da cidade de Uberaba, Minas Gerais, nas proximidades do Campus II (Univerdecidade) da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, durante o período de cheia. a) Ponto 1, b) Ponto 2, c) Ponto 3, d) Ponto 4.



As coletas ocorreram sob a licença do INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS URFBio Triângulo - Núcleo de Biodiversidade (Licença URFBio – 73554409/2023). Foram definidos quatro pontos de amostragem ao longo do córrego, distanciados 500 m entre si. O ponto 1 e o ponto 2 estão localizados na região montante. O ponto 3 está situado na região intermediária e o ponto 4 no baixo curso (Figura 1). As coletas foram realizadas durante os anos de 2024 e 2025.

As amostragens dos peixes seguiram os procedimentos de coletas amplamente adotados e descritos na literatura[34,35]. Para isso, foram realizadas coletas passivas e ativas utilizando diversos equipamentos de pesca. As coletas ativas foram realizadas no leito do córrego utilizando peneiras de 0,50 x 0,50m, com nós adjacentes de 3mm. Já as coletas passivas foram realizadas por meio de covos e redes de espera com malha de 4 cm entre nós opostos com 10 metros de comprimento. O tempo de amostragem foi de 30 minutos em cada ponto para as coletas ativas. No caso específico das redes de espera, elas foram instaladas no início do dia e recolhidas no fim do dia. Para minimizar o sofrimento dos animais, estes foram sacrificados em solução de óleo de cravo (Eugenol) a uma concentração de 300 mg/L, durante 10 minutos. Após o período estabelecido, a morte do indivíduo foi confirmada pela observação da abertura opercular e a ausência de resposta ao estímulo. Em campo, os indivíduos foram etiquetados, medidos e armazenados em saco plástico ou recipientes de vidro contendo álcool isopropílico 100%. Posteriormente, em laboratório, os indivíduos foram identificados com o auxílio de um estereomicroscópio e utilizando literatura especializada[7]. O material coletado foi depositado na coleção do Laboratório de Ictiologia Neotropical (LIN) do Museu de Biodiversidade do Cerrado (MBC).

A distribuição espacial e temporal da ictiofauna foi visualizada por meio de um gráfico de bolhas, construído a partir dos dados de abundância das espécies registrados em cada ponto amostral e período de coleta. Inicialmente, os dados foram convertidos e cada registro correspondeu à abundância de uma espécie em uma determinada unidade amostral. Em seguida, foi calculada a abundância relativa de cada espécie em relação ao total de indivíduos registrados em cada combinação

de mês e ponto amostral. As espécies foram ordenadas de acordo com sua abundância total acumulada, enquanto os períodos amostrais foram organizados em ordem cronológica.

A completude amostral e a diversidade da comunidade íctica foram avaliadas por meio de curvas de rarefação e extrapolação baseadas na abundância de indivíduos, utilizando a abordagem dos Hill numbers. Inicialmente, os dados de abundância foram organizados em uma matriz espécie × amostra, sendo removidas as espécies com abundância total igual a zero. Em seguida, as abundâncias foram agrupadas para representar a comunidade total amostrada no córrego. As análises foram realizadas no software R Core team, 2023, utilizando o pacote iNEXT[36]. Foram estimados os números de Hill para as ordens q = 0, q = 1 e q = 2, que correspondem, respectivamente, à riqueza de espécies, ao exponencial do índice de Shannon e ao inverso do índice de Simpson. As curvas de rarefação e extrapolação foram geradas considerando dados de abundância, com extrapolação de 1000 indivíduos do número total observado. A incerteza das estimativas foi calculada por meio de 200 reamostragens bootstrap, permitindo a obtenção de intervalos de confiança para as métricas de diversidade. Adicionalmente, foram calculadas as estimativas assintóticas de diversidade para cada ordem q, possibilitando avaliar a representatividade do esforço amostral empregado.

Resultados

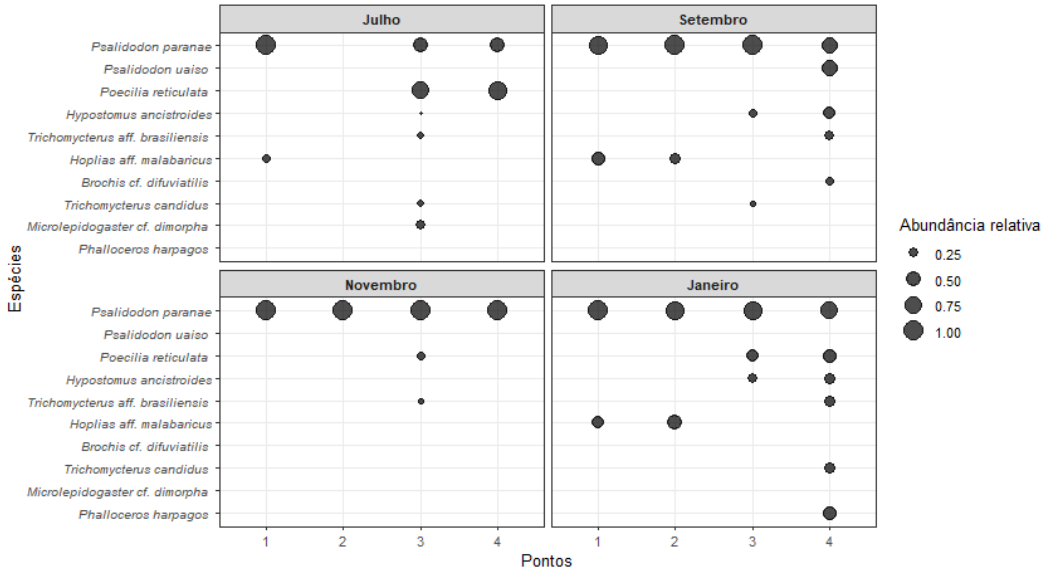
Foram amostrados o total de 671 indivíduos, distribuídos em seis famílias e dez espécies (Tabela 1). As espécies pertencem às ordens Characiformes, Siluriformes e Cyprinodontiformes. Em termos de riqueza, Siluriformes foi a ordem com maior número de espécies (cinco espécies; 50% da riqueza total), seguida por Characiformes (três espécies; 30%) e Cyprinodontiformes (duas espécies; 20%). Em termos de abundância (número de indivíduos), Characiformes foi a ordem dominante, representando 79,9% dos indivíduos, seguida por Cyprinodontiformes (10,97%) e Siluriformes (9,12%). (Figura 4).

Dentre as dez espécies identificadas, *Psalidodon paranae* (Eigenmann, 1914) foi a mais abundante, compreendendo 66,15%, seguida por *Psalidodon uaiso* (Carvalho & Langeani, 2013) (12,36%), *Poecilia reticulata* Peters, 1859 (10,66%), *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911) (4,64%), *Trichomycterus aff. brasiliensis* Lütken, 1874 (2,16%), *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794) (1,39%), *Brochis cf. difluviatilis* Britto & Castro, 2002 (0,93%), *Trichomycterus candidus* (Miranda-Ribeiro, 1949) (0,77%), *Microlepidogaster cf. dimorpha* (Martins & Langeani, 2011) (0,62%) e *Phalloceros harpagos* (Lucinda, 2008) (0,31%).

Tabela 1. Lista de espécies amostradas no Córrego Roda D'Água afluente do Rio Uberaba na bacia do Rio Grande no Alto Paraná. Os taxa foram identificados entre ordem, família e espécie com o voucher representando os lotes alocados na coleção ictiológica do Museu de Biodiversidade do Cerrado (MBC - UFU).

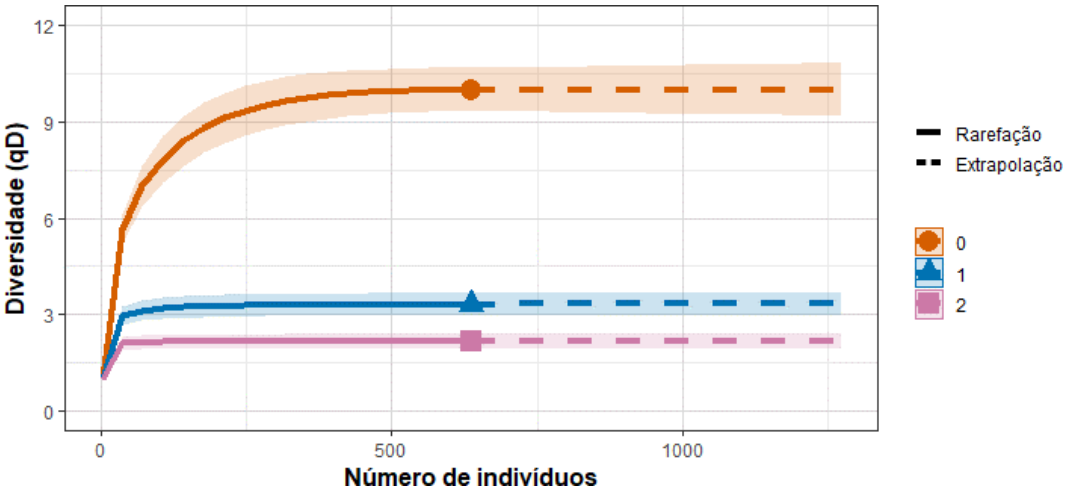
Taxa	**Voucher**
CHARACIFORMES	
Erythrinidae	
Hoplias aff. malabaricus (Bloch, 1794)	MBC ICT 001106 MBC ICT 001119 MBC ICT 001120
Characidae	
Psalidodon paranae (Eigenmann, 1914) *Psalidodon uaiso* Carvalho & Langeani, 2013	MBC ICT 001108 MBC ICT 001113 MBC ICT 001114 MBC ICT 001115 MBC ICT 001116 MBC ICT 001122 MBC ICT 001123 MBC ICT 001124 MBC ICT 001127
SILURIFORMES	
Trichomycteridae	
Trichomycterus candidus (Miranda-Ribeiro, 1949)	MBC ICT 001112
Trichomycterus aff. brasiliensis Lütken, 1874	MBC ICT 001109 MBC ICT 001117
Callichthyidae	
Brochis cf. difluviatilis Britto & Castro, 2002	MBC ICT 001110
Loricariidae	
Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)	MBC ICT 001107 MBC ICT 001111 MBC ICT 001128
Microlepidogaster cf. dimorpha Martins & Langeani, 2011	MBC ICT 001125
CYPRINODONTIFORMES	
Poeciliidae	
Poecilia reticulata Peters, 1859	MBC ICT 001118 MBC ICT 001121
Phalloceros harpagos (Lucinda, 2008)	MBC ICT 001126

Figura 4: Distribuição da abundância relativa das espécies de peixes nos pontos amostrais ao longo dos períodos de coleta. O tamanho dos círculos é proporcional à abundância relativa de cada espécie em cada ponto.



A espécie *Psalidodon paranae* foi registrada em todos os pontos de amostragem e períodos de coleta (Figura 1, Figura 4), evidenciando sua ampla distribuição espacial e temporal. A segunda espécie mais abundante foi *Psalidodon uaiso* seguida de *Poecilia reticulata*, especialmente nos pontos 3 e 4, enquanto *Trichomycterus candidus* e *Phalloceros harpagos* foram menos abundantes. *Hoplias aff. malabaricus*, apesar de pouco abundante, esteve presente nos pontos 1 e 2 (Figura 4), indicando sua ocorrência pontual no ambiente. As demais espécies apresentaram registros esparsos e em menor abundância. O mês de setembro foi o mais abundante entre os meses de coleta, com uma amostragem total de 338 indivíduos, 11 no ponto 1, 14 no ponto 2, 112 no ponto 3 e 201 no ponto 4. Entre todos os pontos de coleta, o ponto 3 foi o mais abundante, com um total de 267 exemplares coletados, seguido do ponto 4, com um total de 242 (Tabela 2). Em relação à riqueza de espécies, o ponto 4 apresentou maior riqueza, com oito espécies encontradas, e os meses de setembro e janeiro foram os meses com a maior riqueza entre os meses de coleta, com um total de sete espécies coletadas em cada mês (Figura 4).

Figura 5: Curva de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) da diversidade de espécies (qD) em função do número de indivíduos amostrados. As diferentes ordens de diversidade são representados a seguir: q = 0 riqueza de espécies, q = 1 diversidade de Shannon e q = 2 diversidade de Simpson. As áreas sombreadas indicam os intervalos de confiança (95%). Os pontos destacados correspondem ao tamanho amostral observado.



A riqueza observada foi de dez espécies, e a curva de rarefação apresentou tendência à estabilização, indicando que o esforço amostral foi suficiente para representar a comunidade íctica local. A curva de riqueza evidencia o crescimento rápido nos primeiros indivíduos amostrados e atingindo um platô próximo a 500 indivíduos, permanecendo estável até o limite de extrapolação. A riqueza de espécies (q = 0) atingiu aproximadamente dez espécies efetivas, enquanto as diversidades de ordem q = 1 (índice de Shannon) e q = 2 (índice de Simpson) estabilizaram-se em valores próximos a 3 e 2 espécies efetivas, respectivamente. A redução da diversidade entre q = 0 e q = 2 sugere que poucas espécies concentraram grande parte dos indivíduos da comunidade, caracterizando um padrão de dominância (Figura 5).

Tabela 2: Quantidade de Indivíduos por espécies amostrados por ponto e período no Córrego Roda D'Água afluente do Rio Uberaba, na bacia do Rio Grande, no Alto Paraná.

Taxa	Amostragem			
	Julho (01/07/2024)			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Hoplias aff. malabaricus	2	-	-	-
Psalidodon paranae	57	-	22	4
Poecilia reticulata	-	-	49	14
Trichomycterus candidus	-	-	2	-
Trichomycterus brasiliensis	-	-	2	-
Hypostomus ancistroides	-	-	1	-
Microlepidogaster cf. dimorpha	-	-	4	-
Total (n)	59	0	80	18
	Setembro (07/09/2024)			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Hoplias aff. malabaricus	2	1	-	-
Psalidodon paranae	9	13	106	82
Psalidodon. uaiso	-	-	-	79
Poecilia reticulata	-	-	-	-
Trichomycterus candidus	-	-	2	-
Trichomycterus aff. brasiliensis	-	-	-	11
Hypostomus ancistroides	-	-	4	23
Microlepidogaster cf. dimorpha	-	-	-	-
Brochis cf. difluviatilis	-	-	-	6
Total (n)	11	14	112	201
	Novembro (18/11/2024)			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Hoplias aff. malabaricus	-	-	-	-
Psalidodon paranae	2	29	54	10
Poecilia reticulata	-	-	2	-
Trichomycterus candidus	-	-	-	-
Trichomycterus aff. brasiliensis	-	-	1	-
Hypostomus ancistroides	-	-	-	-
Microlepidogaster cf. dimorpha	-	-	-	-
Total (n)	2	29	57	10
	Janeiro (20/01/2025)			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Hoplias aff. malabaricus	1	3	-	-
Psalidodon paranae	9	10	15	6
Poecilia reticulata	-	-	2	2
Phalloceros harpagos	-	-	-	2
Trichomycterus candidus	-	-	-	1
Trichomycterus aff. brasiliensis	-	-	-	1
Hypostomus cf. ancistroides	-	-	1	1
Microlepidogaster cf. dimorpha	-	-	-	-
Total (n)	10	12	18	13

As porções extrapoladas das curvas apresentaram inclinação próxima de zero, indicando que o aumento do esforço amostral resultaria em ganhos mínimos nas estimativas de diversidade. Além disso, os intervalos de confiança permaneceram relativamente estreitos ao longo das curvas, evidenciando a precisão das estimativas obtidas.

Discussão

A comunidade íctica do córrego Roda d'Água apresentou diversidade moderada de espécies, apesar de estar localizada em uma área urbana sujeita a pressões antrópicas. Essa diversidade pode estar associada à presença de trechos parcialmente preservados ao longo do córrego. Embora não tenham sido realizadas análises das condições ambientais, o padrão observado sugere que a heterogeneidade estrutural desses trechos pode contribuir para a manutenção da diversidade local, refletindo um nível de conservação do habitat. No entanto, a composição da comunidade também pode indicar sinais de alteração ecológica, uma vez que ambientes antropizados tendem a favorecer espécies generalistas e não nativas[26-28]. Nesse contexto, espécies nativas anteriormente estabelecidas podem ser gradualmente substituídas por espécies sinantrópicas com altas taxas de abundâncias[30]. Dessa forma, a compreensão da composição da comunidade nessas áreas torna-se ecologicamente relevante, pois fornece subsídios para o planejamento de ações de manejo, monitoramento e conservação dos ecossistemas aquáticos. Assim, a manutenção e a conservação desses pequenos cursos d'água em ambientes urbanos são fundamentais, uma vez que podem atuar como refúgios para a biodiversidade, mesmo sob condições de pressão antrópica[37].

A moderada riqueza de espécies observada no córrego pode estar associada, principalmente, aos pontos 3 e 4, que correspondem a trechos potencialmente mais preservados ao longo do gradiente longitudinal. Esses locais apresentam maior heterogeneidade ambiental, caracterizada pela presença de poços, corredeiras e cobertura de dossel (Figura 2, Figura 3). A maior complexidade estrutural desses habitats tende a aumentar a disponibilidade de recursos e a diversidade de

microhabitats[30], favorecendo a ocorrência de espécies com plasticidade ecológica. Em consequência, esses ambientes podem sustentar comunidades ícticas diversificadas, uma vez que diferentes espécies utilizam recursos distintos do habitat para alimentação, abrigo e reprodução.

O levantamento revelou a ocorrência de dez espécies. Dentre essas, a predominância de indivíduos foi da ordem Characiformes (66,14%) e, em particular, da espécie *Psalidodon paranae*, amplamente distribuída em córregos e rios do Alto Paraná[8]. Sua alta plasticidade trófica e ecológica lhe confere estar presente em regiões distintas[38,39]. Portanto, essa plasticidade potencializa sua presença em córregos antropizados, nos quais espécies mais generalistas e tolerantes a distúrbios ambientais tendem a dominar a abundância na comunidade[7]

Os Siluriformes, apesar da baixa abundância geral (9,26%), foram representados, especialmente por uma diversidade morfológica de Loricariídeos. Os Loricariidae, especialmente a espécie *Hypostomus ancistroides*, ocorrem em ecossistemas dulcícolas da região Neotropical, com destaque para o sistema do Alto Paraná[8] . O gênero *Hypostomus* possui ampla distribuição geográfica e diversidade morfológica, características associadas ao seu hábito bentônico, frequentemente observado em áreas de corredeiras com substratos formados por seixos de diferentes tamanhos[8]. Os representantes do gênero *Trichomycterus*, como *Trichomycterus aff. brasiliensis* e *Trichomycterus candidus*, pertencem à família Trichomycteridae e habitam corpos d'água de cabeceira[24]. Apesar de apresentarem pequeno porte em comparação com os *Hypostomus,* esses peixes compartilham o hábito bentônico e ocorrem em regiões rasas, com substrato predominantemente formado por leito rochoso[24]. Já *Brochis* cf. *difluviatilis* pertence a um dos gêneros mais diversos entre os Siluriformes[3,4,8,24]. Sua ocorrência no Córrego Roda D'Água, no Alto Paraná, reforça os registros já existentes para a espécie, especialmente em corpos d'água sujeitos a influência antrópica.

A predominância de espécies tolerantes e/ou generalistas como *Psalidodon paranae* e *Poecilia reticulata* são possíveis indicadores das tendências de ambientes com perda da capacidade ambiental[24,26,27]. Essa condição ambiental pode levar a

efeitos associados à "*síndrome do córrego urbano*"[40], um conjunto de alterações típicas de cursos d'água em áreas urbanizadas, como poluição, alteração do fluxo hídrico, perda de habitats e homogeneização da fauna, que reduzem a diversidade, sustentando o crescimento abundante das espécies tolerantes e não nativas[30].

Nesse contexto, embora *Psalidodon paranae* seja uma espécie nativa da bacia do Alto Paraná, sua coocorrência com a espécie endêmica *Psalidodon uaiso* pode indicar um potencial compartilhamento de recursos[29,31]. No entanto, há necessidade de estudos que avaliem essas condições na região. Ambas apresentaram abundâncias aproximadas nos pontos onde coexistem (Figura 1, Figura 4), o que também pode sugerir potencial sobreposição de nicho trófico ou espacial. Espécies com alta plasticidade ecológica, como *P. paranae*, podem exercer pressão competitiva sobre espécies de distribuição mais restrita, especialmente em ambientes antropizados[26,27,29].

Outra espécie tolerante e não nativa registrada foi *Poecilia reticulata*, que correspondeu a 10,34% dos indivíduos amostrados, sendo a segunda espécie mais abundante. Sua alta ocorrência reforça a ideia de que ambientes antropizados favorecem espécies com elevada tolerância ecológica, e que podem ocupar o nicho de espécies nativas, como *Phalloceros harpagos*[24]. Esse fato pode ainda ser reforçado devido *P. reticulata* apresentar ampla distribuição não natural em bacias hidrográficas brasileiras e capacidade de adaptação a diversas condições ambientais, incluindo áreas antropizadas, o que favorece sua alta plasticidade ecológica[25,27,30]. Essa ampla distribuição foi ocasionada pela introdução intencional em corpos d'água para o controle biológico de larvas do mosquito da dengue, *Aedes aegypti*, o que favoreceu sua dispersão e ocupação em diferentes nichos ecológicos[41].

Conclusão

O inventário ictiofaunístico do córrego Roda d'Água revelou que, apesar da influência antrópica associada à urbanização, o ambiente ainda mantém uma riqueza moderada de espécies de peixes. Esse padrão pode estar relacionado à

heterogeneidade ambiental e à presença de trechos parcialmente preservados ao longo do córrego, os quais podem contribuir para a manutenção da diversidade observada. Entretanto, a elevada abundância de espécies tolerantes e generalistas, especialmente *Poecilia reticulata*, associada à baixa representatividade de espécies mais sensíveis, sugere a ocorrência de alterações na estrutura da comunidade íctica.

A dominância de *P. reticulata*, espécie não nativa amplamente associada a ambientes modificados, reforça a influência das pressões antrópicas sobre a composição da ictiofauna local e indica condições favoráveis ao estabelecimento de espécies oportunistas. Dessa forma, os resultados evidenciam a importância dos remanescentes de habitat presentes em ambientes urbanos para a conservação da biodiversidade aquática. Além disso, destacam a necessidade de ações contínuas de monitoramento e conservação, fundamentais para acompanhar possíveis mudanças na estrutura da comunidade e subsidiar estratégias de gestão dos recursos hídricos urbanos.

Referências

1. Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R, editors. Eschmeyer's Catalog of Fishes: genera, species, references. San Francisco, CA, USA. Academy of Science, 2026. Disponível em: https://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp

2. Helfman GS, Collette BB, Facey DE, Bowen BW. The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology. Chichester: John Wiley & Sons; 2009.

3. Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry P, Rocha LA. Fish biodiversity and conservation in South America. Journal Fish Biology. 2016; 89: 12-47. https://doi.org/10.1111/jfb.13016

4. Albert JS, Tagliacollo VA, Dagosta F. Diversification of neotropical freshwater fishes. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2020; 51 (1): 27-53. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032.

5. Iriondo MH, Paira AR. Physical geography of the basin. The middle Paraná river: limnology of a subtropical wetland. 2007; 7-31. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-70624-3_1

6. Metcalfe C, Collins P, Mirta L, Menone M, Tundisi J. ed. The Paraná River Basin: Managing Water Resources to Sustain Ecosystem Services. 2020. https://doi.org/10.4324/9780429317729

7. Pereira AL, Ribeiro VR, Gubiani EA, Zacarkim CE, Cunico AM. Ichthyofauna of urban streams in the western region of Paraná state, Brazil. Check List. 2014. 10 (3): 550-555. 10.15560/10.3.550

8. Dagosta FCP, Monção MS, Nagamatsu BA, Pavanelli CS, Carvalho FR, Lima FCT, Langeani F, Dutra GM, Ota RR, Seren TJ, Tagliacollo V, Menezes NA, Britski HA, Pinna M. Fishes of the upper Rio Paraná basin: diversity, biogeography and conservation. Neotropical Ichthyology. 2024; 22 (1): e230066. https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0066

9. Seminário de Meio Ambiente e Educação (SEMEA). Anais [...]. 2004.

10. Carvalho FR, Langeani F. Hyphessobrycon uaiso: new characid fish from the rio grande, upper Rio Paraná basin, Minas Gerais state (ostariophysi: characidae), with a brief comment about some types of hyphessobrycon. Neotropical Ichthyology. 2013; 11 (3): 525-536. https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000300006

11. Souza F, Leitão MLC, Rocha BGA, Hiroki KAN, Pelli A. Estrutura ictiofaunística do Rio Uberaba: a influência dos barramentos na dinâmica ecológica das comunidades de peixes. Biota Amazônia. 2016; 6 (4): 87-93. http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n4p87-93

12. Silva RG, Camargo PRS, Quirino MO, Souza F. Ichthyofaunistic composition of veadinho brook, tributary of lower Rio Grande River microbasin, Minas Gerais state, Brazil. Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação. 2023; 8 (1): 4-15. DOI: https://doi.org/10.18554/rbcti.v8i1.6517.

13. Galves W, Shibatta OA, Jerep FC. Estudos sobre diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. Semina: Ciências Biológicas e da Saúde. 2009; 30 (2): 141-154. https://doi.org/10.5433/1679-0367.2009v30n2p141

14. Abdala VL. Diagnóstico hídrico do rio Uberaba-MG como subsídio para a gestão das áreas de conflito ambiental. Jaboticabal/SP. Universidade Estadual Paulista (UNESP). 2012. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/6e675fa4-a928-4b28-8e6a-1a75a237b7b4/content

15. Santos ASD. Identificação de microbacias prioritárias para recuperação na área de proteção ambiental do rio Uberaba através de análise multicritério. Uberaba.

Universidade Federal do Triângulo Mineiro. 2024. http://bdtd.uftm.edu.br/handle/123456789/1935

16. Domingues ALL, Biscalquini AC, Senhuk APMS, Anhê ACBM. Impact of urbanization on the water quality of the Uberaba river and tributaries. Ciência e Natura. 2021; 43: e68. https://doi.org/10.5902/2179460X63662

17. Shiferaw N, Habte L, Waleed M. Land use dynamics and their impact on hydrology and water quality of a river catchment: A comprehensive analysis and future scenario. Environmental Science and Pollution Research. 2025; 32 (7): 4124-4136. https://doi.org/10.1007/s11356-025-35946-y

18. Ezcurra E, Barrios E, Ezcurra P, Ezcurra A, Vanderplank S, Vidal O, Villanueva-Almanza L, Aburto-Oropeza O. A natural experiment reveals the impact of hydroelectric dams on the estuaries of tropical rivers. Science Advances. 2019; 5 (3): eaau9875. https://doi.org/10.1126/sciadv.aau9875

19. Ferreira ME, Nogueira SHdM, Latrubesse EM, Macedo MN, Callisto M, Bezerra Neto JF, Fernandes GW. Dams pose a critical threat to rivers in Brazil's cerrado hotspot. Water. 2022; 14 (22): 3762. https://doi.org/10.3390/w14223762

20. Khatri N, Tyagi S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. Frontiers in Life Science. 2015; 8 (1): 23-39. https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716

21. Klein RD. Urbanization and stream quality impairment. JAWRA Journal of the American Water Resources Association. 1979; 15 (4): 948-963. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1979.tb01074.x

22. Anim DO, Banahene P. Urbanization and stream ecosystems: The role of flow hydraulics towards an improved understanding in addressing urban stream degradation. Environmental Reviews. 2021; 29 (3): 401-414. https://doi.org/10.1139/er-2020-0063

23. Gebrekiros ST. Factors affecting stream fish community composition and habitat suitability. Journal of Aquaculture and Marine Biology. 2016; 4 (2): 00076. 10.15406/jamb.2016.04.00076

24. Araújo NB, Tejerina-Garro FL. Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do cerrado, bacia do ribeirão ouvidor, alto rio paraná, goiás, brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 2007; 24 (4): 981-990. https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400014

25. Marques PS, Cunico AM. Ecologia de peixes em riachos urbanos. Oecologia Australis. 2021; 25 (2): 604-604. https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.22

26. Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. Trends in Ecology & Evolution. 2004; 19 (1): 18-24. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010.

27. Bernery C, Bellard C, Courchamp F, Brosse S, Gozlan RE, Jarić I, Teletchea F, Leroy B. Freshwater fish invasions: A comprehensive review. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 2022; 53 (1): 427-456. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-032522-015551

28. Urban MC, Alberti M, De Meester L, Zhou Y, Verreli BC Szulkin M, Schmidt C, Savage AM, Roberts P, Rivkin RL, Palkovacs EP, Munshi-South J, Malesis AN, Harris NC, Gotanda KM, Garroway CJ, Diamond SE, Roches S, Charmantier A, Brans KI. Interactions between climate change and urbanization will shape the future of biodiversity. Nature Climate Change. 2024; 14 (5): 436-447. https://doi.org/10.1038/s41558-024-01996-2

29. Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP. Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon D, ed. Tropical stream ecology. San Diego: Academic Press; 2008. p. 107-146. https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50007-8

30. Ortega JC, Bacani I, Dorado-Rodrigues TF, Strüssmann C, Fernandes IM, Morales J, Penha J. Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams. Neotropical Ichthyology. 2021; 19 (3): e210050. https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0050

31. Makki T, Mostafavi H, Matkan AA, Valavi R, Hughes RM, Shadloo S, Aghighi H, Abdoli A, Teimori A, Eagderi S, Coad BW. Predicting climate heating impacts on riverine fish species diversity in a biodiversity hotspot region. Scientific Reports. 2023; 13 (1): 14347. https://doi.org/10.1038/s41598-023-41406-9

32. Köppen W. Versuch einer klassifikation der klimate, vorzugsweise nach ihren beziehungen zur pflanzenwelt. Geographische Zeitschrift. 1900; 6 (11): 593-611.

33. Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift. 2013; 22 (6): 711-728.

34. Uieda VS, Castro RMC. Coleta e fixação de peixes de riacho. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR, ed. Ecologia de peixes de riachos. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ; 1999. p. 1-22. Série Oecologia Brasiliensis.

35. Alves CBM, Pompeu PS, Mazzoni R, Brito MFG. Avanços em métodos de coleta de peixes e caracterização de habitat de riachos tropicais. Oecologia Australis. 2021; 25 (2): 265. https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.03

36. Hsieh TC, Ma K, Chao A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). Methods in Ecology and Evolution. 2016; 7 (12): 1451-1456. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613

37. Daga VS, Gubiani EA, Cunico AM, Baumgartner G. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. Neotropical Ichthyology. 2012; 10 (3): 643-652. https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000300018.

38. Rautenberg KA, Silveira EL, Vaz-dos-santos AM. Feeding trends of psalidodon paranae in an impacted neotropical basin: a multifactor and integrative approach. Environmental Biology of Fishes. 2021; 104: 89-105. https://doi.org/10.1007/s10641-021-01058-y

39. Silveira EL, Aranha JMR, Menezes MS, Vaz-dos-santos AM. Environmental influences in the population dynamics of psalidodon paranae (characidae) from a neotropical microbasin. Environmental Biology of Fishes. 2024; 107: 1099-1120. https://doi.org/10.1007/s10641-024-01605-3

40. Sousa MC, Martins R, Santos L, Ferreira F. Ecosystem services of urban rivers: a systematic review. Aquatic Sciences. 2025; 87 (1): 10. DOI: https://doi.org/10.1007/s00027-024-01138-y

41. Warbanski ML, Marques P, Frauendorf TC, Phillip DAT, El-sabaawi RW. Implications of guppy (poecilia reticulata) life-history phenotype for mosquito control. Ecology and Evolution. 2017; 7: 3324-3334. https://doi.org/10.1002/ece3.2666

Como citar:

Silva VH, Gaia R. Composição da ictiofauna em um córrego antropizado em área urbana da Bacia do Rio Uberaba, MG. Rev Acta Biol Bras [Internet]. 2026; 9: e20269195. Disponível em: https://doi.org/10.18554/acbiobras.9195