

Impactos da urbanização na ictiofauna de riachos em uma região metropolitana do estado de São Paulo

Bianca Caroline Barbosa^{1*}, Isabel Paiola¹, Wellington Junio Marques-Frisoni¹, Vitor Kenzo Niskirara Okubo¹, Yullia Kaory Shimizu-Alves¹, Poliana Siqueira-Cesar¹, Lilian Casatti¹

¹Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", UNESP, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Ictiologia, São José do Rio Preto, SP, Brasil. (*Autor correspondente: bcarolinebarbosa@gmail.com)

Histórico do Artigo: Submetido em: 17/12/2024 – Revisado em: 03/01/2025 – Aceito em: 05/02/2025

RESUMO

A urbanização provoca transformações significativas nos ambientes de riachos, modificando a estrutura das comunidades, eliminando espécies sensíveis e favorecendo as tolerantes e não-nativas. Neste estudo, foi caracterizada a ictiofauna dos riachos urbanos na região metropolitana do noroeste paulista. Além disso, a composição de espécies foi comparada com registros anteriores obtidos na mesma região. A pesquisa foi realizada em sete riachos urbanos localizados em São José do Rio Preto e Bady Bassitt, SP. A ictiofauna foi amostrada em trechos de 80 metros, juntamente com a análise do Índice Físico do Habitat (PHI) e das características físico-químicas da água. A partir do PHI, cinco riachos foram classificados como pobres e dois como regulares. Ao todo, foram coletadas dez espécies pertencentes a quatro ordens e quatro famílias, totalizando 2.305 indivíduos. *Poecilia reticulata* foi dominante em frequência e abundância. A atual riqueza de espécies mostrou-se significativamente menor em comparação com registros históricos. A análise da dieta revelou ainda a presença de apenas duas guildas tróficas, detritívora e insetívora, com predomínio de larvas de Chironomidae. O estudo identificou que a urbanização impacta negativamente a ictiofauna do noroeste paulista, reduzindo a riqueza e a diversidade de espécies, favorecendo a dominância de uma espécie não-nativa e o predomínio do consumo de detritos e larvas de Chironomidae. Os resultados destacaram a relação entre a qualidade física do ambiente e a composição da ictiofauna, evidenciando que condições mais heterogêneas do ambiente possibilitam maior diversidade de espécies.

Palavras-Chaves: Ecossistemas aquáticos; Integridade do habitat; *Poecilia reticulata*.

Impacts of urbanization on the ichthyofauna of streams in a metropolitan region of the state of São Paulo

ABSTRACT

Urbanization causes significant transformations in stream environments, modifying the structure of communities, eliminating sensitive species and favoring tolerant and non-native species. This study characterized the ichthyofauna of urban streams in the metropolitan region of northwestern São Paulo state. Additionally, the species composition was compared with previous records obtained from the same region. The research was conducted in seven urban streams in São José do Rio Preto and Bady Bassitt, SP. The ichthyofauna was sampled in 80-meter stretches, together with the Physical Habitat Index (PHI) and the physicochemical characteristics of the water. Five streams were classified as poor and two as regular according to the PHI. Ten species belonging to four orders and four families were collected, totaling 2,305 individuals. *Poecilia reticulata* was dominant in frequency and abundance. The current species richness was significantly lower compared to historical records. Diet analysis also revealed the presence of only two trophic guilds, detritivorous and insectivorous, with a predominance of Chironomidae larvae. The study identified that urbanization negatively impacts the ichthyofauna of northwestern São Paulo, reducing species richness and diversity, favoring the dominance of a non-native species, and the predominance of detritus and Chironomidae larvae in diets. The results highlighted the relationship between the physical quality of the environment and the composition of ichthyofauna, demonstrating that more heterogeneous environmental conditions enable greater species diversity.

Keywords: Aquatic ecosystems; Habitat integrity; *Poecilia reticulata*.

Barbosa, BC. et al. (2025). Impactos da urbanização na ictiofauna de riachos em uma região metropolitana do estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.13, n.1, p.67-89.



Direitos do Autor. A Revista Brasileira de Meio Ambiente utiliza a licença *Creative Commons* - CC BY 4.0.

1. Introdução

A urbanização está em constante expansão pelo mundo, tendo como consequência uma série de transformações nos ambientes naturais para o desenvolvimento de infraestrutura e serviços (Alberti, 2008). Um dos efeitos iniciais é a impermeabilização do solo em razão do uso de estruturas como asfalto e concreto, o que impede a infiltração da água da chuva (Jacobson, 2011; Marques & Cunico, 2021) e contribui para que o escoamento dessas águas seja direcionado aos rios e riachos urbanos (Paul & Meyer, 2001; Jacobson, 2011). Esse processo causa a modificação da hidrologia e da morfologia dos canais, alteração do leito, aumento da frequência de inundações e da concentração de nutrientes dissolvidos na água (Wang & Lions, 2003; Marques & Cunico, 2021). Soma-se ainda o despejo de esgoto doméstico e rejeitos industriais, que produzem o aumento de contaminantes e de matéria orgânica nestes ambientes (Walsh et al., 2005; Marques & Cunico, 2021).

No processo de crescimento das cidades, os riachos acabam inseridos como parte da paisagem urbana (Ganassin et al. 2020), o que causa inúmeros impactos negativos a esses ecossistemas (Paul & Meyer, 2001; Wang & Lions, 2003). Isso ocorre porque as alterações ambientais originadas pela urbanização provocam modificações nos processos ecológicos e na dinâmica de funcionamento dos ecossistemas, afetando as estruturas das comunidades aquáticas (Wu, 2014). Uma dessas modificações está relacionada com a composição de espécies dos riachos urbanos, sendo observada a eliminação de espécies sensíveis, enquanto espécies tolerantes têm a sua permanência facilitada (Wang & Lyons, 2003; Walsh et al., 2005; Shochat et al. 2010).

Nos riachos urbanos, as espécies favorecidas serão aquelas que apresentam, dentre outras características, resistência a perturbações (Walsh et al., 2005), dieta generalista (Peressin et al., 2018), ciclo de vida curto e rápida reprodução (Cunico et al., 2011). Este é o caso das espécies da família Poeciliidae, conhecidos popularmente como guarus e barrigudinhos, que têm sido comumente encontradas em riachos urbanos ao redor do mundo (Gomes-Silva et al., 2020). A urbanização também aumenta a possibilidade da entrada de espécies não-nativas às cidades devido ao maior fluxo de pessoas e materiais, o que oferece oportunidade de organismos serem introduzidos nos riachos (Padayachee et al., 2017). Ao mesmo tempo, o maior aporte de recursos alimentares associados à atividade humana para dentro dos riachos aumenta o potencial invasivo de espécies não nativas (Marques et al., 2020). Estas modificações impostas pela urbanização apresentam padrões semelhantes ao redor do mundo, de modo que Meyer et al. (2005) propuseram o termo “Síndrome dos Riachos Urbanos” ao conjunto de efeitos deletérios observados nesses locais.

Devido aos impactos observados nos espaços urbanos, estas áreas possuem pouco interesse para a conservação (Lepczyk et al., 2017). No entanto, esses ambientes abrigam muitas espécies nativas e podem abrigar algumas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, visto que comumente se desenvolvem em locais de elevada biodiversidade (Ives et al., 2016). Além disso, os riachos possuem um papel fundamental nos ecossistemas urbanos, sendo habitat para uma biota potencialmente produtiva, além de ser essencial para o escoamento hídrico e processamento de materiais (Walsh et al., 2005). Ainda, é preciso considerar que os riachos possuem inestimável valor social, histórico e cultural (Ferreira et al., 2023) para a população local, sendo, muitas vezes, os únicos ecossistemas aquáticos com os quais as pessoas podem desenvolver alguma familiaridade durante a sua vida (Francis, 2014).

Considerando o exposto, esta pesquisa teve como objetivo caracterizar a ictiofauna de riachos urbanos em uma região metropolitana do noroeste de São Paulo. Para isso, foram avaliadas a composição, a diversidade de espécies e a estrutura trófica da ictiofauna. Além disso, a composição atual das espécies foi comparada com registros históricos disponíveis para riachos da região desde o início da década de 2000. Por fim, a abundância das espécies e a estrutura trófica da ictiofauna foram relacionadas às variáveis físicas e químicas dos riachos estudados, de modo a compreender os impactos das condições ambientais nas assembleias de peixes.

2. Material e Métodos

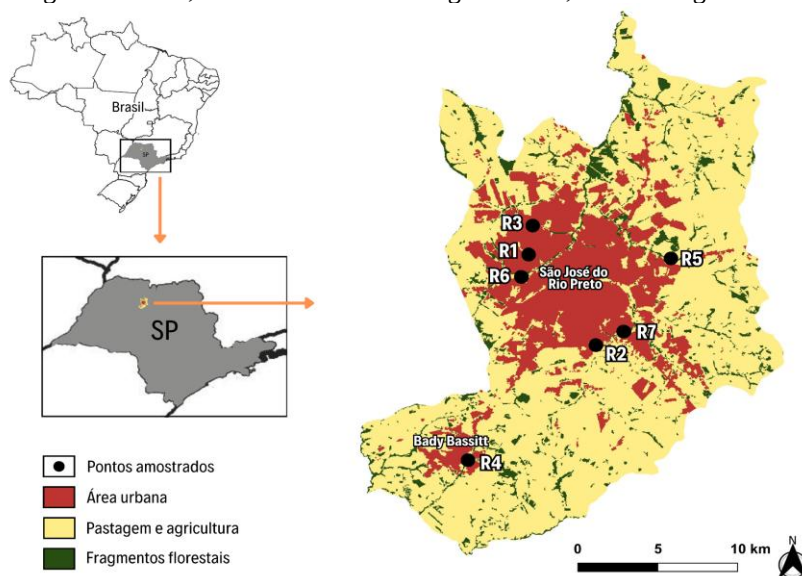
2.1 Área de estudo

Para a realização deste estudo, foram selecionados sete riachos urbanos presentes em São José do Rio Preto e Bady Bassitt, dois municípios que compõem a região metropolitana de São José do Rio Preto, inserida na bacia do Alto rio Paraná, noroeste do estado de São Paulo (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1 – Riachos amostrados e respectivas coordenadas, municípios ao qual pertencem e microbacias que estão inseridos.

Riachos (R)	Coordenadas	Município	Microbacia
Córrego Cobertinho (R1)	20°47'27.0"S 49°24'33.5"W	São José do Rio Preto	Turvo-Grande
Córrego Tiago (R2)	20°50'59.1"S 49°22'04.1"W	São José do Rio Preto	Turvo-Grande
Córrego Piedadinha (R3)	20°46'24.0"S 49°24'25.0"W	São José do Rio Preto	Turvo-Grande
Córrego Borboleta (R4)	20°55'25.4"S 49°26'44.8"W	Bady Bassitt	Tietê-Batalha
Córrego Felicidade (R5)	20°79'45.2"S 49°32'29.8"W	São José do Rio Preto	Turvo-Grande
afluente do Córrego Piedade (R6)	20°48'20.3"S 49°24'50.68"W	São José do Rio Preto	Turvo-Grande
Córrego do Macaco (R7)	20°47'27.0" S 49°24'33.5" W	São José do Rio Preto	Turvo-Grande

Figura 1 – Na esquerda, mapas destacando a localização da área de estudo no Brasil e no estado de São Paulo. Na direita, detalhe da região abrangendo os municípios de São José do Rio Preto e Bady Bassitt e a localização dos riachos amostrados: R1 = Córrego Cobertinho; R2 = Córrego Tiago; R3 = Córrego Piedadinha; R4 = Córrego Borboleta; R5 = Córrego Felicidade; R6 = afluente do Córrego Piedade; R7= Córrego do Macaco.



Fonte: MapBiomas e IBGE.

Historicamente, o noroeste paulista apresenta clima tropical e quente, com duas estações bem definidas: estação seca e de baixas temperaturas, ocorrendo de maio a setembro; e estação chuvosa e de altas temperaturas ocorrendo entre novembro e março (IPT, 1999). No entanto, devido às alterações ambientais e mudanças climáticas, a região tem apresentado clima mais quente e seco a cada ano (Giulio et al., 2019; CEMADEN, 2024). A região está localizada na formação geológica Serra Geral, que se caracteriza pela presença de basaltos e rochas sedimentares, o que faz com que o solo possua elevado potencial erosivo (Silva et al., 2007a). A formação vegetal da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual em transição com Cerrado, o que a classifica como área de ecótono (Instituto Florestal, 2022).

A região possui histórico de intenso desmatamento e degradação ambiental devido a monoculturas agrícolas, à pastagem para a agropecuária e à urbanização, apresentando poucas áreas protegidas sob forma de Unidade de Conservação (Silva et al., 2007b; Rodrigues & Bononi, 2008). Atualmente, restam menos de 13% de cobertura de vegetação nativa, que se encontra fragmentada em manchas desconectadas, geralmente menores que 10 hectares (Instituto Florestal, 2022). Além disso, a ausência de cobertura vegetal e a característica arenosa do solo faz com que o assoreamento dos riachos dessa região seja elevado (Silva et al., 2007b).

2.2 Amostragem das variáveis ambientais

As amostragens foram realizadas de agosto a novembro de 2022 pela equipe do Laboratório de Ictiologia do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (IBILCE/UNESP), São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. Em campo, foi realizada, em trechos de 80 m de cada riacho, a mensuração das variáveis físico-químicas da água (oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e temperatura). Além disso, foram determinadas as variáveis físicas de cada riacho para o cálculo do Índice Físico do Habitat (PHI, cf. Casatti et al., 2006a), que é uma adaptação local feita por Casatti et al. (2006a) a partir da proposta original de Hall et al. (2002).

O PHI leva em consideração nove métricas físicas, sendo elas: estabilidade do substrato, variabilidade de velocidade e profundidade, estabilidade de fluxo, deposição de sedimentos finos, variabilidade de poços e corredores, alterações artificiais no canal, cobertura lateral, estabilidade vegetativa dos barrancos e estabilidade geral dos barrancos. Os atributos recebem pontuações que variam de 0 a 20. A partir da soma das pontuações dadas, o riacho pode ser classificado em uma das quatro categorias: muito pobre (escore de 0 a 45), pobre (escore de 46 a 90), regular (escore de 91 a 135) e bom (escore de 136 a 180). A integridade física é proporcional à nota obtida, sendo que quanto maior a nota, maior a integridade física do local.

2.3 Amostragem da ictiofauna

Os peixes foram amostrados por meio de esforço padronizado de coleta, que consistiu na amostragem de 80 metros de extensão do riacho por 3 horas, com a utilização de rede de arrasto (2 metros de malha com 5 mm) e peneira. Após a captura, todos os indivíduos foram eutanasiados em solução anestésica de eugenol de acordo com o método de Lucena et al. (2013) e, em seguida, fixados em solução formalina a 10%. Após uma semana fixados no formol, todos os organismos coletados foram lavados em água corrente e conservados em solução de etanol a 70% até a realização da triagem, onde foram identificados e pesados através de uma balança de precisão, para a obtenção da biomassa total por espécie.

As coletas de peixes possuíam autorização do MMA-ICMBio-SISBIO (registros de expedição 73812 e 73942). Os espécimes coletados foram depositados na coleção ictiológica do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual Paulista (**DZSJRP 24847-24856**), São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. Além disso, as espécies tiveram seu status nomenclatural atualizado seguindo Fricke et al. (2024).

2.4 Análise da dieta

Para a determinação da dieta da ictiofauna, foram selecionados no mínimo três e no máximo dez indivíduos por espécie de cada riacho amostrado, totalizando 140 estômagos. Os estômagos foram retirados da cavidade abdominal com auxílio de bisturi e pinças. Após a retirada, os estômagos foram conservados em solução de etanol a 70% e os itens alimentares contidos no mesmo foram analisados em microscópio estereoscópico, com o auxílio de placa de Petri quadriculada. Os itens foram identificados em recursos autóctones (peixes, insetos aquáticos, algas, perifiton, tecameba, moluscos, crustáceos, anelídeos, platelmintos e nematódeos), alóctones (insetos terrestres, vegetais superiores, aracnídeos e ácaros) ou de origem desconhecida, como matéria orgânica disforme (detrito). Para cada item alimentar registrado em cada população, foi obtida a frequência de ocorrência e área relativa ocupada por este item nos estômagos.

Com os dados de área relativa e frequência de ocorrência, foi calculada a importância relativa dos itens alimentares para cada população, por meio do Índice de Importância Alimentar (IAi; Kawakami & Vazzoler, 1980). O cálculo do IAi seguiu a metodologia de Esteves & Lobon-Cerviá (2001), que consideram que a área proporcional de cada item pode ser um substituto do volume do item (Fórmula 1):

$$IAi = \frac{Fi \times Ai}{\sum_{i=1}^n (Fi \times Ai)} \quad (1)$$

Onde: Fi = frequência de ocorrência do item i, e Ai = área relativa do item i. Sendo que valores mais próximos de 1 representam maior importância na dieta.

2.4 Análise dos dados

A diversidade de espécies foi medida através dos índices de Shannon (H'), que quantifica a incerteza associada em prever a identidade de um indivíduo escolhido, ao acaso, em determinada amostra (Silva et al., 2022). O índice de Shannon leva em consideração a riqueza de espécies (S) e a abundância para cada espécie (N). Já a uniformidade da distribuição das espécies nas comunidades foi medida através do índice de equitabilidade de Pielou ($J = H'/H_{max}$). Este índice apresenta uma amplitude de 0 a 1, sendo que, quanto mais próximo de 1, maior a uniformidade da amostra. Os índices de diversidade foram calculados com o auxílio do software Past 4.13 (Hossain et al., 2012).

Para testar se a composição da ictiofauna (presença e ausência) dos riachos amostrados difere do que seria esperado em um contexto regional de pré-urbanização, foram compiladas as espécies de peixes registradas em seis riachos não urbanizados da região noroeste de São Paulo, de porte semelhante aos amostrados neste estudo. Os riachos foram o Córrego do Cedro no município de São José do Rio Preto (Lemes & Garutti, 2002); ponto 1 do Córrego da Água Limpa no município de Neves Paulista (Ferreira, 2006); córregos Macaco, da Lagoa e Machado no município de São José do Rio Preto (Chaves, 2007) e Córrego Felicidade no município de São José do Rio Preto (Rocha et al., 2009). Com a finalidade de minimizar diferenças amostrais entre os estudos anteriores e o atual, foram selecionadas as espécies registradas em uma amostragem de cada riacho, no mês de agosto.

Após a seleção dos riachos, foi conduzida uma PERMANOVA, tendo como fator fixo os períodos amostrais (anterior vs. atual), sendo aplicadas 9.999 permutações irrestritas. Para visualizar essas relações, foi realizada uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS), que representa bi ou tridimensionalmente a associação entre amostras em uma matriz de similaridade ou dissimilaridade (Anderson, 2008). Para isso, foi utilizado o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis aplicado a uma matriz de presença e ausência das espécies. Essas análises foram realizadas no programa Primer 6.0 +Permanova (Clarke & Gorley, 2006). Além disso, para testar se a estrutura das assembleias de peixes dos sete riachos difere conforme a integridade do habitat físico, aferida pelo PHI, foi aplicada uma Análise Permutacional Multivariada de

Variância (PERMANOVA), utilizando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis e 9.999 permutações, tendo como fator fixo a classe de integridade do habitat.

Por meio dos valores de IA_i para cada item alimentar, foi calculada a similaridade entre a dieta das espécies em cada riacho, através do método de agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) e usando o coeficiente de similaridade de Morisita-Horn. Os grupos foram nomeados de acordo com a predominância dos itens na dieta. O resultado foi visualizado a partir de um dendrograma. Essa análise foi processada por meio do pacote vegan (Oksanen et al., 2020), no software RStudio (R Development Core Team, 2018).

Por fim, foi avaliada, separadamente, a relação da abundância e da dieta das espécies com as variáveis ambientais, através da Análise de Redundância (RDA). Para a primeira análise, foi utilizada a matriz completa de abundância das espécies por riacho, bem como a matriz de variáveis ambientais por riachos. Para a segunda análise, foram testados os itens alimentares mais representativos, também relacionados com a matriz de variáveis ambientais.

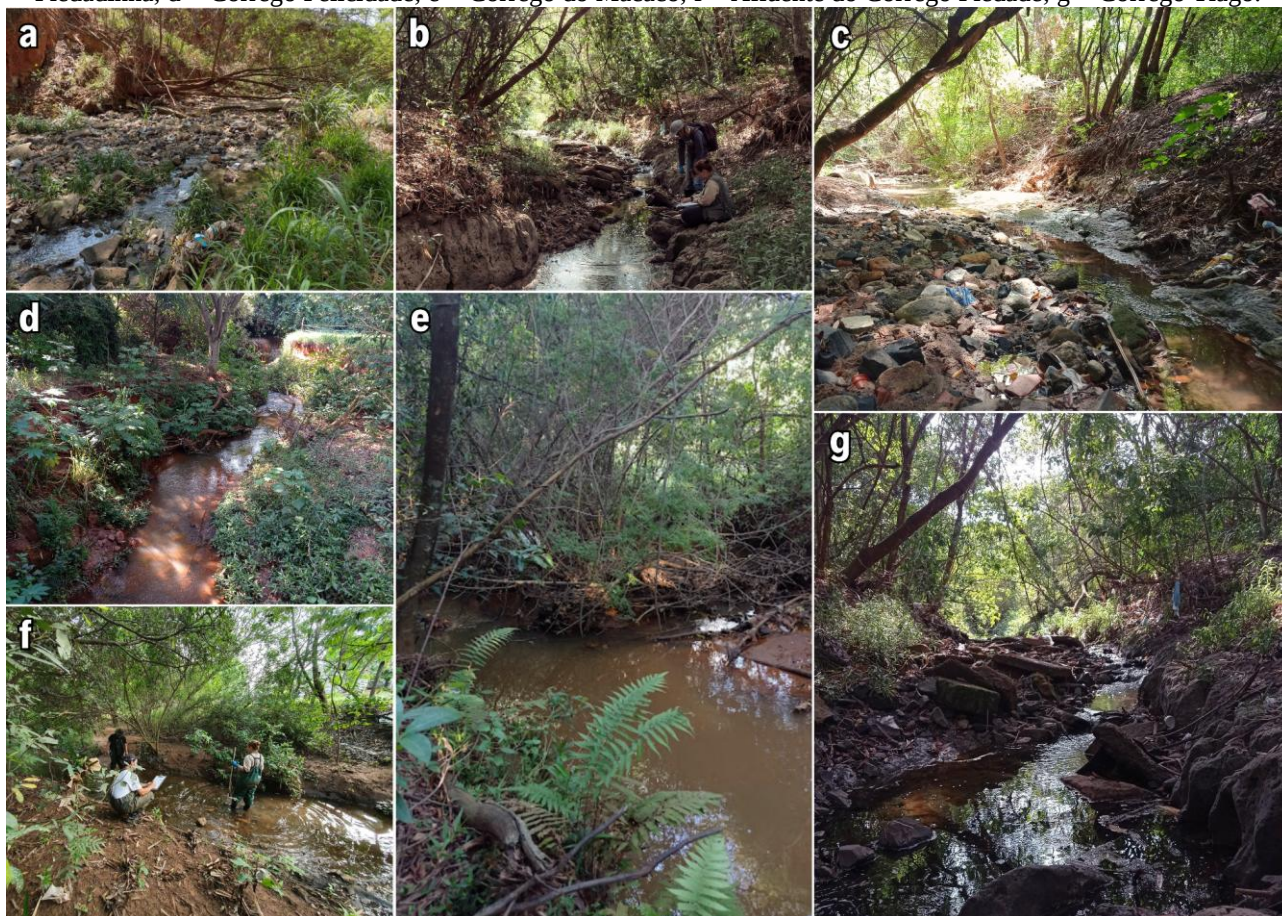
A RDA foi feita juntamente com a análise de variância (ANOVA) com 999 permutações e nível de significância de 0,05 (Silva et al., 2022), para revelar se os eixos e as características ambientais explicam as diferenças entre as dietas e a abundância das espécies. As variáveis ambientais foram preditoras e a abundância e valores agrupados de Índice Alimentar por riachos foram as variáveis resposta. As variáveis preditoras que compuseram a ordenação foram previamente selecionadas, retirando aquelas que covariavam a partir da Variance Inflation Factor (VIF), calculado com a função `vIFor` do pacote `usdm` (Naimi et al., 2014), pelo método Spearman, e pela função `forward.sel` do pacote `adespatial` (Silva et al., 2022). As variáveis que entraram na ordenação foram previamente padronizadas para minimizar interferência das unidades de medidas, através da função `decostand` do pacote `vegan`. Todas as etapas também foram realizadas com auxílio do software RStudio (R Development Core Team, 2018).

3. Resultados

3.1 Integridade física dos riachos

No que se refere à estrutura física dos riachos, cinco foram classificados como pobres (Cobertinho = 77, Tiago = 90, Piedadinha = 67, afluente do Piedade = 71 e Macaco = 73) e dois como regulares (Borboleta = 129 e Felicidade = 98) a partir do PHI. Os riachos avaliados como regulares apresentaram corredores, poços e corredeiras, com distintas combinações de profundidade, correnteza e tipos de substrato, enquanto os avaliados com as menores notas (Piedadinha e afluente do Piedade) apresentaram predominância apenas de corredores, com leito coberto por areia e grande parte dos barrancos estava sem qualquer vegetação (Figura 2).

Figura 2 – Imagens dos riachos amostrados: a = Córrego Cobertinho; b = Córrego Borboleta; c = Córrego Piedadinha; d = Córrego Felicidade; e = Córrego do Macaco; f = Afluente do Córrego Piedade; g = Córrego Tiago.



Fonte: André Vitor Suzuki, Bianca Caroline Barbosa e Yullia Kaory Shimizu Alves.

Dentre os descritores físicos e químicos da água, houve variação mais expressiva em relação à velocidade da corrente, ao oxigênio dissolvido e à condutividade. Os córregos Borboleta, Felicidade e Macaco apresentaram predominância de fluxo rápido (195,3; 408 e 189 m/s, respectivamente), por outro lado, os demais apresentaram predominância de fluxo mais lento, que variou de 10,41 a 35,75 m/s.

Os menores valores de oxigênio dissolvido foram observados nos córregos Felicidade (6,5 mg/l), afluente do Piedade (5,25 mg/l) e Macaco (5,89 mg/l), enquanto o restante manteve um intervalo entre 7,85 e 9,86 mg/l. Quanto à condutividade, os córregos Cobertinho, Tiago, Piedadinha e afluente Piedade apresentaram os maiores valores (Cobertinho = 344 $\mu\text{S/cm}$; Tiago = 338 $\mu\text{S/cm}$; Piedadinha = 388 $\mu\text{S/cm}$; e afluente do Piedade = 398 $\mu\text{S/cm}$), em contrapartida, os outros tiveram valores de 182 $\mu\text{S/cm}$ (Borboleta), 126 $\mu\text{S/cm}$ (Felicidade) e 116 $\mu\text{S/cm}$ (Macaco).

3.2 Ictiofauna

Foram coletadas dez espécies, pertencentes a quatro ordens e quatro famílias, totalizando 2.305 indivíduos (Figura 3, Tabela 2). A ordem Cyprinodontiformes, representada por *Poecilia reticulata* Peters

1859, foi a mais frequente e abundante nos riachos, com 95,3% da abundância total e presença em todos os córregos amostrados. Contudo, as ordens Characiformes e Siluriformes foram as mais diversas, com quatro espécies cada: *Astyanax lacustris* (Lutken 1875), *Hemigrammus* aff. *marginatus*, *Piabina argentea* Reinhardt 1867 e *Psalidodon fasciatus* (Cuvier 1819) em Characiformes; e *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker 1976, *Hisonotus francirochai* (Ihering 1928), *Hypostomus ancistroides* (Ihering 1911) e *Osteogaster aeneus* (Gill 1858) em Siluriformes. *Astyanax lacustris* e *H. ancistroides* ocorreram em 57% dos riachos, as espécies mais frequentes depois de *P. reticulata*.

Figura 3 – Exemplos das espécies coletadas: a = *Astyanax lacustris* (CP = 60,2 mm); b = *Piabina argentea* (CP = 48,01 mm); c = *Geophagus iporangensis* (CP = 47,6 mm); d = *Hisonotus francirochai* (CP = 24,05 mm); e = *Hypostomus ancistroides* (CP = 54,04 mm); f = *Aspidoras fuscoguttatus* (CP = 31,17 mm); g = *Psalidodon fasciatus* (CP = 54,74 mm); h = *Osteogaster aeneus* (CP = 34,43 mm); i = *Hemigrammus* aff. *marginatus* (CP = 33,41 mm); j = *Poecilia reticulata* fêmea (CP= 31,14 mm); k = *Poecilia reticulata* macho (CP = 15,82 mm).

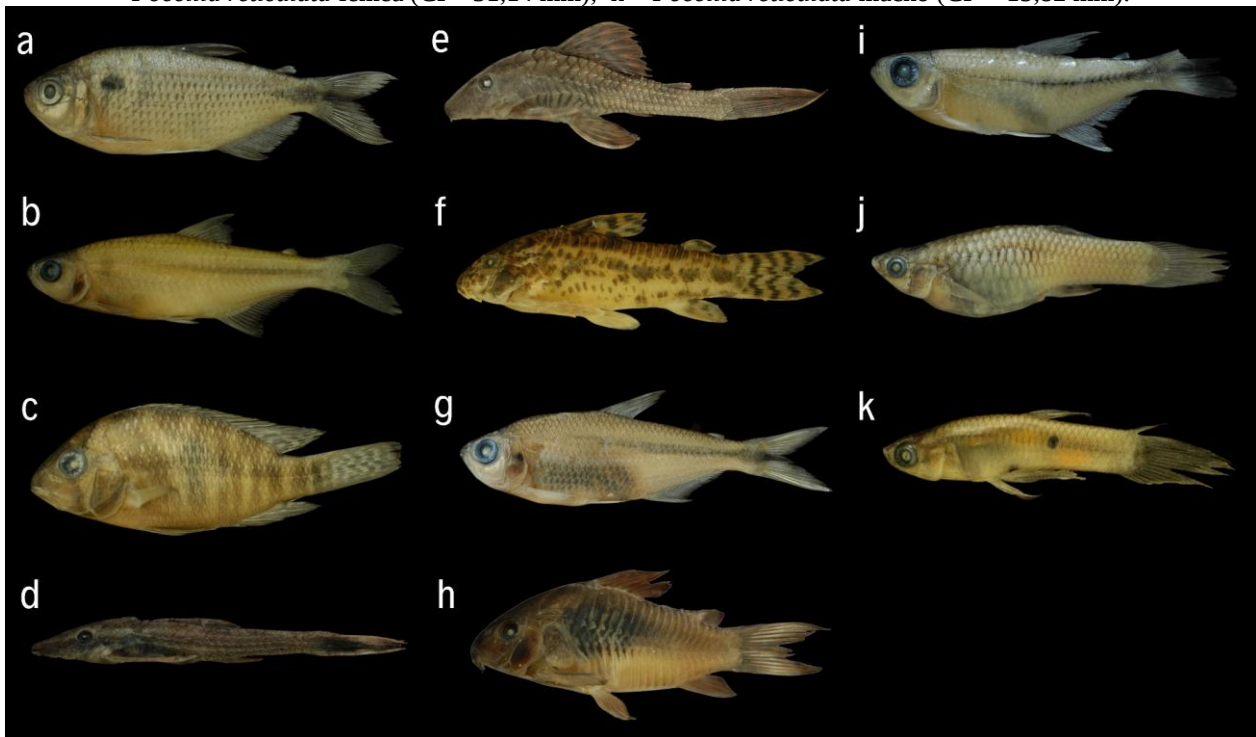


Tabela 2 – Classificação das espécies amostradas (Fricke et al. 2024) e caracterização das mesmas de acordo com a abundância (N); frequência de ocorrência nos córregos (FO %); reofilia (cf. Manzotti et al., 2020); origem na bacia do Alto Rio Paraná (cf. Ribeiro, 2019; e Reia, 2020); e tolerância à hipóxia, dada pela presença de respiração acessória ou estratégias comportamentais (cf. Kramer & Mehegan, 1981; Reis, 2003; Senteio Smith et al., 2003; Casatti et al., 2009; Pereira, 2018). Nat = nativa; Não-nat = não nativa; Int = intolerante; Tol = tolerante.

Ordem, Família e Espécie	Nome popular	N	FO	Reofília	Origem	Tolerância à hipóxia	DZSJRP
Characiformes, Acestrorhampidae							
<i>Astyanax lacustris</i>	Lambari-do-rabo-amarelo	21	57	Não	Nat	Int	24856
<i>Hemigrammus</i> aff. <i>marginatus</i>	Lambarizinho	1	14	Não	Nat	Int	24850
<i>Psalidodon fasciatus</i>	Lambari-do-rabo-vermelho	14	14	Não	Nat	Int	24849
Characiformes, Stevardiidae							

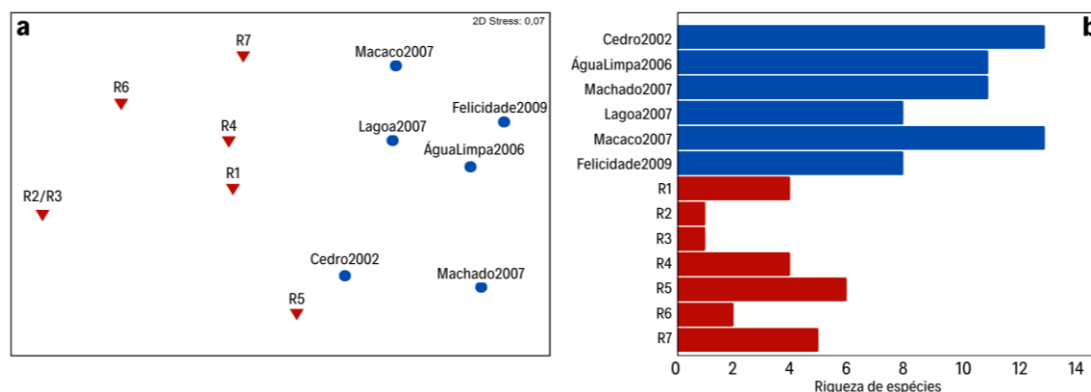
<i>Piabina argentea</i>	Piaba, lambari	33	14	Não	Nat	Int	24851
Siluriformes, Callichthyidae							
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Tamboatázinho	13	29	Não	Nat	Tol	24854
<i>Osteogaster aeneus</i>	Tamboatázinho	3	14	Não	Nat	Tol	24848
Siluriformes, Loricariidae							
<i>Hisonotus francirochai</i>	Cascudinho	10	14	Não	Nat	Int	24852
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Cascudo	11	57	Não	Nat	Tol	24847
Cyprinodontiformes, Poeciliidae							
<i>Poecilia reticulata</i>	Barrigudinho	2197	100	Não	Não-nat	Tol	24855
Cichliformes, Cichlidae							
<i>Geophagus iporangensis</i>	Cará	2	14	Não	Nat	Tol	24853

Das espécies coletadas, a única não-nativa foi a *P. reticulata*. Além disso, metade das espécies apresentam tolerância à hipóxia, seja por estratégias comportamentais, como em *Geophagus iporangensis* Haseman 1911 (Pereira et al., 2018), seja pela presença de respiração aérea acessória, como em *A. fuscoguttatus*, *H. ancistroides*, *O. aeneus* e *P. reticulata* (Kramer & Mehegan, 1981; Senteio-Smith, Petrere & Barrella, 2003).

A partir do índice de Shannon (H'), foi observada baixa diversidade de espécies nos córregos avaliados, sendo maior no Córrego Felicidade ($H' = 1,32$) e menor nos córregos Tiago e Piedadinha ($H' = 0$). Os outros córregos tiveram valores que variaram de 0,15 a 0,55 (Cobertinho = 0,43; Borboleta = 0,55; afluente do Piedade = 0,15; e Macaco = 0,29). Já em relação à equabilidade de Pielou (J), foi observado que, com exceção do córrego Felicidade ($J = 0,74$), os riachos apresentaram baixa uniformidade entre as espécies (Cobertinho = 0,31; Tiago = 0; Piedadinha = 0; Borboleta = 0,39; afluente do Piedade = 0,22; e Macaco = 0,18). Além disso, de todos os riachos amostrados, somente o córrego Felicidade apresentou uma abundância de *Poecilia reticulata* menor que 50% (47,45%), enquanto os outros demonstraram abundância superior a 80% (Cobertinho = 89,65%, Tiago = 100%, Piedadinha = 100%, Borboleta = 87,1%, afluente do Piedade = 96,5% e Macaco = 93,83%).

A estrutura das assembleias observada reflete a condição física dos riachos (PERMANOVA, Pseudo-F = 3,3537, $p = 0,0452$). Além disso, quando comparado com as amostragens prévias, verificou-se que a composição da ictiofauna atual é muito distinta daquela registrada no passado (Figura 4a; PERMANOVA, Pseudo-F = 9,0373, $p = 0,0012$). Também foi constatado que no passado havia um número maior de espécies do que o identificado atualmente na região (Figura 4b).

Figura 4 – (a) Biplot resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) com dados de presença e ausência das espécies registradas atualmente (triângulos vermelhos) e em diferentes riachos amostrados (círculos azuis) ao longo do tempo na região estudada. (b) Riqueza total observada em cada riacho amostrado atualmente (R1-R7, barras vermelhas) e anteriormente (barras azuis).



Dentre os riachos analisados neste estudo, o Felicidade foi o que mostrou maior semelhança com o conjunto de dados anterior (Lemes & Garutti, 2002; Ferreira, 2006; Chaves, 2007; Rocha et al., 2009). Esse riacho apresentou uma assembleia de peixes semelhante ao córrego do Cedro, descrito por Lemes e Garutti (2002), compartilhando cinco espécies em comum: *A. fuscoguttatus*, *H. ascistroides*, *H. francirochai*, *P. argentea* e *P. reticulata* (Figura 4a). Enquanto a riqueza média do conjunto de riachos do passado foi de dez espécies, os riachos analisados neste trabalho mostraram uma média de apenas três espécies, representando uma perda de 70% na riqueza total.

3.3 Caracterização da dieta e sua relação com as variáveis ambientais

A partir da análise dos conteúdos estomacais, foi observado que os detritos e larvas de Diptera foram os itens mais representativos, estando presentes em 75% e 60,71% dos estômagos, respectivamente. Ainda, Chironomidae foi o item mais representativo da ordem Diptera, com 65,88% da frequência dentro do grupo e ocorrendo em 40% dos estômagos avaliados.

Astyanax lacustris, *P. argentea*, *P. fasciatus* e *A. fuscoguttatus* alimentaram-se predominantemente de insetos, com maior contribuição de larvas de Diptera ($IA_i = 0,27$; $IA_i = 0,43$; $IA_i = 0,41$; e $IA_i = 0,71$, respectivamente). Já *O. aeneus*, *H. francirochai*, *H. ancistroides* e *P. reticulata* alimentaram-se majoritariamente de detritos ($IA_i = 0,49$; $IA_i = 0,96$; $IA_i = 0,9996$; $IA_i = 0,76$, respectivamente). Os insetos também foram importantes para *O. aeneus* ($IA_i = 0,45$ para fragmentos de insetos aquáticos) e *P. reticulata* ($IA_i = 0,21$ para larvas de Diptera).

A partir da UPGMA (Figura 5), as espécies foram agrupadas em duas guildas tróficas: detritívoros e insetívoros (aquáticos e terrestres). *Astyanax lacustris*, *P. argentea*, *P. fasciatus* e *A. fuscoguttatus* foram classificadas como insetívoras. No entanto, nos córregos Cobertinho e Borboleta, *A. lacustris* se alimentou de insetos terrestres (alóctone) e no afluente do Piedade alimentou-se de insetos aquáticos (autóctones). As demais espécies se alimentaram principalmente de insetos aquáticos.

Hisonotus francirochai, *H. ancistroides* e *O. aeneus* foram classificadas como detritívoras (Figura 5). Embora as populações de *P. reticulata* sejam detritívoras na maioria dos riachos (Cobertinho, Tiago, Piedadinha e afluente do Piedade), nos córregos Borboleta, Felicidade e Macaco, os indivíduos se alimentaram em maior proporção de insetos aquáticos, notadamente larvas de Diptera (Tabela 3).

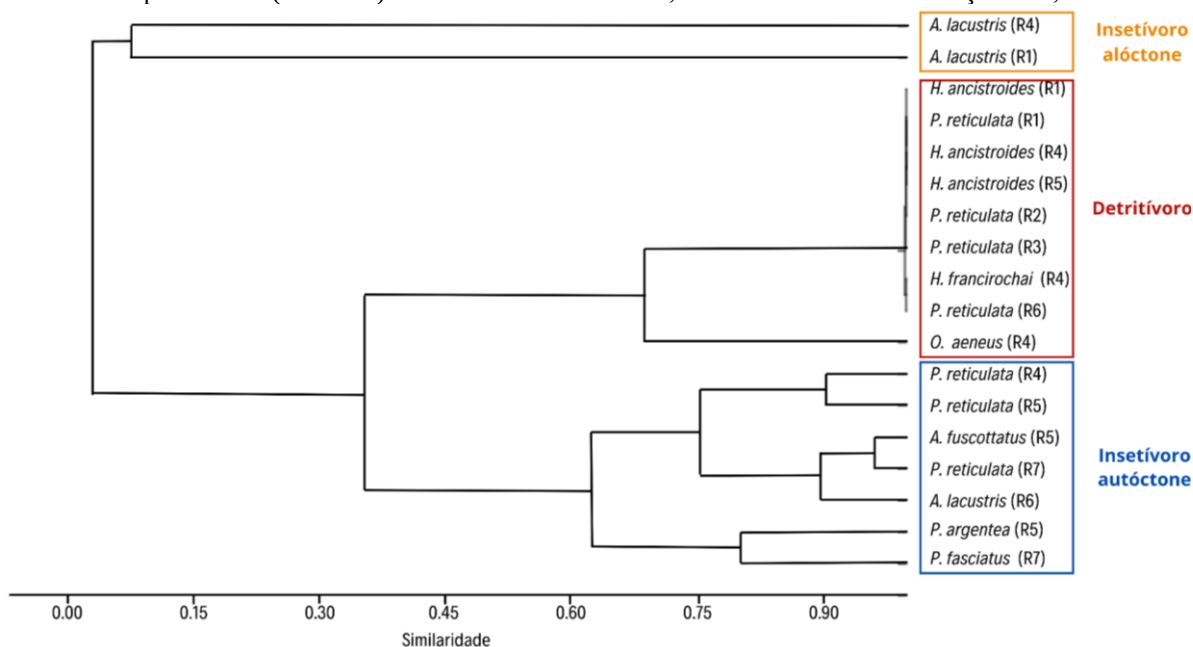
Tabela 3 – Descrição da dieta das espécies a partir dos valores do Índice de Importância Alimentar (IA_i).

Itens	<i>A. lacustris</i>	<i>P. argentea</i>	<i>P. fasciatus</i>	<i>A. fuscoguttatus</i>	<i>O. aeneus</i>	<i>H. francirochai</i>	<i>H. ancistroides</i>	<i>P. reticulata</i>
-------	---------------------	--------------------	---------------------	-------------------------	------------------	------------------------	------------------------	----------------------

Autóctones:

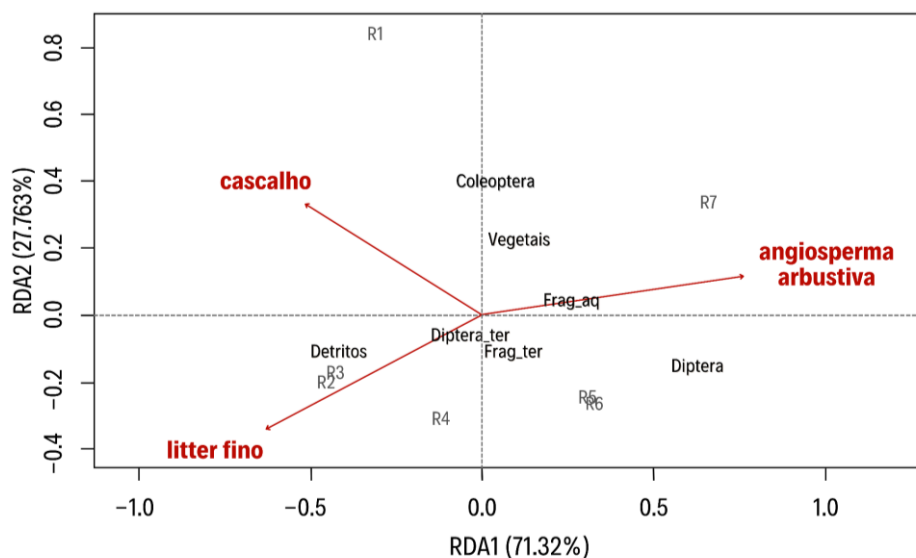
Peixes								0,001
Larvas de Diptera	0,27	0,43	0,41	0,71	0,05	0,03		0,21
Hemiptera	0,03		0,0002					
Lepidoptera		0,005	0,012					
Fragmentos de insetos	0,01	0,47	0,18	0,06	0,45	0,00001		0,02
Algas	0,01		0,001				0,0003	
Perifíton								0,001
Ostracoda			0,00048					
Annelida								0,00004
Vegetais	0,16	0,003	0,15	0,01	0,005	0,001	0,0001	0,008
Ácaro				0,003				
Alóctones:								
Coleoptera	0,17		0,15					
Hymenoptera	0,08	0,02	0,03					0,0003
Diptera	0,07	0,004						0,00003
Ensifera			0,0001					
Fragmentos	0,18	0,05	0,02					0,0002
Origem indeterminada:								
Detritos	0,01	0,02	0,02	0,21	0,49	0,96	0,9996	0,76

Figura 5 – Dendrograma de similaridade da dieta das espécies, obtida através do agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) e índice de Morisita-Horn, com coeficiente de correlação de 0,86.



A RDA obtida a partir da dieta das espécies resultou em três variáveis significativas: angiospermas arbustivas ($p = 0,001$), cascalho ($p = 0,092$) e *litter* fino ($p = 0,023$). Para esse conjunto de variáveis, foi obtida a dimensão 1 (RDA1) significativa ($F = 10,96$; $R^2 = 0,67$; $p = 0,004$; Figura 6).

Figura 6. Relação da dieta das espécies com as variáveis ambientais, obtida através da Análise de Redundância (RDA), onde: Frag_aq = fragmentos de insetos aquáticos; Frag_ter = fragmentos de insetos terrestres; e Diptera_ter = Diptera terrestre.

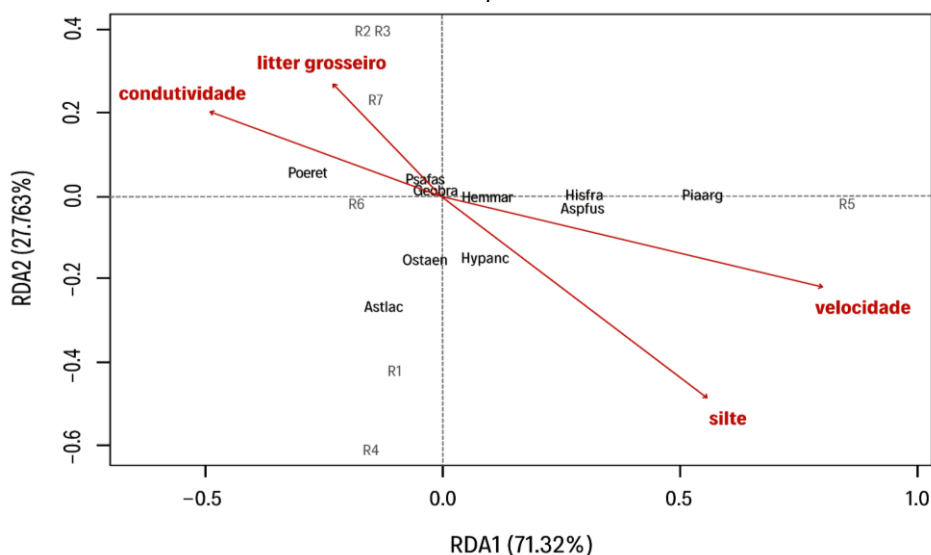


Os detritos foram associados à presença de *litter* fino, enquanto os dípteros terrestres e fragmentos de insetos terrestres estiveram associados à angiospermas arbustivas e *litter* fino. Os fragmentos de insetos aquáticos e os dípteros aquáticos foram relacionados com a presença de angiospermas arbustivas, sendo que estes últimos mostraram uma relação negativa com a presença de cascalho.

3.4 Relação entre variáveis ambientais e ictiofauna

Das quatro variáveis ambientais incorporadas na RDA, três foram significativas: condutividade ($p = 0,008$), velocidade ($p = 0,008$) e silte ($p = 0,040$). Para esse conjunto de variáveis, o primeiro eixo (RDA1) foi significativo ($F = 29,76$; $R^2 = 0,84$; $p = 0,008$), explicando 71,3% da variação dos dados, enquanto o segundo eixo (RDA2) explicou 27,8% (Figura 7).

Figura 7 – Relação da abundância das espécies com as variáveis ambientais obtida através da Análise de Redundância (RDA), onde: Astlac = *A. lacustris*; Aspfas = *A. fuscoguttatus*; Geobra = *G. iporangensis*; Hemmar = *H. marginatus*; Hisfra = *H. francirochai*; Hypanc = *H. ancistroides*; Ostaen = *O. aeneus*; Piaarg = *P. argentea*; Poeret = *P. reticulata*; Psafas = *P. fasciatus*.



A *P. reticulata* esteve associada à riachos que possuíam maiores valores de condutividade e à presença de *litter* grosso, enquanto *H. marginatus*, *H. francirochai*, *A. fuscoguttatus* e *P. argentea* estiveram associados aos habitats que possuíam elevadas velocidades. Já *O. aeneus* e *H. ancistroides* estiveram associados à presença de silte e, por fim, *P. fasciatus* e *G. iporangensis* estiveram associados à presença de *litter* grosso.

4. Discussão

A maioria dos riachos estudados demonstrou condições pobres de integridade física, com exceção dos córregos Borboleta e Felicidade, que apresentaram condições regulares. As melhores condições de integridade física dos dois córregos estão relacionadas à maior diversidade de velocidades da água e tipos de substratos, que proporciona habitats mais diversificados e, consequentemente, mais favoráveis à uma assembleia diversa de peixes nos riachos (Casatti et al., 2006a; Zeni et al., 2015). Os córregos Piedadinha e o afluente do Piedade são caracterizados por condições mínimas de complexidade estrutural, sendo basicamente canais com leitos arenosos e, portanto, inadequados para oferecer os recursos necessários para a ictiofauna, quando comparados

com riachos que possuem maior diversidade de velocidades da água e de substratos (Ferreira & Casatti, 2006; Kemp et al., 2011). Outra característica relevante observada foi a presença de barrancos sem qualquer cobertura vegetal ao longo das margens dos riachos, especialmente nos córregos Piedadinha e afluente do Piedade, o que pode contribuir para a maior erosão e o aumento da sedimentação no leito do riacho (Miller et al., 2014), impactando negativamente a qualidade do habitat e a estabilidade do substrato (Ferreira & Casatti, 2006).

Embora alguns riachos estejam em condições menos ruins com relação ao habitat, todos apresentaram baixa riqueza e diversidade de espécies, com dominância de uma espécie não-nativa, *P. reticulata*. Esses resultados são característicos de riachos urbanos, como evidenciado em estudos anteriores (Pinto et al., 2006; Cruz & Pompeu, 2020; Marques et al., 2020; Córdova-Tapia et al., 2024). Por exemplo, a riqueza média local foi de 3,8 espécies, resultado similar ao de Cruz & Pompeu (2020) e Córdova-Tapia et al. (2024) que obtiveram 2,6 e 2,3 como riqueza média para 16 riachos de Lavras, no estado de Minas Gerais e 3 drenagens do Rio Tula, no México, respectivamente. Além da dominância de uma espécie não nativa, as nativas que foram registradas são conhecidas por ocorrerem em locais mais degradados (*A. lacustris*, *H. ancistroides*, *A. fuscoguttatus*, *O. aeneus*) e por isso são consideradas tolerantes (vide Tabela 2).

Metade das espécies amostradas apresenta tolerância à hipóxia, seja por estratégias comportamentais, como em *G. iporangensis* (Pereira et al., 2018), seja pela presença de respiração aérea acessória, como em *A. fuscoguttatus*, *H. ancistroides*, *O. aeneus* e *P. reticulata* (Kramer & Mehegan, 1981; Smith et al., 2003). Isto pode ser explicado devido à suscetibilidade dos riachos a um conjunto de estressores, como o aumento de poluentes e nutrientes, alterações nos fluxos e canais d'água, aumento de temperatura e diminuição de oxigênio dissolvido, que resultam em inúmeros impactos nas comunidades aquáticas e alterações nas funções do ecossistema aquático (Pinto et al., 2006; Córdova-Tapia et al., 2024). Tais processos causam comumente a perda de espécies sensíveis e a dominância de espécies tolerantes (Wang & Lyons, 2003), o que acarreta na homogeneização das comunidades aquáticas de riachos urbanos (McKinney, 2006; Petsch, 2016). Logo, não só os riachos se tornam canais homogêneamente arenosos, mas a ictiofauna deles também é altamente homogênea e simplificada a poucas espécies tolerantes e não nativas.

As assembleias atuais de riachos urbanos contêm menos espécies do que aquelas registradas em riachos não urbanos de duas décadas atrás. Os estudos anteriores de Lemes & Garutti (2002), Ferreira (2006), Chaves (2007) e Rocha et al. (2009) foram realizados em riachos de microbacias predominantemente cobertas por pastagem, portanto, já naquele momento continham algum grau de modificação, mas, apesar disso são os estudos que melhor representam a linha de base esperada em uma situação de menor impacto. Por exemplo, em uma situação de não urbanização, seria plausível registrar tuviras (*Gymnotus* spp.), canivetes (*Characidium* spp.) e bagrinhos (*Imparfinis* spp., *Pimelodella* spp.) nos riachos aqui amostrados, o que comporia uma comunidade com hábitos mais diversificados.

Além da perda de espécies, a composição da ictiofauna mostra-se profundamente alterada em relação ao que era anteriormente, conforme evidenciado na NMDS e na PERMANOVA. Mudanças na riqueza e na composição de espécies do noroeste paulista têm sido documentadas ao longo do tempo devido ao uso intensivo do solo (Casatti et al., 2012; Zeni et al., 2017) e esses efeitos têm sido muito rápidos, conforme observado pelas análises aqui realizadas. Os trechos de riachos estudados incorporam a multiplicidade de efeitos advindos da rede de drenagem nas quatro dimensões (Ward, 1989). Contudo, a urbanização se apresenta como um motor de degradação ainda mais intenso, causando efeitos drásticos na ictiofauna (Wang & Lyons, 2003; Pinto et al., 2006).

A influência da integridade física dos riachos na ictiofauna pôde ser evidenciada através da PERMANOVA, sendo que os riachos classificados como pobres diferiram significativamente daqueles classificados como regulares em relação à abundância das espécies de peixes, o que mostra a importância da estrutura física do ambiente na organização dos diferentes aspectos da ictiofauna (Casatti et al., 2006a, 2012; Zeni & Casatti, 2014). Além disso, dois parâmetros físico-químicos foram importantes: velocidade do fluxo e condutividade. A maioria dos riachos apresentou elevada condutividade elétrica, alguns com valores superiores

a 300 μ S (afluente do Piedade, Piedadinha, Cobertinho e Tiago, em ordem decrescente).

A condutividade elétrica é uma variável amplamente associada à poluição, sendo que o seu aumento é indicativo de contaminação por esgoto e efluentes urbanos (Daniel et al., 2002; Chusov et al., 2014; Bondarenko et al., 2016). Foi verificado que a abundância das espécies estava fortemente correlacionada com esse parâmetro, com destaque para a *P. reticulata*, espécie que se mostrou particularmente associada a níveis mais elevados de condutividade. Esse padrão sugere uma maior tolerância da *P. reticulata* às condições de poluição ambiental, destacando a adaptabilidade da espécie a ambientes degradados.

Apesar de *P. reticulata* ter sido a única espécie não-nativa amostrada neste trabalho, a mesma foi dominante em todos os riachos, sendo que em dois deles foi a única espécie encontrada. O barrigudinho tem sido favorecido em riachos urbanos por apresentar ciclo de vida curto, rápida reprodução, elevada tolerância à contaminação e hábito alimentar oportunista, alimentando-se inclusive de nutrientes advindos do esgoto (Carvalho et al., 2019; Marques & Cunico, 2021). Por se adaptar facilmente a locais degradados (Casatti et al., 2006b) e não necessitar de zonas específicas para se reproduzir (Reznick & Bryga, 1996), a espécie apresenta elevadas densidades populacionais em riachos urbanos, sobretudo se comparadas a outros ambientes (Marques et al., 2020). Além disso, a alta disponibilidade de alimentos em alguns córregos urbanos devido às descargas de efluentes pode possibilitar a ocorrência de *P. reticulata* em números elevados (Ganassin et al., 2020; Marques et al., 2020). Este processo explica a ampla ocorrência e dominância de *P. reticulata* ao redor do mundo (Casatti et al., 2012; Cruz & Pompeu, 2020; Ortega et al., 2021) e também justifica a sua dominância nos córregos estudados, sobretudo naqueles que possuem despejo de esgoto, como é o caso dos córregos Piedadinha e Tiago.

A *P. reticulata* foi introduzida de forma intencional no Brasil e em diversos outros países para o controle de mosquitos (Azevedo-Santos et al., 2016), sendo que ainda hoje existe o incentivo de alguns órgãos públicos e privados para a soltura da espécie com o objetivo de conter larvas de mosquito do *Aedes aegypti* (Canal Rural, 2024; CNN Brasil, 2024; e G1, 2024). Embora já tenha sido demonstrada a capacidade da espécie em predação de larvas de *A. aegypti* em condições de laboratório (Cavalcanti, 2007; Saleeza et al., 2014), é amplamente reconhecido que essa espécie causa diversos impactos à biodiversidade dos ambientes nos quais se estabelece (Córdova-Tapia, 2024). Além disso, a introdução de organismos não nativos em nosso país sem parecer técnico oficial configura crime ambiental, conforme o Artigo 31 da Lei 9.605 (Brasil, 1998).

Mesmo que os indivíduos de *P. reticulata* tenham a capacidade para predação de larvas de mosquitos, alguns estudos mostraram que a eficiência de predação dessa espécie é menor quando comparada com a de outras espécies insetívoras endêmicas de diferentes continentes (Gupta & Banerjee, 2013; Tyagnes-Hanindia et al., 2023). Akter et al. (2023) demonstraram ainda que algumas espécies nativas, especialmente as de maior porte, podem ser mais eficazes no controle de *A. aegypti*. Os resultados apresentados por Akter et al. (2023) coincidem com os nossos, pois *Astyanax lacustris*, *P. argentea*, *P. fasciatus* e *A. fuscoguttatus* apresentaram em suas dietas maior contribuição de insetos, particularmente larvas da ordem Diptera. Em contraste, *P. reticulata* alimentou-se predominantemente de detritos na maioria dos riachos amostrados, enquanto os insetos aquáticos apareceram em menor proporção, padrão também observado em outros estudos (Oliveira & Bennemann, 2005; Bonato et al., 2012; Alves et al., 2016; Carvalho et al., 2019; Selinger et al., 2024).

Os itens mais importantes na dieta das espécies foram detritos e larvas de Diptera, sobretudo da família Chironomidae. A dieta dos peixes é influenciada pelo aumento da urbanização, sendo comum que essas larvas e detritos constituam os itens predominantes na dieta à medida que esse gradiente se intensifica (Peressin et al., 2018). A preferência por estes itens provavelmente está associada à sua maior disponibilidade nos riachos urbanos em comparação a outros tipos de alimentos (Bonato et al., 2012; Tófoli et al., 2013). A elevada incidência de detritos ocorre em contextos caracterizados pelo aumento da sedimentação, provocado pela remoção da vegetação ripária e pela simplificação dos habitats (Lobón-Cervia et al., 2016), além do aumento na concentração de matéria orgânica nesses locais (Bonato et al., 2012). Por outro lado, as larvas de Chironomidae geralmente são dominantes sobre outros macroinvertebrados em riachos urbanos devido à sua resistência às condições extremas de poluição (Walsh et al., 2005; Tófoli et al., 2013).

Através da RDA observou-se que os itens alimentares estiveram mais associados à presença de angiospermas arbustivas e *litter* fino, o que está em concordância com constatações que substratos mais grosseiros associados a matéria orgânica favorecem o estabelecimento de comunidades de invertebrados (Cruz et al., 2013), podendo explicar a relação dos insetos com essas variáveis. Além disso, a vegetação também pode prender detritos em suas folhas e raízes, o que favorece espécies detritívoras como *H. ancistroides* e *P. reticulata* (Casatti et al., 2012), espécies frequentes nos riachos estudados.

Com a integração dos dados do habitat e das assembleias de peixes foi demonstrado que, em poucas décadas, a urbanização promove perdas substanciais de espécies. Por outro lado, para algumas espécies, sobretudo as introduzidas, as condições mínimas de qualidade ambiental são suficientes para assegurar a proliferação de suas populações (Marques & Cunico, 2021), que vivem bem em ambientes poluídos e consomem basicamente detritos e larvas de Chironomidae. A magnitude dos impactos que a urbanização acarreta às comunidades aquáticas demonstra o quão importante são as ações para a restauração de riachos urbanos, sobretudo aquelas que consideram diferentes aspectos do ambiente, como a recuperação da estrutura física dos riachos, o controle da descarga de efluentes e o controle de espécies invasoras para garantir a sustentabilidade e a funcionalidade ecológica desses ecossistemas.

Apesar da restauração de riachos incluir desde ações como replantio de matas ciliares, gestão de águas pluviais, estabilização de margens até projetos mais complexos de reconfiguração de canais (Bernhardt & Palmer, 2007), a maior parte dos projetos se concentra em replantar matas ciliares e/ou realizar o cercamento das margens dos riachos para evitar o pastoreio do gado (Bernhardt et al., 2005). Embora esses benefícios possam ser interpretados como de pequena escala, é possível verificar mudanças positivas. Por exemplo, em trechos de riachos reflorestados da Carolina do Norte, USA, a riqueza de espécies e o consumo de itens alimentares autóctones pelos peixes foram comparáveis ao de trechos não alterados (Northington & Hershey, 2006). Portanto, o replantio de florestas ao longo de riachos urbanos pode ser uma estratégia eficiente e de baixo custo para promover benefícios para o meio aquático (Palmer et al., 2010), que somados ao longo da rede de drenagem, podem resultar em melhores condições de habitat e proporcionar a coexistência de um conjunto regional mais diversificado de espécies.

5. Conclusão

Este estudo representa mais uma evidência que a urbanização impacta intensamente os riachos, causando mudanças significativas na biodiversidade. A maioria dos riachos avaliados apresentou baixa integridade física e baixa diversidade de peixes, sendo dominados pela *Poecilia reticulata*, uma espécie não-nativa favorecida pela poluição e degradação do ambiente.

A dieta dos peixes nos riachos foi composta predominantemente por detritos e larvas de Diptera, itens associados ao aumento da sedimentação e matéria orgânica devido à falta de vegetação ripária e à poluição. Além disso, os resultados destacaram a relação entre a qualidade física do ambiente e a composição da ictiofauna, evidenciando que condições mais heterogêneas do ambiente possibilitam maior diversidade de espécies. Por fim, este trabalho reforça a importância de medidas integradas para restauração dos habitats físicos, controle efluentes e controle de espécies invasoras para a recuperação dos riachos urbanos.

6. Agradecimentos

Agradecemos aos biólogos André Vitor Suzuki, Carlos Eduardo Sousa e Victória Santos da Costa, pelo apoio nas coletas, e à bióloga Roselene Silva Costa Ferreira, por todo o auxílio na identificação das espécies e desenvolvimento da pesquisa. Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) que, por meio dos processos 88887.647664/2021-0, 88887.817883/2023-00, 88887.924502/2023-00, 88887.928253/2023-00, 88887.000675/2024-00 e 88887.990310/2024-00, possibilitou o desenvolvimento deste trabalho. Agradecemos também ao Conselho Nacional de

Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) que subsidiou as atividades de campo (processo 304403/2021-0) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) que subsidiou a aquisição de equipamentos e materiais utilizados na pesquisa (processos 2001/13340-7, 2010/17494-8, 2012/05983-0, 2016/01535-3). Por fim, agradecemos à Profa. Dra. Patricia Simone Leite Vilamaior e aos revisores anônimos, pela leitura atenta e pelas valiosas sugestões que contribuíram para a redação deste manuscrito.

7. Referências

Akter, T., Begum, S., & Akter, T. (2023). Predatory competence of *Danio rerio* (Cypriniformes: Cyprinidae) and *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) as biocontrol agent of *Aedes* larvae (Diptera: Culicidae) under the laboratory condition. **Bangladesh Journal of Zoology**, 51(3), 315-327.

Alberti, M. (2008). Humans as a component of ecosystems. New York: Springer, 27-59. In: Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems. **New York: Springer**, 366 p. DOI: 10.1007/978-0-387-75510-6

Alves, G. H. Z., Tófoli, R. M., Ganassin, M. J. M., & Hahn, N. S. (2016). Diet of *Poecilia reticulata* Peters, 1959 in streams from Paraná River basin: influence of the urbanization. **Acta scientiarum**. Biological sciences, 38(3), 313-318.

Anderson, M. (2008). **PERMANOVA+ for PRIMER**: guide to software and statistical methods. Primer-E Limited.

Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R. S., Garcia-Berthou, E., Pelicice, F. M., & Simberloff, D. (2016). Misguided strategy for mosquito control. **Science**, 351(6274), 675–675. DOI: 10.1126/science.351.6274.675

Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G. M., Lake, P. S., Lave, R., ... Sudduth, E. (2005). Ecology. Synthesizing U.S. river restoration efforts. **Science** (New York, N.Y.), 308(5722), 636–637. DOI: 10.1126/science.1109769

Bonato, K. O., Delariva, R. L., & Silva, J. C. (2012). Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, 29 (1): 27–38: DOI: <https://doi.org/10.1590/S1984-46702012000100004>

Bondarenko, E. A., Ju, A. M., & Chusov, A. N. (2016). Main inorganic ions and electric conductivity of polluted urban streams. **Magazine of Civil Engineering**, 8 (68), 37-44. DOI: 10.5862/MCE.68.4

Brasil (1998). Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências**. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm Acesso em: 05 de dezembro de 2024.

Canal Rural. (2024). **Peixe barrigudinho é aliado contra dengue, zika e chikungunya**. Disponível em: <https://www.canalrural.com.br/aves-e-suinos/peixes/peixe-barrigudinho-e-aliado-contradengue-zika-e-chikungunya/>. Acesso em: 05/08/2024.

Casatti, L., Ferreira, C. P., & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland

streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, 623(1): 173-189. DOI: 10.1007/s10750-008-9656-x

Casatti, L., Langeani, F., & Ferreira, C. P. (2006a). Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, 38, 974-982. DOI: 10.1007/s00267-005-0212-4

Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M., & Castro, R. M. C. (2006b). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66, 681-696. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>

Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A. R., Gonçalves, C. D. S., & Zeni, J. D. O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. **Neotropical Ichthyology**, 10, 205-214. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>

Cavalcanti, L. P. D. G., Pontes, R. J. S., Regazzi, A. C. F., Paula Júnior, F. J. D., Frutuoso, R. L., Sousa, E. P., Dantas Filho, F. F., & Lima, J. W. D. O. (2007). Competência de peixes como predadores de larvas de *Aedes aegypti*, em condições de laboratório. **Revista de Saúde Pública**, 41, 638-644. DOI: 10.1590/S0034-89102006005000041

Carvalho, D.R., Flecker, A.S., Alves, C.B.M., Sparks, J.P., & Pompeu, P.S. (2019). Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. **Science of the Total Environment**, 681: 503–515. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.092

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN. (2024, abril). **Monitoramento de secas e impactos no Brasil**. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, Governo Federal, Brasil. 16 p.

Chaves, H. F. (2007). **Ictiofauna de córregos próximos a ambientes urbanos na Bacia do alto rio Paraná**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, 55 p.

Chusov, A. N., Bondarenko, E. A., & Andrianova, M. J. (2014). Study of electric conductivity of urban stream water polluted with municipal effluents. **Applied Mechanics and Materials**, 641, 1172-1175. DOI: <http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.641-642.1172>

Clarke, K. R., & R. N. Gorley. (2006). **PRIMER v6: User manual/Tutorial**. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth, UK.

CNN Brasil. (2024). **Peixes predadores são usados na prevenção contra a dengue**. <https://www.cnnbrasil.com.br/saude/peixes-predadores-sao-usados-na-prevencao-contra-a-dengue/>. Acesso em: 04 de agosto de 2024.

Córdova-Tapia, F., Palomera-Hernández, V., & Camacho-Cervantes, M. (2024). Invasive poeciliids dominate fish community in a highly altered river: insights from a diversity study of riverbank fishes in Mexico. **Neotropical Ichthyology**, 22(01), e230042. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0042>

Cruz, B. B., Teshima, F. A., & Cetra, M. (2013). Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. **Neotropical**

Ichthyology, 11(1), 171-178. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000100020>

Cruz, L. C., & Pompeu, P. S. (2020). Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical urban watershed. **Urban Ecosystems**, 23(4), 819-829. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00968-6>

Daniel, M. H., Montebelo, A. A., Bernardes, M. C., Ometto, J. P., Camargo, P. B. D., Krusche, A. V., Bellester, M. V., Victoria, R. L., & Martinelli, L. A. (2002). Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, 136, 189-206. DOI: 10.1023/A:1015287708170

Esteves, K. E., & Lobón-Cerviá, J. (2001). Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of fishes**, 62, 429-440. DOI: 10.1023/A:1012249313341

Ferreira, C. P. (2006). **Comunidades de peixes e integridade biótica do Córrego da Água Limpa na fase de pré-recuperação de matas ciliares**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, 86 p.

Ferreira, C. P., & Casatti, L. (2006). Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23, 642-651. DOI: 10.1590/S0101-81752006000300006

Ferreira, V., Albariño, R., Larrañaga, A., Leroy, C. J., Masese, F. O, Moretti, M. S. (2023). Ecosystem services provided by small streams: an overview. **Hydrobiologia**, 850, 2501-2535. DOI: 10.1007/s10750-022-05095-1

Francis, R. A. (2014). Urban rivers: novel ecosystems, new challenges. Wiley Interdisciplinary Reviews: **Water**, 1(1), 19-29. DOI: 10.1002/wat2.1007

Fricke R., Eschmeyer, W. N., Fong J. D. (2024). **Eschmeyer's catalog of fishes: genera/species by family/subfamily**. San Francisco: California Academy of Science. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>. Acesso em: 03 de dezembro de 2024.

G1. 2024. **Peixe predador de larvas é usado para conter alta de casos de dengue**. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/santos-regiao/noticia/2024/03/04/peixe-predador-de-larvas-e-usado-para-conter-alta-de-casos-de-dengue-entenda.ghtml>. Acesso em: 05 de agosto de 2024.

Ganassin, M. J. M., Frota, A., Muniz, C. M., Baumgartner, M. T., & Hahn, N. S. (2020). Urbanization affects the diet and feeding selectivity of the invasive guppy *Poecilia reticulata*. **Ecology of Freshwater Fish**, 29(2), 252–265. DOI: 10.1111/eff.12511

Giulio, G. M. D., Torres, R. R., Vasconcellos, M. D. P., Braga, D. R., Mancini, R. M., & Lemos, M. C. (2019). Eventos extremos, mudanças climáticas e adaptação no estado de São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, 22, e02771. DOI: 10.1590/1809-4422asoc0277r1vu19L4AO

Gomes-Silva, G., Pereira, B. B., Liu, K., Chen, B., Santos, V. S. V., de Menezes, G. H. T., Pires, L. P., Santos, B. M. T., Oliveira, D. M., Machado, P. H. A., Oliveira Júnior, R. J., Oliveira, A. M. M., & Plath, M. (2020).

Using native and invasive livebearing fishes (Poeciliidae, Teleostei) for the integrated biological assessment of pollution in urban streams. **Science of the total environment**, 698, 134336. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134336

Gupta, S., & Banerjee, S. (2013). Comparative assessment of mosquito biocontrol efficiency between guppy (*Poecilia reticulata*) and panchax minnow (*Aplocheilichthys panchax*). **Bioscience Discovery**, 4(1), 89-95.

Hall, L. W., Morgan, R. P., Perry, E. S., & Waltz, A. (2002). Development of a provisional physical habitat index for Maryland freshwater streams. **Environmental monitoring and assessment**, 77, 265-291. DOI: 10.1023/A:1016084507654

Hossain, M. S., Das, N. G., Sarker, S., & Rahaman, M. Z. (2012). Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, 38(3), 213-226. DOI: 10.1016/j.ejar.2012.12.006

Instituto Florestal. (2022). **Inventário Florestal do Estado de São Paulo**. Instituto Florestal. Infraestrutura e Meio Ambiente, Governo do estado de São Paulo. Noroeste Paulista. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/areas-protegidas/florestas-estaduais/noroeste-paulista/> Acesso em 03 de dezembro de 2024.

IPT. (1999). **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados - minuta**. Comitê da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados e Fundo Estadual de Recursos Hídricos.

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L. R., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. **Global Ecology and biogeography**, 25(1), 117-126. DOI: 10.1111/geb.12404

Jacobson, C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. **Journal of Environmental Management**, 92, 1438—1448. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.01.018

Kawakami, E., & Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 29(2), 205-207. DOI: 10.1590/S0373-55241980000200043

Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. **Hydrological Processes**, 25(11), 1800-1821. DOI: 10.1002/hyp.7940

Kramer, D. L., & Mehegan, J. P. (1981). Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). **Environmental Biology of Fishes**, 6, 299-313. DOI: 10.1007/BF00005759

Lemes, E. M., & Garutti, V. (2002). Ictiofauna de poção e rápido em um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná. **Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia da PUCRS**, Série Zoologia, 15(2), 175-199

Lepczyk, C. A., Aronson, M. F., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S. (2017). Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for

biodiversity conservation. **BioScience**, 67(9), 799-807. DOI: 10.1093/biosci/bix079

Lobón-Cerviá, J., Mazzoni, R., & Rezende, C. F. (2016). Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, 89(1), 50-64. DOI: 10.1111/jfb.12973

Lucena, C. A. S., Calegari, B. B., Pereira, E. H. L., & Dallegrave, E. (2013). O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 105, 20-24.

Manzotti AR, Ceneviva-Bastos M, Teresa FB, Casatti L. Short-term response of fish assemblages to instream habitat restoration in heavily impacted streams. **Neotropical Ichthyology**. 2020; 18(1):e190052. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2019-0052>

Marques, P. S. & Cunico A. M. (2021). Ecologia de peixes em riachos urbanos. **Oecologia Australis**, 25(2): 588–604. DOI: 10.4257/oeco.2021.2502.22

Marques, P. S., Manna, L. R., Frauendorf, T. C., Zandonà, E., Mazzoni, R., & El-Sabaawi, R. (2020). Urbanization can increase the invasive potential of alien species. **Journal of Animal Ecology**, 89(10), 2345-2355. DOI: 10.1111/1365-2656.13293

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, 127(3), 247-260. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.09.005

Meyer, J. L., Paul, M. J., & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, 24, 602-612. DOI: 10.1899/04-021.1

Miller, R. B., Fox, G. A., Penn, C. J., Wilson, S., Parnell, A., Purvis, R. A., & Criswell, K. (2014). Estimating sediment and phosphorus loads from streambanks with and without riparian protection. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 189, 70-81. DOI: 10.1016/j.agee.2014.03.016

Naimi, B., Hamm, N., Groen, T.A., Skidmore, A.K. & Toxopeus, A.G. (2014). “Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling.” **Ecography**, 37, 191-203. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x

Northington, R. M & Hersey, A. E. (2006). Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams. **Freshwater Biology**, 51, 1959-1973. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01626.x

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H, Szoecs, E. & Wagner, H. (2020). Vegan: Community ecology package. R package version 2.5-7. Vienna, Austria: **R Foundation for Statistical Computing**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>. Acesso em 04 de dezembro de 2024.

Oliveira, D. C. & Benneman, S. T. (2005). Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 5(1), 96-107. DOI: 10.1590/S1676-06032005000100011

Ortega, J. C., Bacani, I., Dorado-Rodrigues, T. F., Strüssmann, C., Fernandes, I. M., Morales, J., ... & Penha,

- J. (2021). Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams. **Neotropical Ichthyology**, 19(03), e210050
- Palmer, M. A, Menninger, H. L, Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? **Freshwater Biology**, 55 (Suppl. 1), 205-222. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x
- Padayachee, A. L., Irlich, U. M., Faulkner, K. T., Gaertner, M., Procheş, Ş., Wilson, J. R., & Rouget, M. (2017). How do invasive species travel to and through urban environments?. **Biological Invasions**, 19, 3557-3570. DOI: 10.1007/s10530-017-1596-9
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. **Annual review of Ecology and Systematics**, 32(1), 333-365. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040
- Pereira, J. A. Veronez, A. C., Coppo, G. C., Duca, C., Chippari-Gomes, A. R., & Gomes, L. C. (2018). Temperature affects the hypoxia tolerance of neotropical Cichlid *Geophagus brasiliensis*. **Neotropical Ichthyology**, 16(1), e170063. DOI: 10.1590/1982-0224-20170063
- Peressin, A., da Silva Gonçalves, C., & Cetra, M. (2018). Ichthyofauna diet changes in response to urbanization: the case of upper Paranapanema River basin (Brazil). **Urban ecosystems**, 21, 795-803. DOI: 10.1007/s11252-018-0755-9
- Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems: biotic homogenization of freshwater systems. **International Review of Hydrobiology**, 101(3-4), 113-122. DOI: 10.1002/iroh.201601850
- Pinto, B. C. T., Araujo, F. G., & Hughes, R. M. (2006). Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. **Hydrobiologia**, 556, 69-83. DOI: 10.1007/s10750-005-9009-y
- R Development Core Team. (2018) R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em 04 de dezembro de 2024.
- Reznick, D., Bryga, H. (1996). Life-History Evolution in Guppies (*Poecilia reticulata*: Poeciliidae). V. Genetic Basis of Parallelism in Life Histories. **American Naturalist - AMER NATURALIST**. 147. 10.1086/285855
- Reia, L., da Costa, G. S., Garcia-Ayala, J. R., Vicensotto, A. M. P., & Benine, R. C. (2020). Ichthyofauna of the ribeirão Sucuri, tributary of rio Tietê, upper rio Paraná basin, southeastern Brazil. **Check List**, 16(3), 711-728. DOI: 10.15560/16.3.711
- Reis, R. E. (2003). Family Callichthyidae (armored catfishes). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, Edipucrs, 291-309.
- Ribeiro, D. C., Chagas, J. M. A., Thereza, M. R., & Langeani, F. (2019). Checklist and key for the identification of fish fauna of the Uberaba River, Upper Paraná River system, Brazil. **ZooKeys**, 875, 129-155. DOI: 10.3897/zookeys.875.31977

- Rocha, F. C. da, Casatti, L., & Pereira, D. C. (2009). Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 21 (1), 123-134.
- Rodrigues, R. R., & Bononi, V. L. R. (orgs.). (2008). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo, Instituto de Botânica, 248 p.
- Saleeza, S. N. R., Norma-Rashid, Y., & Sofian-Azirun, M. (2014). Guppies as predators of common mosquito larvae in Malaysia. **Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health**, 45(2), 299. PMID: 24968669
- Selinger, A., Costa, J. H. A. D., Sandri, L. M., Wolff, L. L., Souza, U. P., Silveira Jr, L., & Delariva, R. L. (2024). Diet composition and plastic ingestion in *Poecilia reticulata* from urban streams. **Environmental Science and Pollution Research**, 31, 51647-51657. DOI: 10.1007/s11356-024-34641-8
- Smith, W. S., Petrere, M., & Barrella, W. (2003). The fish fauna in tropical rivers: The case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, 51(3-4), 769-782.
- Shochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., & Nilon, C. H. (2010). Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. **BioScience**, 60(3), 199-208. DOI: 10.1525/bio.2010.60.3.6
- Silva, A. M., Casatti, L., Alvares, C. A., Leite, A. M., Martinelli, L. A., & Durrant, S. F. (2007a). Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, 64(4), 336-343. DOI: 10.1590/s0103-90162007000400004
- Silva, A. M., Nalon, M. A., Kronka, F. J. D. N., Alvares, C. A., Camargo, P. B. D., & Martinelli, L. A. (2007b). Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, 64, 325-335. DOI: 10.1590/s0103-90162007000400003
- Silva, F. R. da, Gonçalves-souza, T., Paterno, G. B., Provete, D. B., & Vancine, M. H. (2022). **Análises ecológicas no R**. Clube de Autores, 1ed, 640 p.
- Tófoli, R. M., Alves, G. H. Z., Higuti, J., Cunico, A. M. & Hahn N. S. (2013). Diet and feeding selectivity of a benthivorous fish in streams: responses to the effects of urbanization. **Journal of Fish Biology**, 83, 39-51. DOI: 10.1111/jfb.12145
- Tyagnes-Hanindia, D., Sumanto, D., & Sayono, S. (2023). Predatory efficiency of larvivorous fish against mosquito larvae in different water temperature levels: implication in control measure of dengue vector. **Journal of Arthropod-Borne Diseases**, 17(2), 120. DOI: 10.18502/jad.v17i2.13617
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. II. (2005). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, 24, 706-723. DOI: 10.1899/04-028.1
- Wang, L., & Lyons, J. (2003). Fish and benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of stream degradation in urbanizing watersheds. CRC Press, 227-249. In: Simon, T. P. (2003). **Biological response signatures: indicator patterns using aquatic communities**. CRC Press, 600 p.

Ward, J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, 8(1), 2-8. DOI: 10.2307/1467397

Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**, 125, 209-221. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.01.018

Zeni, J. O., & Casatti, L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, 726, 259-270. DOI: 10.1007/s10750-013-1772-6

Zeni, J., Santos, A., & Carvalho, F. (2015). Contribution of different mesohabitats to the maintenance of fish richness and diversity in the lower Preto River. **Acta Scientiarum**, Biological Sciences, 37, 301. DOI: 10.4025/actasciobiolsci.v37i3.27356

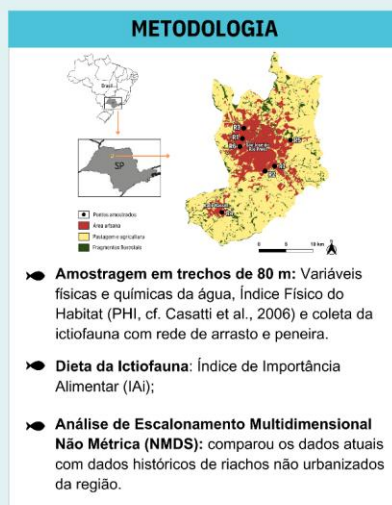
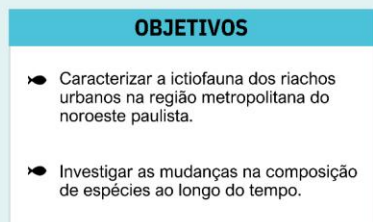
Zeni, J. O., Hoeninghaus, D. J., & Casatti, L. (2017). Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshwater Biology**, 62(12), 2026-2038. DOI: <https://doi.org/10.1111/fw.13047>

RESUMO GRÁFICO // GRAPHICAL ABSTRACT (in portuguese)

RESUMO GRÁFICO

Impactos da urbanização na ictiofauna de riachos em uma região metropolitana do estado de São Paulo

Bianca Caroline Barbosa, Isabel Paiola, Wellington Junio Marques-Frisoni, Vitor Kenzo Niskirara Okubo, Yullia Kaory Shimizu-Alves, Poliana Siqueira-Cesar, Lilian Casatti.



AGRADECIMENTOS:

