



LORENNNA CAMPOS CRUZ

**URBAN STREAM ECOLOGY: DRIVES OF FISH
ASSEMBLAGE STRUCTURE AND ECOLOGICAL GUIDELINES
FOR REHABILITATION**

LAVRAS – MG

2019

LORENNNA CAMPOS CRUZ

**URBAN STREAM ECOLOGY: DRIVES OF FISH ASSEMBLAGE STRUCTURE AND
ECOLOGICAL GUIDELINES FOR REHABILITATION**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação
em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e
Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e
Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Paulo Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS- MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Cruz, Lorena Campos.

Urban stream ecology: drives of fish assemblage structure and ecological guidelines for rehabilitation / Lorena Campos Cruz. - 2019.

74 p. : il.

Orientador(a): Paulo Santos Pompeu.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Riachos urbanos. 2. Ictiofauna. 3. Urbanização. I. Pompeu, Paulo Santos. II. Título.

LORENNA CAMPOS CRUZ

**URBAN STREAM ECOLOGY: DRIVES OF FISH ASSEMBLAGE STRUCTURE AND
ECOLOGICAL GUIDELINES FOR REHABILITATION**

**ECOLOGIA DE RIACHOS URBANOS: FATORES ESTRUTURADORES DAS
ASSEMBLEIAS DE PEIXES E DIRETRIZES ECOLÓGICAS PARA RECUPERAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação
em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e
Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e
Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2019.
Dr. Eduardo van den Berg UFLA
Dr^a. Cecília Gontijo Leal ESALQ/USP

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

LAVRAS-MG
2019

AGRADECIMENTOS

Uma vez li em algum lugar que “ser grato é viver intensamente tudo aquilo que o universo te da”. A frase meio que de efeito me fez pensar que todo caminho tem uma certa dificuldade, mas em todos temos encontros que fazem essas dificuldades serem facilmente esquecidas quando chegamos no final. E aqui gostaria de agradecer esses encontros, regados de pessoas lindas que me ajudaram a viver intensamente todos os dias em que fui mestranda em Ecologia. Seria clichê dizer que palavras me faltam para agradecer?

Ao Paulo, agradeço pela acolhida, por me apresentar os peixes e me fazer apaixonar mais ainda pelo mundo aquático. Pelos ensinamentos e pela orientação tranquila que me acalmou nos momentos de “desespero”. Pelo exemplo de profissional e pela pessoa amiga que é. Obrigada por acreditar em mim quando nem eu acreditava!

Ao Laboratório de Ecologia de Peixes e seus pupilos, gostaria de agradecer pelo compartilhamento de experiências, de histórias, de risadas e de lágrimas (mais risadas e menos lágrimas, YES!). Vocês encheram meus dias de detalhes bons, tornaram todo o processo mais agradável e conquistaram um lugar eterno no meu coração! Me sinto muito honrada de fazer parte dos Pupilos do Pompeu!

Àqueles que vestiram a camisa, ou melhor, a bota-calça e me ajudaram nas coletas. Nem sei se consigo agradecer o suficiente vocês, que enfrentaram condições não tão favoráveis, mas levaram tudo numa boa. Me fizeram rir do desafio que é coletar em riachos urbanos e tornaram esse trabalho possível! Muitíssimo obrigada!

Aos amigos que a turma do mestrado me deu, que compuseram o melhor “Rolezinho da Eco” e viraram minha família aqui em Lavras, obrigada, vocês são d+!

A Vânia por compartilhar a casa que foi meu lar nesses 2 anos, pelas conversas e pela amizade.

Aos professores do programa de pós-graduação em Ecologia Aplicada, obrigada pelo conhecimento compartilhado, por conversas boas e pelas caronas.

Falando em carona, não posso deixar de agradecer as inúmeras pessoas que me deram carona todos os dias, me ajudaram a locomover pela cidade e facilitaram muito meu dia-a-dia. Obrigada pela gentileza!

À Ellen agradeço pelo cuidado e atenção a toda parte burocrática, pelo profissionalismo que nunca nos deixou na mão e por toda a simpatia e carinho doados.

Ao curso de campo do Pantanal e a UFMS eu agradeço a oportunidade de conhecer um lugar incrível e ter uma experiência ímpar.

À Cíntia, agradeço pelo profissionalismo, por ter cuidado da minha saúde mental, me ajudado a organizar os pensamentos, superar a ansiedade e seguir firme nessa reta final do mestrado.

Agradeço a Cecília Leal (Ciça) e ao Eduardo van den Berg, membros da banca, por terem aceito o convite e sugerirem melhorias para o meu trabalho.

As minhas florzinhas que desde de 2010 me acompanham, compartilham momentos incríveis, torcem por mim e mostraram que mesmo com a distância conseguem ser as melhores amigas do mundo, obrigada! Obrigada pela inspiração, palavras de incentivo, amor, puxões de orelha e tudo mais que vocês já sabem.

Aos meus irmãos, Karla e Gu, agradeço pelo apoio, por estarem sempre disponíveis e por serem os melhores irmãos mais novos que eu poderia ter.

Aos meus pais, Carlos e Claudete, agradeço por nunca saírem do meu lado, por todo amor e carinho, por viverem cada sonho meu junto comigo e fazerem da minha vida mais completa. Amo vocês!

À minha família e aos amigos que de tão amigos viraram família obrigada pelo carinho, pela torcida e pelas conversas.

À Mari, agradeço por me acompanhar em cada passo da vida, por todas emoções nesse ano que passou e por ser a certeza de que eu estou do lado certo!

Ao presente que esse mestrado me trouxe, Matheus, eu agradeço por segurar a barra nos momentos difíceis, por ter sido o primeiro leitor e revisor de cada parte dessa dissertação, pela ajuda no campo, pelos conselhos, pelo companheirismo, pela torcida e pelo sentimento mais incrível que pude sentir nesses últimos anos. Como já disse várias vezes, saber que alguém gosta de você é bom, mas você já se apaixonou por alguém?

Ao programa de pós-graduação em Ecologia Aplicada pelo suporte.

À FAPEMIG, pela concessão da bolsa de mestrado.

*“Se falo na Natureza não é porque saiba o que é ela,
Mas porque a amo, e amo-a por isso...”*
(Alberto Caeiro (Fernando Pessoa) em *O Guardador de
Rebanhos – Poema II*)

RESUMO

Os impactos da urbanização aos ambientes naturais são inúmeros e cada vez maiores com o crescimento da população global vivendo em áreas urbanas. Nos riachos urbanos são descritas alterações na hidrologia, na geomorfologia e na qualidade da água. Sabemos que a estrutura física do habitat tem sido reconhecida como fator relevante na distribuição e estruturação das assembleias de peixes em riachos. Desse modo, variações relacionadas às mudanças na morfologia do canal, profundidade e tipo de substrato, por exemplo, são responsáveis por reestruturar as comunidades íctias e, assim, refletir as condições atuais das bacias hidrográficas. Entretanto, a resposta da ictiofauna à urbanização, particularmente nos riachos das regiões neotropicais, ainda é pouco explorada. O que elucida a importância de estudos que aumentem a compreensão da relação entre biota e o meio urbano. Além de serem necessários para indicar ações apropriadas de conservação e manejo que possam proporcionar melhorias nesses ecossistemas. Neste contexto, essa dissertação tem como objetivo ampliar os estudos ecológicos nos riachos urbanos tropicais investigando quais são os fatores que estruturam as assembleias de peixes em uma bacia urbana (capítulo 1) e, baseado na identificação dos fatores principais de estresse para a biodiversidade de peixes, discutir diretrizes para conservação e manejo dos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em Lavras, Minas Gerais (capítulo 2). Para isso, foram coletadas, em 16 riachos, variáveis do habitat físico através do Protocolo de Avaliação de Sistemas Lóticos, variáveis físico-químicas e sua ictiofauna. Os resultados revelaram a importância de variáveis ligadas à complexidade do habitat e à conectividade da bacia com a riqueza de espécies. Além disso, a vegetação ripária foi o principal fator estruturador das assembleias de peixes, explicando 78% da variação de abundância. Foi identificada dominância da espécie exótica *Poecilia reticulata* e tendência de homogeneização biótica na bacia que se expande de áreas do centro da mancha urbana para a periferia. Como resposta aos efeitos negativos da urbanização na bacia, áreas prioritárias para a criação de Parques Lineares foram indicadas. Junto a isso, foram assinalados três locais para a abertura do canal (em um processo que se aproxime da renaturalização) e foram discutidas ações futuras de mitigação dos impactos da urbanização na bacia. Nossos resultados ressaltaram a importância de avaliar variáveis físicas e ecológicas dos riachos além da poluição da água. E a necessidade de práticas que evitem canalização, promovendo conectividade ao longo da rede e removendo estruturas artificiais em bacias urbanas.

PALVRAS-CHAVE: Riachos urbanos. Urbanização. Ictiofauna. Habitat Físico. Reabilitação. Parques Lineares.

ABSTRACT

The several impacts of urbanization on natural environments tend to increase with the growth of the global population living in urban areas. Changes in hydrology, geomorphology and water quality are described in urban streams. We know that physical habitat structure has been recognized as a relevant factor in the distribution and structuring of fish assemblages on streams. In this way, variations related to changes in channel morphology, depth and type of substrate, for example, are responsible for restructuring fish communities and thus reflect the basins current conditions. However, the response of ichthyofauna to urbanization, particularly in neotropical streams, has been poorly explored. This elucidates the importance of studies that increase the understanding of the relationship between biota and the urban environment. In addition, this knowledge is necessary to indicate appropriate conservation and management actions that can provide improvements in these ecosystems. In this context, this dissertation aims to expand ecological studies in tropical urban streams by investigating the factors that structure fish assemblages in an urban basin (Chapter 1) and, based the main stress factors for fish biodiversity, discuss guidelines for the conservation and management of the Ribeirão Vermelho basin in Lavras, Minas Gerais (Chapter 2). To do so, were collected in 16 streams physical habitat variables, physical-chemical variables and their ichthyofauna. Results revealed the importance of variables linked to habitat complexity and basin connectivity to species richness. Additionally, riparian vegetation was the main drive of fish assemblage explaining 78% of abundance variation. We identify higher dominance of exotic species *Poecilia reticulata* and tendency of biotic homogenization in the basin that expand from deeper areas of the urban shadow to periphery. In response to the negative effects of urbanization in the basin, priority areas for the creation of greenways were indicated. In addition to this, three sites were identified to open buried streams and discussed future actions to mitigate the impacts of urbanization in the basin. Our results emphasized the importance of evaluating physical and ecological variables of streams besides water pollution. And support practices that avoid canalization, promoting connective along streams network and remove artificial structures in urban basins.

KEYWORDS: Urban streams. Urbanization. Ichthyofauna. Physical Habitat. Rehabilitation. Greenways.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	10
1 INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	11
SEGUNDA PARTE – MANUSCRITOS	13
MANUSCRITO 1	13
Abstract	14
Introduction	15
Methods	17
Results	25
Discussion	31
References	35
MANUSCRITO 2	42
Resumo	43
Introdução	44
Efeitos da urbanização nos ecossistemas aquáticos – Diagnóstico de Lavras, Minas Gerais, Brasil	45
Gestão dos riachos: mitigando os efeitos da urbanização	50
Amortecedores ripários em áreas urbanas	51
Parques Lineares	51
Áreas prioritárias para criação de Parques Lineares, reabilitação e conservação de mata ciliar em Lavras	53
Limitações da vegetação ripária como fator efetivo de mitigação	54
Conectividade da bacia	56
Minimizando os impactos futuros da urbanização	58
Monitoramento	58
Gestão das águas pluviais	59
Educação Ambiental	59
Considerações finais	60
Referências	61
ANEXOS	65
ANEXO I	65
ANEXO II	68

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

Metade da população humana mundial vive em áreas urbanas, um número que deverá aumentar de acordo com estimativas que apontam expansão das cidades em cerca de 1,2 milhões de quilômetros quadrados até 2030, o que equivale ao triplo do tamanho atual (ICLEI, 2012). No Brasil, as áreas consideradas urbanas representam menos de 1% do território nacional (0,63%), mas concentram 160 milhões de pessoas, ou seja, 84,3% da população brasileira (IBGE, 2015).

Caracterizada pela proximidade de residências e edificações, alta densidade populacional e extensão de áreas impermeáveis (BROWN *et al.*, 2005), as cidades apresentam um custo ambiental. Mesmo em cenários com taxas de urbanização consideradas baixas, as áreas urbanas enfrentam escassez de recursos naturais (incluindo água), mudanças climáticas manifestadas pela variação de precipitação, inundações, secas, entre outros eventos que está diretamente relacionado à perda de biodiversidade (SMITH *et al.*, 2018). Nos rios e riachos, especificamente, a urbanização e as atividades humanas associadas causam danos ao modificarem os padrões hidrológicos e hidráulicos, a geomorfologia dos canais, degradarem a qualidade da água e simplificarem ecologicamente o habitat (PAUL; MEYER, 2001; WALSH *et al.*, 2005).

Embora os riachos apresentem, em graus variados, respostas negativas à urbanização, eles normalmente mantêm serviços ecossistêmicos que justificam a proteção e reabilitação das bacias urbanas (COTTINGHAM *et al.*, 2004). Por exemplo, habitat para potencial diversidade, retenção natural de água e sedimentos, fornecimento de conexão longitudinal ou lateral entre populações de flora e fauna isoladas (FINDLAY; TAYLOR, 2006) e promoção de ambientes de lazer e bem-estar humano (MOGGRIDGE; HILL; WOOD, 2014).

Entender as cidades como o principal ecossistema humano e continuidade dos ecossistemas naturais, tem levado pesquisadores e gestores das cidades reconhecerem a importância de fornecer um habitat que favoreça a biodiversidade (SMITH *et al.*, 2018). O reconhecimento dos impactos causados pela urbanização e a ligação entre a saúde dos corpos hídricos e o bem-estar humano, entretanto, não mudou o fato dos riachos urbanos receberem relativamente pouca atenção científica quando comparados com outros sistemas em áreas naturais ou rurais (COTTINGHAM *et al.*, 2004). Além disso, a maioria das pesquisas

publicadas tem se concentrado na qualidade da água e em suas implicações ambientais mais amplas (incluindo saúde humana) em relação a estudos de biodiversidade e comunidades ecológicas, por exemplo. Além disso, são realizadas em maior parte na América do Norte (principalmente EUA) e Ásia (principalmente China) (FRANCIS, 2012).

Peixes têm sido utilizados como indicadores de poluição e incorporados a índices ecológicos que monitoram a qualidade de água e do habitat, uma vez que sua presença, ausência, e abundância proporcional podem indicar mudanças nas condições físicas, químicas ou biológicas nos habitats onde vivem (CUNICO *et al.*, 2012; DE CARVALHO *et al.*, 2017; GANASAN; HUGHES, 1998). Entretanto, os peixes não representam o grupo de organismos aquáticos mais estudado nas regiões urbanas (FRANCIS, 2012) e a resposta das assembleias de peixes a urbanização, principalmente nas regiões neotropicais, precisa ser melhor entendida (PAUL; MEYER, 2001).

Neste contexto, essa dissertação tem como objetivo ampliar os estudos ecológicos nos riachos urbanos tropicais investigando quais são os fatores que estruturam as assembleias de peixes em uma bacia urbana tropical (capítulo 1) e, baseado na identificação dos fatores principais de estresse para a biodiversidade de peixes, discutir diretrizes para conservação e manejo dos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em Lavras, Minas Gerais (capítulo 2).

REFERÊNCIAS

- BROWN, L. R. *et al.* Introduction to effects of urbanization on stream ecosystems. In: **Effects of Urbanization on Stream Ecosystems**. BROWN, L. R. *et al.* (Org.). American F ed. Bethesda, Maryland: [s.n.], 2005. p. 1–8.
- COTTINGHAM, P. *et al.* Urbanization impacts on stream ecology - from syndrome to cure? **Outcomes of workshops held at the Symposium on Urbanization and Stream Ecology**, p. 211–233, 2004.
- CUNICO, A. M. *et al.* The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 105, p. 336–344, 2012.
- DE CARVALHO, D. R. *et al.* A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams

Ecological Indicators, v. 77, p. 386–396, 2017.

FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. Why rehabilitate urban river systems? **Area**, v. 38, n. 3, p. 312–325, 2006.

FRANCIS, R. A. Positioning urban rivers within urban ecology. **Urban Ecosystems**, v. 15, n. 2, p. 285–291, 2012.

GANASAN, V.; HUGHES, R. M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology**, v. 40, n. 2, p. 367–383, 1998.

ICLEI. 3rd Global Forum on Urban Resilience and Adaptation Congress Report Bonn. **Local Governments for sustainability**. Germany: [s.n.], 2012. p. 12–15.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Áreas Urbanizadas do Brasil**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/areas_urbanizadas/>. Acesso em: 12 fev. 2019.

MOGGRIDGE, H. L.; HILL, M. J.; WOOD, P. J. Urban Aquatic Ecosystems: the good, the bad and the ugly. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie**, v. 185, n. 1, p. 1–6, 2014.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333–365, 2001.

SMITH, W. S. *et al.* Urban biodiversity: how the city can do its management? **Biodiversity International Journal**, v. 2, n. 2, p. 246–251

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

SEGUNDA PARTE – MANUSCRITOS

MANUSCRITO 1

DRIVERS OF FISH ASSEMBLAGE STRUCTURE IN A TROPICAL URBAN BASIN

Lorenna Campos Cruz^{1,2} and Paulo Santos Pompeu¹

¹ Setor de Ecologia Aplicada, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras, Av. Doutor Sylvio Menicucci 1001, Lavras, Brazil

² Correspondent author's e-mail: lorennacamposbio@gmail.com

(Prepared for submission to Urban Ecosystems)



Abstract

Urbanization results in major changes in stream morphology, hydrology and water quality; and the consequences on fish assemblage of neotropical urban low-order streams remain poorly understood. Considering the importance, we evaluated the factors structuring the fish assemblages in a neotropical medium-sized city. To do so, physical habitat, water quality, and fish were sampled in 16 urban streams with different levels of urbanization in southern Brazil. Multiple regression and distance-based linear models (DistLM) were used to assess the importance of predictor variables in determining species richness and fish assemblage composition, respectively. The results revealed the importance of variables linked to habitat complexity and basin connectivity to species richness. In addition, riparian vegetation was the main drive of fish assemblage explaining 78% of abundance variation. We identified a high dominance of the exotic species *Poecilia reticulata* may be indicative of biotic homogenization in the basin. We found in the most central sites of urban shadow exclusively the exotic species. Our results highlight the influence of urbanization in aquatic environmental and the importance of evaluating physical and biotic variables of streams besides water pollution. Finally, it is necessary to support practices that avoid canalization, promoting connectivity along stream networks and removing artificial structures in urban basins.

Key words: urban streams; urbanization; biotic homogenization; physical habitat; ichthyofauna; exotic species.

Introduction

The drivers of community organization in lotic systems or, in other words, how organism assemblages are related to environmental oscillations, are not totally understood. Especially, the drivers of ichthyofauna assemblages (Jackson et al. 2001), mainly due to biological diversity and the dynamism of these systems. There is evidence that fish species exploit specific habitats, which leads to characteristic distribution patterns according to local conditions (Lima-Junior et al. 2006). Therefore, multiscale temporal and spatial factors promote environmental and ecological alterations that influence the composition and structure of aquatic communities (Jackson et al. 2001; McCluney et al. 2014).

Some factors have been recognized as being directly important for the distribution and abundance of fish species in streams, such as riparian vegetation integrity (Cetra and Petrere 2007), habitat complexity (e.g., wood debris, macrophytes, backwaters, and rapids) (Silveira et al. 2018), channel morphology characteristics (e.g., depth, velocity, and substrate) (Araújo and Tejerina-Garro 2009) and water quality (e.g., temperature, conductivity, and pH) (Fialho et al. 2008). These factors are determined by the surrounding catchment (Roa-Fuentes and Casatti 2017), and changes in environmental conditions promote the restructuring of fish assemblages, reflecting the conditions of the basin in which they live (Fausch et al. 1990).

Land-use change is of great concern in neotropical regions, where the impacts caused by the expansion of agricultural and infrastructure development have increased significantly in recent decades, resulting in biodiversity losses and trade-offs with multiple ecosystem services (Davidson et al. 2012). The majority of the existing information has focused on the impacts caused by agriculture and livestock or on a gradient of different land-use changes (Castro et al. 2003; Casatti et al. 2006; Furtini et al. 2009; Alexandre et al. 2010; de Carvalho et al. 2017; Roa-Fuentes and Casatti 2017). However, despite the important proportion of territory occupied by agriculture in the region, approximately 80% of the Latin American population lives in cities (UNDESA, 2017), and urban expansion has promoted a profoundly degrading influence on aquatic ecosystems (Paul and Meyer 2001).

The landscape changes associated with urbanization include habitat loss and fragmentation, increased impervious surface area, increased storm runoff and reduced groundwater recharge (Wang and Lyons 2002). These changes are consistently linked to urban systems and stream degradation (Kennen et al. 2005), which results from altered

hydrological regimens, changes in sediment input rates, reductions in stream habitat complexity, increases in nutrients and concentrated contaminants (Walsh et al. 2005).

Three key aspects of the urbanization effects on neotropical stream fish assemblages are water pollution, connectivity along the stream network, and altered geomorphology resulting in habitat loss (Ramírez et al. 2012). Changes in the diversity and composition of fish communities due to degradation by domestic and industrial sewage discharge have been recorded in Brazilian rivers (Barrella and Petreire 2003; Pompeu et al. 2005; Smith et al. 2009) and Brazilian streams (Cunico et al. 2006; Alexandre et al. 2010; Felipe and Suárez 2010).

However, despite growing research on neotropical urban ecosystems, stream fish responses to urbanization, needs to be elucidated (Paul and Meyer 2001; Cunico et al. 2006; Alexandre et al. 2010). Relatively low levels of basin urbanization (e.g., 10-20%) cause changes in biological stream communities (Paul and Mayer 2001; Wang et al. 2003). In addition, it is important to ground broad synthesis studies of urban systems, aiming not only to manage and conserve city resources but also to understand aspects of ecosystem functioning that include structures, resources, metabolism, processes and species-environment interactions (Francis 2012).

Within this context, the aim of this study was to evaluate the factors structuring the fish assemblages of urban streams in a medium-sized city. Additionally, we evaluated possible differences in the fish diversity and biotic homogenization between the urban and periurban streams. We hypothesized that once the water quality problems are solved, local physical habitat characteristics will be the main drivers of the fish assemblage structure. Additionally, higher diversity and lower homogenization are expected in the peripheral areas of the urban shadow.

Methods

Study area

Lavras is a Brazilian municipality located at latitude 21° 14 '43 S and longitude 44 ° 59' 59 W. At an elevation of 919 meters, the municipality has an area of 564.74 km², and the natural vegetation of the region is part of the Brazilian Savanas. With most of its population living in urban areas (95.28%), Lavras had an estimated population of 102,728 inhabitants in 2018 and a population growth rate of 11.4% during the last 10 years (IBGE, 2018). The city started treating its sewage in 2010 (SNIS, 2018), and currently, three sewage treatment plants are operating (ETE Vista Alegre, ETE Água Limpa, ETE Ribeirão Vermelho). The collected sewage and treated portion correspond to 93.7% of the sewage load. Specifically, the ETE Ribeirão Vermelho has an adopted efficiency of 75.9% (ANA, 2017).

The Ribeirão Vermelho River basin area occupies 56.2 km². Its main channel is 15 km long and flows into the Rio Grande, one of the tributaries of the Paraná basin (Menezes et al., 2015). Most of the basin area is located in the urban perimeter of Lavras. The main anthropogenic impacts in the Ribeirão Vermelho basin are related to urbanization, such as the generation and inadequate deposition of solid waste, domestic sewage that is not intercepted and urban drainage as well as agricultural and livestock activities (Fia et al. 2015). Road constructions, channelization and urban infrastructure in riparian zones are additional impacts.

The sampling design included 16 small stream sites in the Ribeirão Vermelho basin, Minas Gerais, southeastern Brazil (Figure 1, Table 1). The sites were selected using a hydrography map created by a Digital Terrain Model (DTM) and later verified and edited using manual vectorization. The sites were separated in urban and periurban streams in according to their localization in relation to urban shadow. In this way, we classified eight urban and eight peri-urban sites. Streams without access or satisfactory hydrological conditions to ensure sampling (e.g., absence of water) were excluded as well.

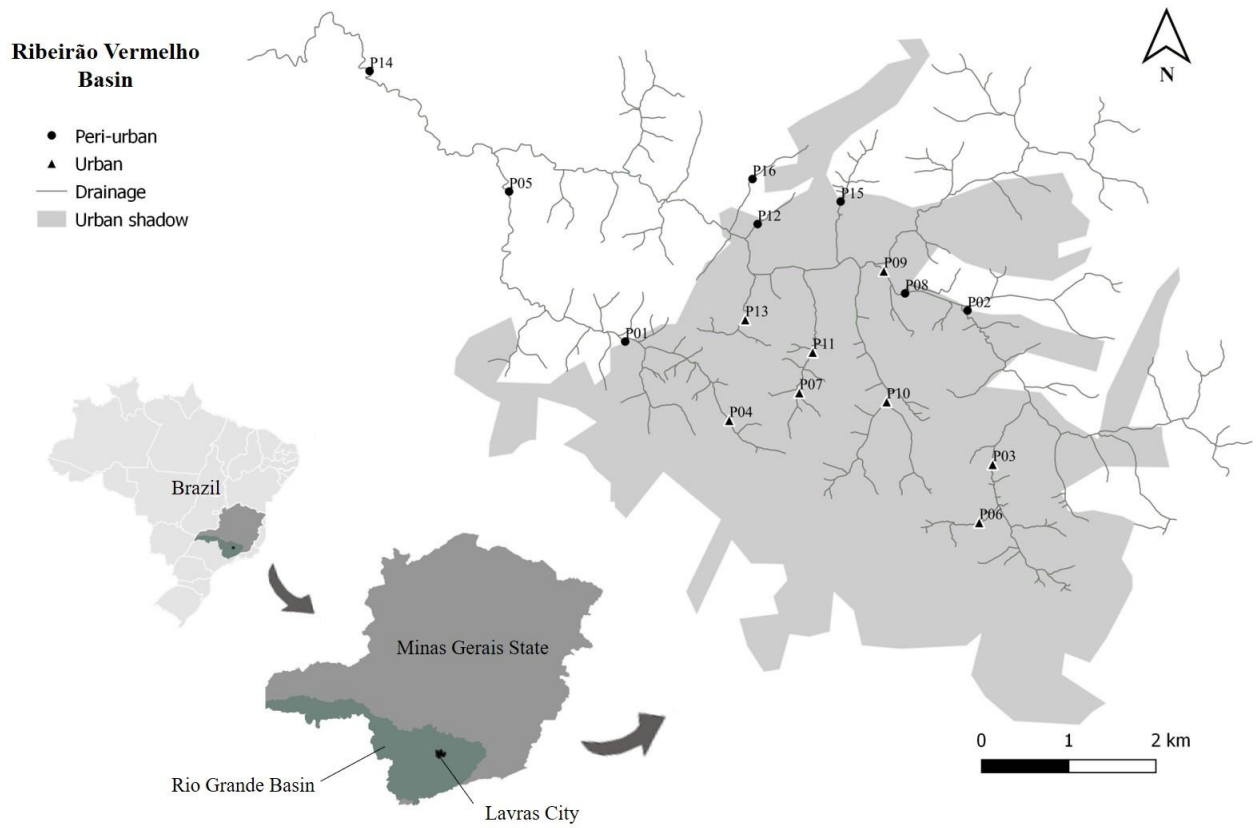


Figure 1. Location of the 16 sites sampled in the Ribeirão Vermelho basin, Lavras, MG, Brasil.

Sampling

Physical habitat and water quality

For each site, the physical habitat and water quality variables were sampled in April 2018 and September 2018, respectively. The dissolved oxygen, conductivity, pH, and temperature were measured using a multiparameter water quality probe immediately below the water surface. A 150 m reach was delimited in each stream site and subdivided into 10 continuous sections (15 m long) by 11 cross-sectional transects (Figure 2). The physical habitat variables were collected according to Peck et al. (2006) and Hughes et al. (2008) as described below.

In the sections, the thalweg depth, the presence of fine substrate and visual measures of bars, backwaters, side channels and the channel type (e.g., glide, riffle, rapid, and cascade) were recorded at 15 equally spaced intervals along the longitudinal profile. In addition, the presence and size of large wood were verified, and the sinuosity was measured with a compass.

Table 1. Location and characterization of the sample sites in the Ribeirão Vermelho basin (Elev. = elevation; W = width; D = depth; Temp. = temperature; D.O. = dissolved oxygen; and Cond. = conductivity).

Site	Coordinates (UTM)		Elev. (m)	W (m)	D (cm)	Temp. (C°)	D.O. (mg/L)	pH	Cond. (µS/cm)
	S	W							
P01	497796	7652209	853	2.44	16.48	23.8	6.94	7.39	245.0
P02	501732	7651929	854	2.84	21.67	21.4	7.47	7.43	139.4
P03	501741	7650021	879	1.32	24.56	21.1	6.29	7.16	154.3
P04	498834	7651058	886	1.85	17.30	23.8	4.22	6.97	285.0
P05	496749	7654245	812	3.22	12.17	24.3	8.66	7.84	160.4
P06	501484	7649344	901	1.00	13.20	19.5	8.20	7.08	79.0
P07	499678	7651258	871	1.22	6.19	22.9	5.74	7.73	279.0
P08	501055	7652256	851	3.76	26.33	24.7	7.00	7.16	143.5
P09	500854	7652567	837	4.96	14.26	21.9	8.35	7.79	158.7
P10	500652	7650981	868	3.00	12.35	26.2	5.28	7.32	321.0
P11	499903	7651722	855	2.67	28.98	21.6	7.93	7.49	276.0
P12	499508	7653376	838	1.25	14.05	23.6	7.92	7.33	200.0
P13	499196	7652244	847	1.44	15.76	23.6	5.83	7.07	232.0
P14	495383	7655968	781	5.44	30.27	27.5	8.23	8.14	442.0
P15	500490	7653489	856	1.51	21.79	26.2	5.20	6.84	77.8
P16	499531	7653930	845	1.68	21.31	28.5	8.49	7.26	92.6

For each of the 11 cross-sectional transects, we measured the depth and visually determined the substrate type (e.g., concrete, boulder, coarse gravel, fine gravel, sand, silt, wood, roots, macrophytes, algae) and its immersion at five points along the transect. The vegetation canopy cover above the channel was measured with a densiometer at six positions along the transect (center, facing upstream, facing downstream, left, right, and near both banks). The bankfull width and depth, wetted width and mean depth, incision height, undercut bank distance, and bank angle were also determined.

The abundance of fish cover (e.g., filamentous algae, aquatic macrophytes, roots, undercut banks, and artificial structures) was measured visually 5 m² upstream and 5 m² downstream of the transect. The riparian zone was characterized on a 10 m × 10 m riparian plot on each side of the stream that was centered on the transect. In this way, the riparian vegetation types were visually estimated by considering three categories: the canopy layer (> 5 m high), the understory (0.5 to 5 m high), and the ground cover layer (< 0.5 m high). Human disturbance was also estimated through the presence and proximity of 11 types of disturbance observed (e.g., channel revetment, pavement, roads, trash, agriculture, pasture, and pipes).

The stream flow at each site was measured by the floating object methodology along known distances and the mean cross-sectional area of the object. A GPS was used to record the elevation at the start and end of the stretches, and this difference was used to calculate the slope of the streams. Finally, we assessed the presence of channelized stretches downstream of the sites using satellite images. Two categories were considered: open channels (OPECHAN) and buried streams (CLOCHAN).

Fish sampling

Fish were collected with a semicircular hand sieve (80 cm in diameter, 1 mm mesh) during daylight hours in the same stretches as those characterized for their physical structure. The sampling time was standardized to 12 min per section or approximately 2 hours per stream. All of the specimens were sacrificed in a eugenol solution, fixed in 10% formaldehyde and later stored in 70% ethanol. In the laboratory, the collected organisms were identified to the species level. The vouchers of the sampled fishes were deposited in the fish collection of the Federal University of Lavras (CI-UFLA).

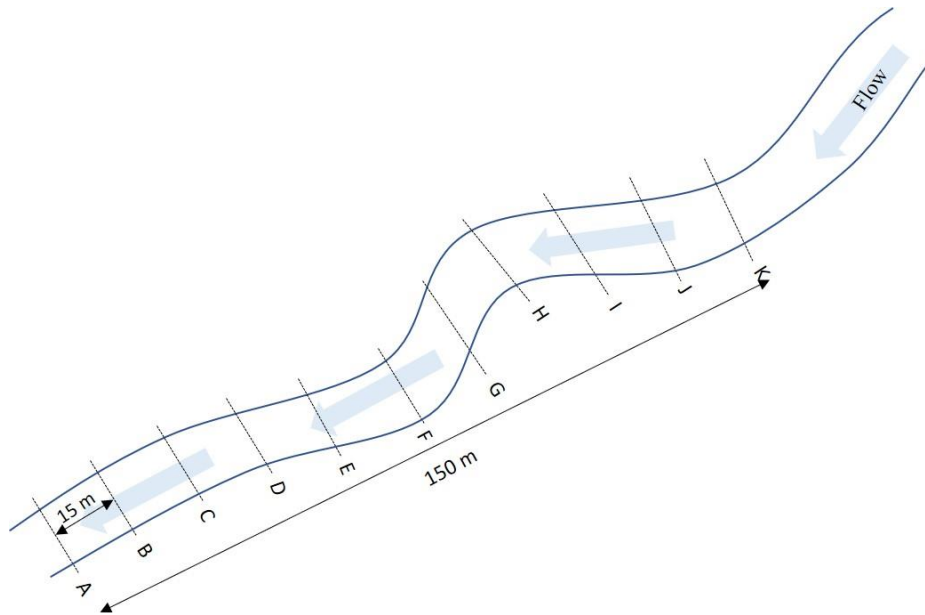


Figure 2. Schematic representation of the sampled sections. Letters (A-K) represent the transects.

Data analysis

Selection of the physical habitat variables

From the set of field measurements, we calculated an initial set of 252 variables of physical habitat from the field data based on Kaufmann et al. (1999), including variables of stream size (channel dimensions), channel gradient, channel substrate size and type, habitat complexity and cover, riparian vegetation cover and structure, anthropogenic alterations and channel-riparian interaction.

Given the large number of stream habitat variables generated, a selection process was conducted with the aim of limiting redundancy and producing a smaller set of the most representative variables, including measures from the main groups of the physical habitat indicators. The selection involved first eliminating the variables that had only zero values; then, for each key stream physical habitat aspect (according to Kaufmann et al. 1999) (channel morphology and variability, substrate, woody debris, structure and cover, human disturbance and channel flow), a principal component analysis (PCA) was conducted to identify the most representative variables, based on the best PCA score. A final set of eight physical habitat variables and channel conditions was selected (Table 2), and their correlation with the water quality parameters was tested (Table 3). Finally, the channel condition of the downstream variables and water quality parameters were added to this group of variables.

Table 2: Acronyms, definitions and PCA scores of the habitat response variables.

Stream physical habitat	Definition	PCA 1 scores			Variance explained by variable (%)
		Correlation with the variable	Eigenvalue	Variance explained	
<i>Channel Morphology</i> XWXD_P	Mean wetted width × depth (m ²)	0.95	5.40	0.39	37
<i>Channel variability</i> SDDEPTH	Standard deviation of thalweg depth (cm)	0.86	3.30	0.37	32
<i>Substrate</i> PCT_SAFN	Substrate % sand + fines (< 2 mm)	-0.96	7.56	0.33	32
<i>Woody Debris</i> V2T_100	Large woody debris volume in and above active channel (m ³ /100m)	-0.97	18.63	0.67	65
<i>Riparian Vegetation Cover and Structure</i> XCMW	Riparian canopy + mid-layer woody cover	-0.97	17.07	0.53	51
<i>Channel Flow</i> PCT_Fast	Percent falls + cascades + rapids + riffles	0.93	7.96	0.53	49
<i>Fish cover</i> XFC_TOT	Sum of areal cover from all fish cover types (filamentous algae + aquatic macrophyte + large, brush and small woody + overhanging vegetation + boulder and rock ledge + undercut bank + artificial structure)	-0.91	9.61	0.27	25

Human Disturbances

W1_HNOAG

Riparian human disturbance index -- Non-agricultural types (pipes + buildings + trash and landfill + roads + channel revetment + parks and lawns + mining) (proximity-weighted sum)

0.9

9.13

0.35

32

Table 3. Correlation matrix between water quality and physical variables (Temp. = temperature; Cond. = conductivity; and D.O. = dissolved oxygen).

Variables	Temp. (C°)	pH	Cond (µS/cm)	D.O. (ppm)
CLOCHAN	0.268	-0.333	-0.306	-0.095
OPECHAN	-0.608	0.021	-0.464	0.178
XWXD_P	0.172	-0.234	-0.075	-0.144
SDDEPTH	0.296	-0.228	0.273	-0.153
PCT_SAFN	-0.234	-0.180	-0.473	0.276
PCT_Fast	-0.004	-0.172	-0.332	0.102
XCMW	0.110	0.308	-0.235	0.470
V2T_100	-0.338	-0.212	-0.071	-0.161
XFC_TOT	0.343	0.255	0.175	0.141
W1_HNOAG	0.305	-0.154	0.200	-0.296

Selection of the main drivers of fish assemblage structure

The relationship between habitat and water quality variables and the fish richness was tested through multiple regression. Distance-based linear models (DistLMs) were used to evaluate which variables could better explain the variation in fish composition. Analyses were performed using both the Bray-Curtis similarity, to consider the species abundance, and the Jaccard dissimilarity, to consider only their presence and. We evaluated how the variables selected by the best DistLMs were related together and how the species responded to those influences through a distance-based redundancy analysis (dbRDA). To test those relationships, we used the variables and the abundance data of the species to generate the most parsimonious models. Only the species with at least 50% correlation with the dbRDA axes were plotted.

Effects of urbanization on the diversity and biotic homogenization

The differences in fish diversity between the urban and periurban streams were graphically evaluated by plotting the fish abundance rank curves (ABC curves) for both regions. The biotic homogenization was compared by Non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis using the Jaccard index and the respective Permdisp test to compare the mean centroid distance of both regions. Finally, the total fish richness and the abundance of the exotic species *Poecilia reticulata* was plotted in the hydrographic map of Lavras city.

Results

A total of 5,709 fish specimens were sampled; the total richness was 13 species allocated to five orders and nine families (Table 4). The local richness ranged from zero to four species (mean=0.812), with the channelized site (P10) as the only site where no species were found. The exotic species *Poecilia reticulata* was the most abundant (n=5,388), and it was also the most ubiquitous species present in 15 of the 16 sampled lotic stretches.

The multiple regression model showed that six variables explained the species richness in the sampled watercourses ($R^2 = 0.92$, $p < 0.001$). The channel size (XWXD_P) ($\beta = 0.68$), total fish cover (XFC_TOT) ($\beta = 0.47$), percentage of fast flows (PCT_Fast) ($\beta = 0.39$) and riparian vegetation (XCMW) ($\beta = 0.35$) were positively related to richness, while human nonagricultural types disturbances (W1_HNOAG) ($\beta = -0.65$) and buried streams downstream (OPECHAN) ($\beta = -0.44$) had a negative relation.

The linear model selected by the DistLM indicated that riparian vegetation cover and structure (XCMW) alone explained 78% of the species abundance variation. On the other hand, dissolved oxygen (D.O.) and the mean wetted width \times depth (m^2) (XWXD_P) together explained 17% of the presence and absence of fish species (Table 5).

Table 4. Fish species collected in the stream sites in the Ribeirão Vermelho drainage basin. The abundance of fish sampled at each site is indicated. (*exotic species)

Species/Occurrence	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16
Order CYPRINODONTIFORMES																
Poeciliidae																
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859*	144	75	134	11	9	205	1	84	149		340	382	311	1265	1446	832
Order CHARACIFORMES																
Characidae																
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914						2									101	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000									2							
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	1				1											
Order GYMNOTIFORMES																
Gymnotidae																
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999		1						2							51	
Order PERCIFORMES																
Cichlidae																
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)								3								
Order SILURIFORMES																
Callichthyidae																
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	3	7	7					9	2							4
Trichomycteridae																
<i>Trichomycterus pauciradiatus</i>			1		11										27	
<i>Trichomycterus maracaya</i>		1			28	22			1			27				
<i>Trichomycterus aff brasiliensis</i>												3				
Loricariidae																
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)														2		
Pimelodidae																
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803														1		
Heptapteridae																
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)														1		

Table 5. Relationship between fish assemblages and habitat and water quality variables. The best significant ($P < 0.05$) DISTLM is presented.

Variables	Adjusted R ²	Pseudo-F	P-value
<i>Bray-Curtis</i>			
XCMW	0.78	51.15	0.011
<i>Jaccard</i>			
DO (ppm)	0.10	2.62	0.010
+ XWXD_P	0.17	2.06	0.049

The species selected by the dbRDA that were most positively related to the predictive variables were *Trichomycterus maracaya* and *Oligosarcus paranensis* considering the Bray-Curtis similarity (Figure 3), and both were positively associated with the riparian vegetation cover and structure (XCMW). When considering the Jaccard similarity, *T. maracaya* was positively associated with the dissolved oxygen levels (D.O.), while *Callichthys callichthys* was related to larger water bodies (positively related with the mean wetted width \times depth) (Figure 4).

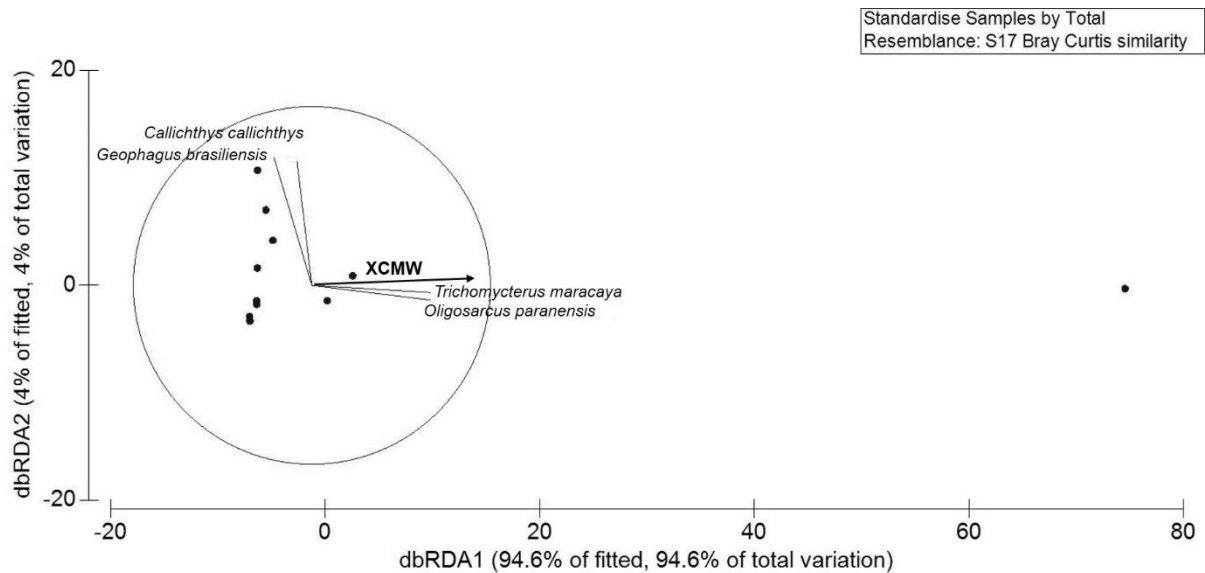


Figure 3. The dbRDA ordinations of the fish species most closely related to the predictor variables selected through the best linear models based on distance (DistLM) according to the Bray-Curtis similarity of the fish from the sampled sections.

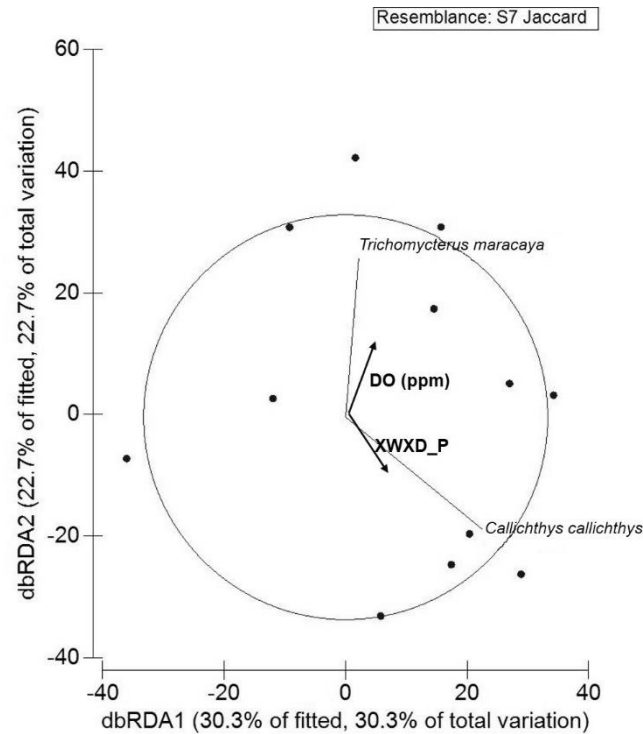


Figure 4. The dbRDA ordinations of the fish species most closely related to the predictor variables selected through the best linear models based on distance (DistLM) according to the Jaccard dissimilarity of the fish from the sampled sections.

Despite the high dominance of *Poecilia reticulata* in the entire basin, the abundance rank curves showed different pathways when comparing the urban and periurban streams (Figure 5). The peripheral areas of the urban shadow presented more species, and the shape of distribution showed a closer abundance for species in the mid-range of the graph and the reduced abundance of some rare species. In contrast, the streams in deeper areas of the urban shadow exhibited fewer species and a strong decline in the abundance distribution. In addition, the species found in both areas presented lower abundance in the urban streams.

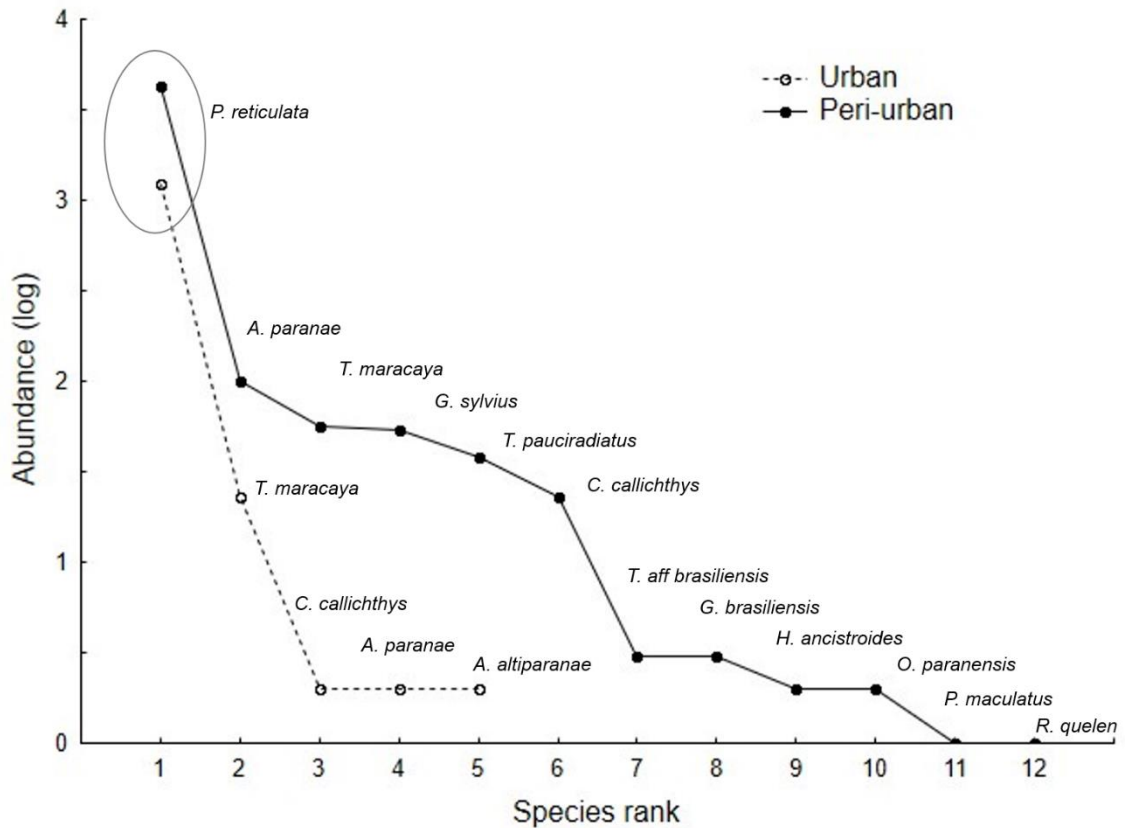


Figure 5. Fish abundance rank curves in the urban and periurban streams of the Ribeirão Vermelho basin, Lavras, Minas Gerais.

Additionally, the NMDS indicated greater variation in the species composition in the periurban streams (Figure 6), indicating a biotic homogenization process. However, the Permdisp test did not show a significant difference in the mean centroid distance between the groups. Such differences could also be observed geographically on the maps of the sampled areas (Figure 7), where *Poecilia reticulata* dominance trend was pronounced in the inner areas of the urban shadow, where four sites showed lower richness with only the exotic species presence.

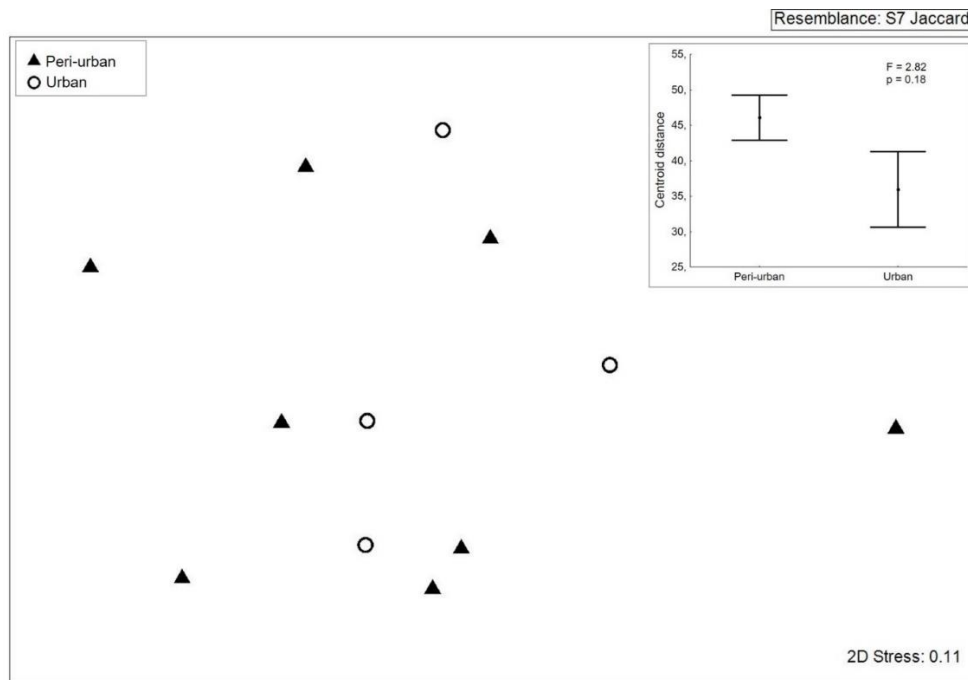


Figure 6. Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) ordination of the sampling sites based on Jaccard dissimilarities of the fish assemblage. The symbols show the *a priori* classification of the sites based on their location in the urban shadow.

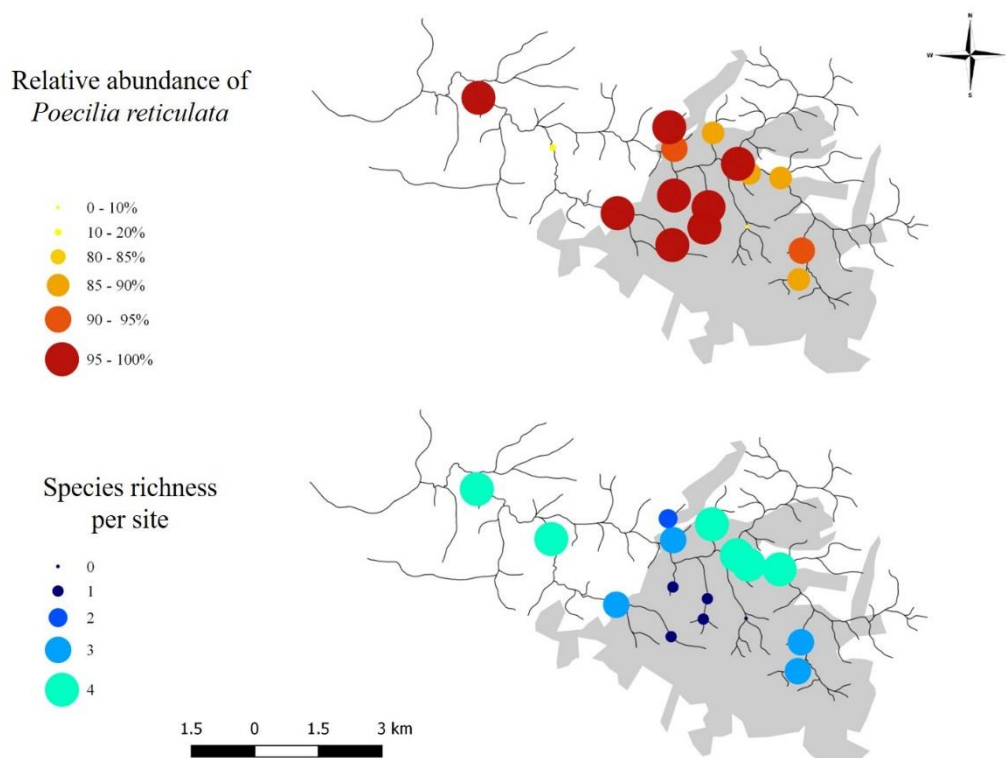


Figure 7. The relative abundance of *Poecilia reticulata* and the species richness for each site sampled in Ribeirão Vermelho basin, Lavras, Minas Gerais. The size and color range indicates the change as greater abundance and richness.

Discussion

We identified the factors structuring the fish assemblages of urban streams in a medium-sized city and detected differences in the fish diversity and biotic homogenization between the urban and periurban streams. As hypothesized, the local physical habitat characteristics, including riparian vegetation, channel morphology and habitat variability, were the main drivers of the fish assemblage structure. Additionally, higher fish diversity and lower homogenization were observed in the peripheral areas of the urban shadow.

The local fish species richness was predicted to range between 6.8 and 9.9 (Vieira et al. 2018), a value consistent with studies in other portions of the upper Grande basin (Pompeu et al. 2009; Casarim et al. 2012). In contrast, our study presented a lower local species richness, but it was consistent with other Brazilian urban basins (Cunico et al. 2006; Felipe and Suárez 2010; Daga et al. 2012; Furlan et al. 2013), showing a pattern of low species richness and a higher abundance of tolerant species. The most predominant orders were Characiformes and Siluriformes, a tendency that has been identified in South America (Lowe-McConnell 1987).

Nonagricultural types disturbances and the presence of buried areas downstream presented a negative effect on richness. Such conditions are a potential barrier to fish passage and can act as a source of habitat fragmentation in streams (Rolls et al. 2013), especially considering the small size and low dispersion ability of the recorded species (Castro 1999). However, species richness was found to be positively associated with four stream variables that can be related to habitat diversity (Gorman and Karr 1978; Walrath et al. 2016), including channel size, fish cover, water velocity, and riparian vegetation. This relationship indicates that even in urban streams, niche availability could increase the number of potential species. Stream size is often positively associated with fish species diversity (Vander Vorste et al. 2017); large and deep streams are considered good indicators of habitat complexity (Gorman and Karr 1978) due to the trend of increased volume and the diversity of available resources that promote different microhabitats (Angermeier and Schlosser 1989; Casatti 2005). Riparian vegetation improves habitat diversity by adding woody debris, twigs and roots (Abes and Agostinho 2001), while the percentage of fast flow is related to alternations of rapids and pools.

The types and availability of habitat structures and channel features that can act as cover for aquatic biota may diminish in urban streams as channel complexity is reduced

through modifications to facilitate water transfer and flood mitigation (Pizzuto et al. 2000). Stream channel modifications can alter the relative abundance and distribution of fluvial habitat features such as riffles and pools (Gregory et al. 1994; Anim et al. 2018). In addition, increased impervious area and the surface runoff from urban basins can result in more frequently occurring extreme flows events (Wang et al. 2001; Coleman et al. 2011), and together with riparian vegetation removal, these factors could contribute to the presence of wide, shallow channels dominated by fine sediments, a lack of riffles and pools, and a lack of fish cover (Coleman et al. 2011).

Riparian vegetation cover and structure were the main drivers of the fish assemblage composition, explaining 78% of the variation. The absence of riparian vegetation is associated with inferior environmental quality and is a possible cause of fish species loss, faunal homogenization and biomass reduction in these organisms (Casatti 2010). The nektonic species, represented by *Oligosarcus paranensis*, and the nektobenthic species, represented by *Trichomycterus maracaya*, were more abundant and/or exclusively found in the sites with better riparian zone conditions, as these species have been described as being associated with structurally complex and preserved environments (Casatti et al. 2012; Silveira et al. 2018).

While *O. paranensis* is a species that shows a feeding spectrum that includes fish, a variety of aquatic and/or terrestrial invertebrates, especially insects and, in some rare cases, an inclusion of fruits/seed (Abelha et al. 2012), *Trichomycterus* species explore resources that are dependent upon stable substrates, such as benthonic macroinvertebrates (Silva et al. 2012). Thus, both species depend on the allochthonous resources originating from riparian vegetation, from terrestrial invertebrates for invertivores to the organic matter eaten by aquatic invertebrates that are eventually consumed by fish (de Carvalho et al. 2017). In addition, species of the genus *Trichomycterus* may be considered indicative of good environmental quality in neotropical streams (Caetano et al. 2016; de Carvalho et al. 2017). In this way, as *Trichomycterus maracaya* abundance was linked to the riparian vegetation cover and dissolved oxygen levels, these organisms are important bioindicators in the Lavras urban basin.

In contrast, the high abundance and occurrence of one exotic species (*Poecilia reticulata*) in the entire basin, especially in the inner parts of the urban shadow, highlights the negative response of fish assemblage to environmental degradation in urban streams, and this finding is consistent with the results of other studies worldwide (Paul and Meyer 2001; Helms et al. 2005; Daga et al. 2012). *Poecilia* species are commonly found in urban basins in South

America (Cunico et al. 2006; Daga et al. 2012; Furlan et al. 2013; Zanatta et al. 2017), and aquarium dumping has been a frequent cause of these fish species introductions in urban environments (Daga et al. 2012). These organisms, especially *P. reticulata*, have been used as indicators of environmental quality, indexes of biological integrity (Caetano et al. 2016; de Carvalho et al. 2017) and potential indicators of urbanization (Cunico et al. 2012). *P. reticulata* has a high reproductive capacity and strategies such as internal fertilization and reproduction (Zanatta et al. 2017) that serve as protection against environmental oscillations and predations (Mendonça and Andreatta 2001). In addition, this small species exploits a variety of food items and has been associated with a generalist habitat, opportunism and tolerance to pollution and degraded places (Cunico et al. 2006; Zanatta et al. 2017). Despite this, the presence of *P. reticulata* alone is not an assurance of urbanization, as it is frequently found in small water bodies, regardless of the conservation status, but their dominance grants it the status of an indicator species (Cunico et al. 2012).

In fact, the dominance of *Poecilia reticulata* in the studied basin represents a warning of biotic homogenization in neotropical urban streams and basins, which, in some cases, has been associated with the depletion of endemic species (Cheng et al. 2018). Homogenization generally refers to the replacement of local biotas with exotic and/or generalist species (Mckinney and Lockwood 1999; Petsch 2016) that causes negative impacts, especially in neotropical streams that naturally exhibit low species richness compared with rivers (Cunico et al. 2006) and many rare species that collectively represent a great proportion of the regional biodiversity (Biggs et al. 2017).

Water pollution has been reported to have a major negative urbanization impact on streams and fish assemblages (Cunico et al. 2006; Lima-Junior et al. 2006; Alexandre et al. 2010; Daga et al. 2012). Indeed, pollution sources (e.g., sewage and industrial discharge, runoff contaminants) result in water quality degradation, changes in ecosystem function and negative impacts on aquatic biota (Walsh et al. 2005). In neotropical countries, stream pollution can be a severe problem (Ramírez et al. 2012); for example, in Brazil, only 44.92% of the country's sewage is treated (SNIS 2016). However, we found that water quality improvements highlight other physical variables that drive fish communities. Therefore, public policies focusing exclusively on water chemical pollution are inadequate for protecting stream integrity in urban streams (Peressin and Cetra (2014); Peressin et al. (2018)).

Urbanization somehow leads to a decrease in species richness and, as demonstrated, habitat diversity when stream habitats are altered. This effect could be reduced if the species

loss at individual sites is offset by the dispersal of individuals from other areas within the habitat network (Edge et al. 2017). However, the practice of channeling streams disrupts linkages between streams, tributaries and drainage basins. Thus, urbanization results simultaneously in habitat alteration and fragmentation and leads to species loss at altered sites that are not replaced (Edge et al. 2017). Finally, the strong relationship between urbanization and fish richness was evident from the negative influence of human nonagricultural types disturbances and variable species richness.

We suggest some implications for urban catchment research and management. Riparian zones seems to play a fundamental role in the structure of fish assemblages in neotropical streams (Lorion and Kennedy 2009); thus, the conservation and restoration of vegetation are essential for urban stream ecosystem integrity. However, the reforestation of riparian zones alone will be insufficient, and policies to avoid canalization, connected the streams and the removal of artificial structures should be prioritized.

References

- Abelha MCF, Kashiwaqui EAL, Goulart E (2012) Population structure, condition and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery , 1983) (Osteichthyes: Characidae) at two reservoirs in South Brazil. *Biota Neotrop* 12:188–197
- Abes S, Agostinho AA (2001) Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia* 445:217–227
- Alexandre CV, Esteves KE, de Moura e Mello MAM (2010) Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641:97–114. doi: 10.1007/s10750-009-0060-y
- ANA (2017) Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas
- Angermeier PL, Schlosser IJ (1989) Species-Area Relationship for Stream Fishes. *Ecol Soc Am* 70:1450–1462
- Anim DO, Fletcher TD, Vietz GJ, et al (2018) Effect of urbanization on stream hydraulics. *River Res Appl* 1–14. doi: 10.1002/rra.3293
- Araújo NB, Tejerina-Garro FL (2009) Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotrop Ichthyol* 7:31–38. doi: 10.1590/S1679-62252009000100005
- Barrella W, Petrere M (2003) Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema Rivers (Brazil). *River Res Appl* 19:59–76. doi: 10.1002/rra.697
- Biggs J, von Fumetti S, Kelly-Quinn M (2017) The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793:3–39. doi: 10.1007/s10750-016-3007-0
- Caetano D, Oliveira EF, Zawadzki C (2016) Fish species indicators of environmental quality of Neotropical streams in Southern Brazil, upper Paraná river basin. *Acta Ichthyol et Piscatoria* 46:87–96. doi: 10.3750/AIP2016.46.2.04
- Casarim R, Bueno ML, Pompeu PS (2012) Ichthyofauna of the Aiuruoca River basin, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 8:1166–1171. doi: 10.15560/8.6.1166
- Casatti L (2005) Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil:

- longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotrop* 5:75–83
- Casatti L (2010) Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotrop* 10:2–5
- Casatti L, Langeani F, Ferreira CP (2006) Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ Manage* 38:974–982. doi: 10.1007/s00267-005-0212-4
- Casatti L, Teresa FB, Gonçalves-souza T, et al (2012) From forests to cattail : how does the riparian zone influence stream fish ? *Neotrop Ichthyol* 10:205–214
- Castro RMC (1999) Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: Padrões gerais e possíveis processos causais. In: É. P. Caramaschi R, Peres-Neto M & PR (eds) *Ecologia de peixes de riachos.*, Série Oeco. RJ: PPGE-UFRJ., Rio de Janeiro, pp 139–155
- Castro RMC, Casatti L, Santos HF, et al (2003) Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. *Biota Neotrop* 3:1–31. doi: 10.1590/S1676-06032003000100007
- Cetra M, Petre M (2007) Associations between fish assemblage and riparian vegetation in the Corumbataí River Basin (SP). *Brazilian J Biol* 67:191–5. doi: 10.1590/S1519-69842007000200002
- Cheng S, Tsai W, Yu T, et al (2018) Signals of stream fish homogenization revealed by AI-based clusters. *Sci Rep* 8:1–11. doi: 10.1038/s41598-018-34313-x
- Coleman JC, Miller MC, Mink FL (2011) Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. *Environ Monit Assess* 172:663–687. doi: 10.1007/s10661-010-1363-1
- Cunico AM, Agostinho AA, Latini JD (2006) Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Rev Bras Zool* 23:1101–1110. doi: 10.1590/S0101-81752006000400018
- Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, et al (2012) The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landsc Urban Plan* 105:336–344. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.01.002
- Daga VS, Gubiani ÉA, Cunico AM, Baumgartner G (2012) Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in

- southern Brazil. *Neotrop Ichthyol* 10:643–652. doi: 10.1590/S1679-62252012000300018
- Davidson EA, de Araujo AC, Artaxo P, Balch JK, Brown IF, Bustamante MMC, Coe MT, DeFries RS, Keller M, Longo M, Munger JW, Schroeder W, Soares-Filho BS, Souza CM, Wofsy SC (2012) The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321–328
- de Carvalho DR, Leal CG, Junqueira NT, et al (2017) A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecol Indic* 77:386–396. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.02.032
- Edge CB, Fortin M-J, Jackson DA, et al (2017) Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landsc Ecol* 32:647–662. doi: 10.1007/s10980-016-0472-9
- Fausch KD, Lyons J, Karr JR, Angermeier PL (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am Fish Soc Symp* 8:123–144
- Felipe TRA, Suárez YR (2010) Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotrop* 10:143–151. doi: 10.1590/S1676-06032010000200018
- Fia R, Tadeu HC, Menezes JPC de, et al (2015) Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Rev Bras Recur Hídricos* 20:267–275. doi: 10.21168/rbrh.v20n1.p267-275
- Fialho AP, Oliveira LG, Tejerina-Garro FL, De Mérona B (2008) Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia* 598:315–324. doi: 10.1007/s10750-007-9165-3
- Francis RA (2012) Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosyst* 15:285–291. doi: 10.1007/s11252-012-0227-6
- Furlan N, Esteves KE, Quinágua GA (2013) Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). *Environ Biol Fishes* 96:77–92. doi: 10.1007/s10641-012-0024-3
- Furtini MB, Ferreira E, Sampaio F de MT (2009) Evolução urbana na caracterização das superfícies impermeáveis. An XIV Simpósio Bras Sensoriamento Remoto, Natal, Bras 691–698
- Gorman, O. T. and Karr JR (1978) Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology* 59:507–515

- Gregory KJ, Gurnell AM, Hill CT, Tooth S (1994) Stability of the pool-riffle sequence in changing river channels. *Regul RIVERS Res Manag* 9:35–43
- Helms BS, Feminella JW, Pan S (2005) Detection of biotic responses to urbanization using fish assemblages from small streams of western Georgia, USA. *Urban Ecosyst* 8:39–57. doi: 10.1007/s11252-005-1418-1
- Hughes ARM, Peck D V, Hughes RM, Peck D V (2008) Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. *J North Am Benthol Soc* 27:837–859. doi: 10.1899/08-028.1
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018) Panorama Lavras. In: IBGE, Bras. em síntese. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/lavras/panorama>. Accessed 31 Oct 2018
- Jackson DA, Peres-Neto PR, Olden JD (2001) What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can J Fish Aquat Sci* 58:157–170. doi: 10.1139/f00-239
- Kaufmann PR, Levine P, Robison EG, et al (1999) Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C
- Kennen JG, Chang M, Tracy BH (2005) Effects of landscape change on fish assemblage structure in a rapidly growing metropolitan area in North Carolina, USA. In: Brown, Larry R.; Gray, Robert H.; Hughes, Robert M; Meador MR (ed) *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems*, American F. Bethesda, Maryland, pp 39–52
- Lima-Junior SE, Cardone IB, Goitein R (2006) Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: Some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecol Freshw Fish* 15:284–290. doi: 10.1111/j.1600-0633.2006.00156.x
- Lorion CM, Kennedy BP (2009) Riparian Forest Buffers Mitigate the effects of Deforestation on Fish Assemblages in Tropical Headwater Streams. *Ecol Appl* 19:468–479
- Lowe-McConnell RH (1987) *Ecological studies in tropical fish communities*, Cambridge. Cambridge
- McCluney KE, Poff NL, Palmer MA, et al (2014) Riverine macrosystems ecology: Sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. *Front Ecol Environ* 12:48–58. doi: 10.1890/120367

- Mckinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Tree* 14:450–453
- Mendonça JP, Andreato J V (2001) Aspectos reprodutivos de *Poecilia vivipara* (Bloch & Schneider) (Poeciliidae) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev Bras Zool* 18:1041–1047
- Paul MJ, Meyer JL (2001) Streams in the Urban Landscape. *Annu Rev Ecol Syst* 32:333–365. doi: doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040
- Peck DV, Herlihy AT, Hill BH, et al (2006) Environmental Monitoring And Assessment Program: Surface Waters Western Pilot Study - Field Operations Manual For Wadeable Streams. EPA/620/R-06/003 US Environ Prot Agency, Off Res Dev Washington, DC 276
- Peressin A, Cetra M (2014) Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosyst* 17:675–690. doi: 10.1007/s11252-014-0352-5
- 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 Ecosyst* 21:795–803. doi: 10.1007/s11252-018-0755-9
- Petsch DK (2016) Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101:113–122. doi: 10.1002/iroh.201601850
- Pizzuto, J E; Hession WCM (2000) Comparing Gravel-Bed Rivers in Paired Urban and Rural Catchments of Southeastern Pennsylvania. *Geology* 28:79–82. doi: 10.1130/0091-7613(2000)028<0079
- Pompeu, P.S.; Alves, C. B. M.; Calisto M (2005) The Effects of Urbanization on Biodiversity and Water Quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *Am Fish Soc Symp* 47:11–22
- Ramírez A, Engman A, Rosas KG, et al (2012) Urban impacts on tropical island streams: Some key aspects influencing ecosystem response. *Urban Ecosyst* 15:315–325. doi: 10.1007/s11252-011-0214-3
- Roa-Fuentes CA, Casatti L (2017) Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *J Freshw Ecol* 32:281–295. doi: 10.1080/02705060.2017.1287129

- Rolls RJ, Ellison T, Faggotter S, Roberts DT (2013) Consequences of connectivity alteration on riverine fish assemblages: potential opportunities to overcome constraints in applying conventional monitoring designs. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 640:624–640. doi: 10.1002/aqc.2330
- Silva CJ, Delariva RL, Bonato KO (2012) Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 10:389–399
- Silveira EL da, Ballester ELC, Costa KA da, et al (2018) Fish community response to environmental variations in an impacted Neotropical basin. *Ecol Freshw Fish* 27:1126–1139. doi: 10.1111/eff.12420
- Smith WS, Petrere Jr M, Barrella W (2009) The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo , Brazil). *Brazilian J Biol* 69:1015–1025. doi: S1519-69842009000500005 [pii]
- SNIS Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS - Série Histórica. <http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>. Accessed 31 Oct 2018
- SNIS Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2016) Estudo Trata Brasil “Ociosidade das Redes de Esgoto – 2015.” <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/esgoto>. Accessed 9 Jan 2019
- Tregidgo DJ, Barlow J, Pompeu PS, et al (2017) Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc Natl Acad Sci* 114:8655–8659. doi: 10.1073/pnas.1614499114
- UN DESA UND of E and SA (2016) Share of urban population on all continents. In: Online Data Base. <https://www.un.org/development/desa/en/>. Accessed 8 Nov 2018
- Vander Vorste R, McElmurray P, Bell S, et al (2017) Does stream size really explain biodiversity patterns in lotic systems? A call for mechanistic explanations. *Diversity* 9:1–21. doi: 10.3390/d9030026
- Vieira TB, Pavanelli CS, Casatti L, et al (2018) A multiple hypothesis approach to explain species richness patterns in neotropical stream-dweller fish communities. *PLoS One* 13:1–17. doi: 10.1371/journal.pone.0204114
- Walrath JD, Dauwalter DC, Reinke D (2016) Influence of Stream Condition on Habitat Diversity and Fish Assemblages in an Impaired Upper Snake River Basin Watershed.

Trans Am Fish Soc 145:821–834. doi: 10.1080/00028487.2016.1159613

Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW, et al (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. 24:706–723. doi: 10.1899/04-028.1

Wang L, Lyons J (2002) Fish and Benthic Macroinvertebrate Assemblages as Indicators of Stream Degradation in Urbanizing Watersheds. Biol Response Signatures 227–249. doi: 10.1201/9781420041453.ch13

Wang L, Lyons J, Kanehl P, Bannerman R (2001) Impacts of Urbanization on Stream Habitat and Fish Across Multiple Spatial Scales. Environ Manage 28:255–266. doi: 10.1007/s002670010222

Zanatta N, Pazianoto LHR, Cionek VDM, et al (2017) Population structure of fishes from an urban stream. Acta Sci Biol Sci 39:27. doi: 10.4025/actascibiolsci.v39i1.31899

MANUSCRITO 2

PEIXES URBANOS DE LAVRAS E A GESTÃO FUTURA DE SEUS RIACHOS

Lorena Campos Cruz^{1,3}, Rafael de Brito Souza², Paulo Santos Pompeu¹

¹ Setor de Ecologia Aplicada, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Lavras.

² Setor de Agronomia/Fitotecnia, Universidade Federal de Lavras.

2 E-mail autor correspondente: lorennacamposbio@gmail.com

(Preparado para submissão de acordo com a Norma NBR 6022 (ABNT 2003))



RESUMO

A urbanização afeta os riachos ao alterar, principalmente, a geomorfologia do canal, o seu valor social e os processos ecológicos. Embora as condições originais estejam longe de serem atingidas, a reabilitação de riachos através de ações apropriadas pode proporcionar melhorias nesses ecossistemas, bem como nos serviços ecossistêmicos para a sociedade humana. Dessa forma, procuramos discutir nesse estudo como os riachos urbanos de Lavras (Minas Gerais, Brasil) podem ser reabilitados, com ênfase na identificação de soluções que correspondem à escala dos problemas. O diagnóstico com o estabelecimento dos principais fatores estruturadores das assembleias de peixes nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, apontou a influência de fatores ligados a complexidade do habitat, a conectividade da bacia, bem como a vegetação ripária na riqueza e composição da ictiofauna. Além disso, destacou-se a dominância de uma espécie exótica na bacia com ampla distribuição e alta abundância, indicando um processo de homogeneização biótica. Como resposta aos efeitos negativos da urbanização na bacia, áreas prioritárias para a criação de parques lineares foram indicadas a partir do diagnóstico, adotando como critérios a riqueza de espécies de peixes, o tamanho das manchas de vegetação remanescente, conectividade entre os pontos amostrados e aproveitamento de áreas verdes já existentes, utilizadas pela população. Junto a isso, foram assinalados três locais para a abertura do canal (em um processo que se aproxime da renaturalização) com o objetivo de melhorar a conectividade, principalmente entre o canal principal e áreas que possam atuar como refúgio para os peixes. Por fim, foram discutidas ações futuras de mitigação dos impactos da urbanização na bacia, englobando expansão do monitoramento para além dos parâmetros físico-químicos da água, a gestão de águas pluviais, bem como programas de educação ambiental.

Palavras-chave: Urbanização. Reabilitação. Ictiofauna. Parque Linear

Introdução

A complexidade dos centros urbanos faz com que a degradação dos corpos d'água causada pela urbanização não seja problema de simples solução (BOOTH *et al.*, 2004). De maneira geral, podemos dizer que a urbanização das bacias hidrográficas leva a mudanças nos riachos ao longo de três eixos: (1) simplificação geomorfológica, reduzindo, principalmente, as planícies de inundação; (2) diminuição do valor social, com os riachos e as áreas ao redor se tornando menos atraentes para fins recreativos; e (3) simplificação ecológica, com a diminuição da biodiversidade nas bacias e dos serviços ecossistêmicos (por exemplo: retenção natural da água e dos sedimentos) (BERNHARDT; PALMER, 2007).

Muitos esforços voltados para o manejo e gestão dos recursos hídricos nas cidades se concentram em reparos de apenas um fator de degradação (geralmente qualidade da água) e/ou retificação da forma e estabilidade do canal de maneira artificial, esforços que contemplam os eixos 1 e 2, mas não necessariamente levam melhoria às comunidades biológicas ou ao funcionamento dos ecossistemas (BERNHARDT; PALMER, 2007). O pronunciado efeito das mudanças no fluxo, na heterogeneidade do habitat, nas cargas de sedimentos e contaminantes e na função dos sistemas aquáticos provocados pela urbanização (PAUL; MEYER, 2001; WALSH *et al.*, 2005), faz esse parecer um prejuízo irreparável. Porém, essas condições podem ser melhoradas e alguns benefícios ambientais podem ser obtidos com a implementação de técnicas de reabilitação (HUGHES *et al.*, 2014). Dessa forma, a seleção de locais e indicações de projetos de recuperação em ambientes urbanos devem ser guiados por pesquisas ecológicas, geomorfológicas e hidrológicas de modo a resultar em impacto positivo sobre os riachos, e não se tornar apenas projeto de melhoria da infraestrutura urbana.

Frente a esse cenário, procuramos, nesse estudo, indicar medidas que possam reduzir os efeitos da urbanização nos riachos da cidade de Lavras, principalmente, nas assembleias de peixes e, ao mesmo tempo, aprimorar a relação das pessoas com esses ambientes. A partir do diagnóstico com o estabelecimento dos principais fatores estruturadores das comunidades de peixes nos riachos urbanos em uma cidade de tamanho médio, tentamos diminuir as lacunas existentes entre os estresses na biodiversidade e as respostas para a mitigação. Dessa forma, o conhecimento sobre a ictiofauna e as condições do habitat, adquiridos no capítulo 1, se tornaram o ponto de partida para a indicação de áreas prioritárias para manejo e conservação dos corpos hídricos e áreas verdes da cidade, além de ser uma ferramenta importante para programas de monitoramento e educação ambiental.

Efeitos da urbanização nos ecossistemas aquáticos – Diagnóstico de Lavras, Minas Gerais, Brasil.

O município de Lavras (Estado de Minas Gerais, Brasil) possui área de 564,74 km² e população estimada em 102.728 habitantes, dos quais 95,28% vivem nas áreas urbanas (IBGE, 2018). A vegetação natural da região apresenta exemplares do Cerrado e de floresta estacional semidecidual.

O Ribeirão Vermelho é um dos principais cursos d'água da cidade. Seu canal percorre cerca de 15 Km até o Rio Grande, um dos tributários da bacia do Paraná (MENEZES *et al.*, 2015). A bacia de drenagem do Ribeirão Vermelho tem área de 56,2 Km², localizada, em sua maior parte, no perímetro urbano, de modo que os principais impactos estão relacionados a supressão de vegetação, depósito irregular de lixo sólido, canalizações e lançamento de esgoto doméstico clandestino (FIA *et al.*, 2015). A construção de vias, soterramento de nascentes e outros corpos d'água em loteamentos e infraestrutura urbana nas zonas ripárias constituem impactos adicionais.

Um grande avanço para a gestão dos recursos hídricos na cidade foi a implementação, em 2010, do tratamento de esgotos. Atualmente, Lavras dispõe de três estações de tratamento em operação (ETE Vista Alegre, ETE Água Limpa, ETE Ribeirão Vermelho), que proporcionam 93,7% do esgoto coletado e tratado. Especificamente, a estação de tratamento ETE Ribeirão Vermelho apresenta eficiência adotada para a remoção de matéria orgânica de 75,9% (ANA, 2017).

Nosso estudo foi realizado em 16 pequenos riachos ao longo da bacia do Ribeirão Vermelho (Figura 1). Em cada ponto foram coletadas variáveis físicas do habitat, parâmetros de qualidade da água e peixes. Oxigênio dissolvido, condutividade, pH e temperatura foram coletados com a utilização de uma sonda multiparâmetro em um único ponto em cada riacho, logo abaixo da superfície da água.

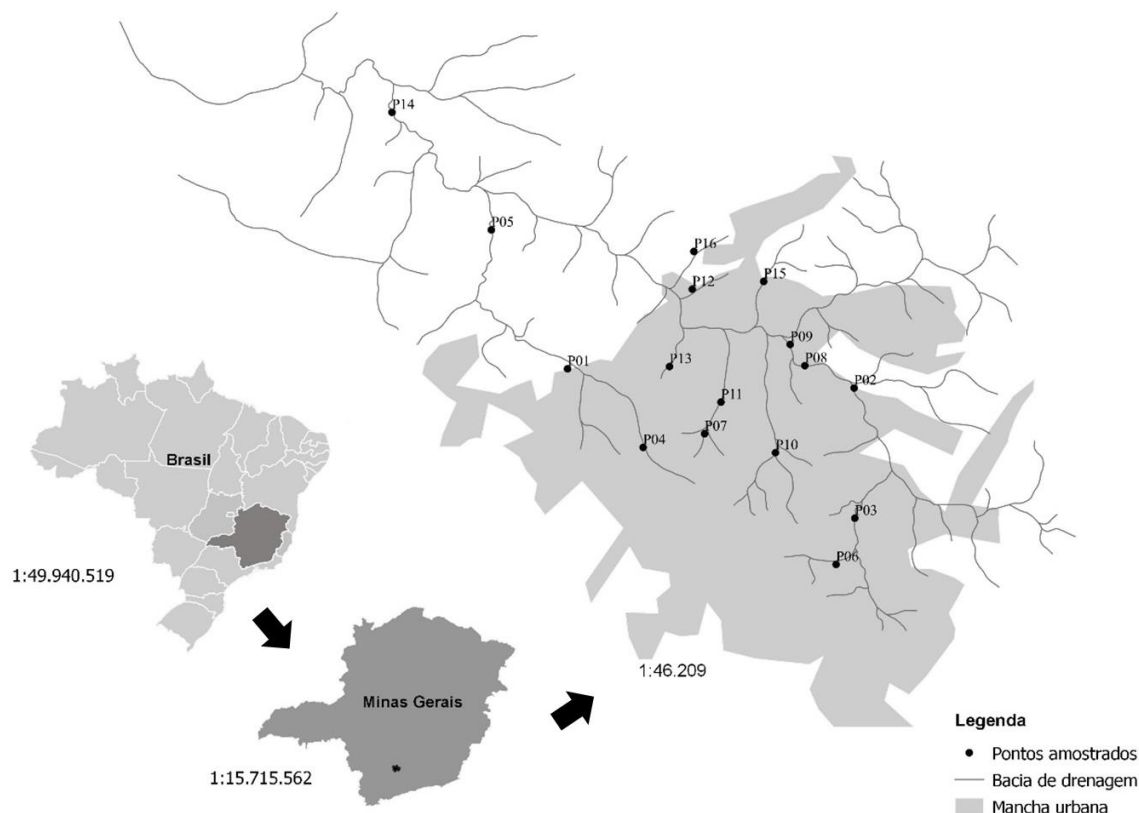


Figura 1. Localização dos 16 pontos amostrados na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, MG, Brasil.

As variáveis físicas foram coletadas ao longo de um trecho de 150 metros, utilizando-se o protocolo de avaliação de sistemas lóticos (PECK *et al.*, 2006; HUGHES *et al.*, 2008). Com esse protocolo conseguimos avaliar parâmetros da morfologia do canal, da hidrologia e da zona ripária. Peixes foram coletados ao longo do mesmo trecho caracterizado para as variáveis físicas do habitat com o auxílio de peneiras semicirculares de tela mosquiteiro (80 cm de diâmetro e malha 1 mm). Esses foram eutanasiados em solução de eugenol, conservados em álcool e posteriormente identificados e pesados.

Os mapas foram criados por meio do *software* QGIS, sendo utilizado para base cartográfica o Sistema geodésico SIRGAS 2000, para geração dos mapas. A hidrografia foi criada usando como base um Modelo Digital de Terreno (MDT) e posteriormente verificado e editado utilizando vetorização manual. As áreas de vegetação remanescente no entorno dos pontos de coleta (Figura 2), assim como os trechos de canalização aberta e fechada (Figura 3), foram mapeados pelo método de vetorização manual com base nas imagens provenientes da base do Google Earth Pro do ano de 2018. Posteriormente à análise visual das imagens, foram

feitas visitas a campo para conferência dos pontos de dúvida. As áreas de vegetação remanescente mapeadas foram calculadas pelo *software* QGIS.

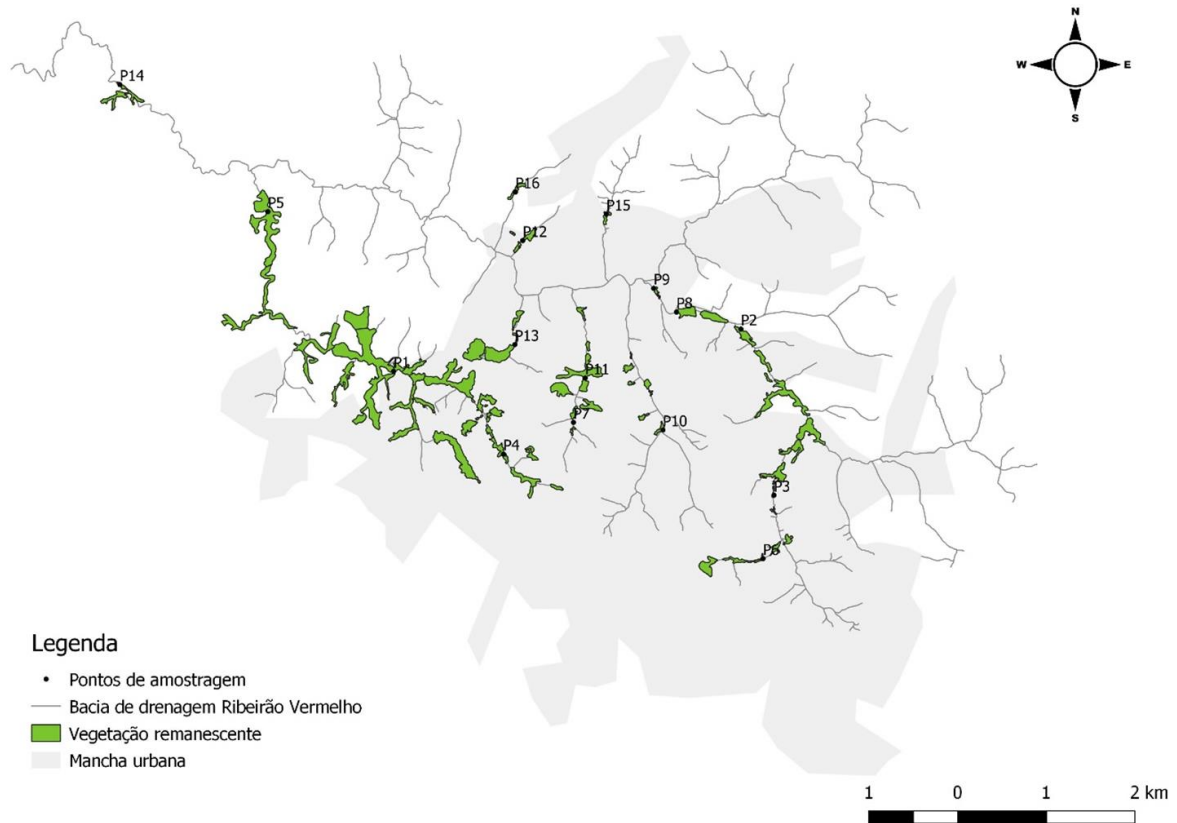


Figura 2. Áreas de vegetação remanescente nos trechos de coletas na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, Minas Gerais.

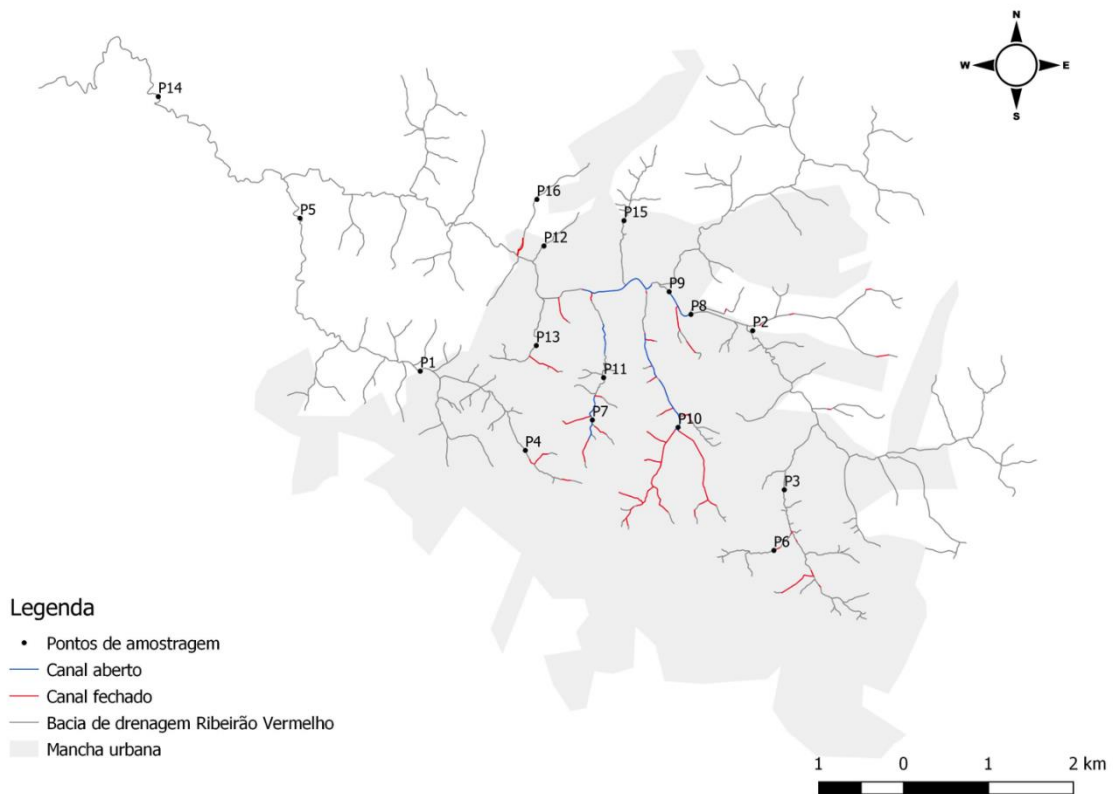


Figura 3. Locais de canalização aberta e fechada no entorno dos trechos coletados na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, Minas Gerais.

Em resumo, os resultados abordados e discutidos no capítulo anterior mostraram a ocorrência de 13 espécies na bacia, 12 nativas e uma exótica (Tabela 1). A quantidade máxima de espécies encontrada em um único ponto foi quatro e somente um ponto (P10) não apresentou nenhuma espécie de peixe. A espécie exótica conhecida popularmente como “barrigudinho” (*Poecilia reticulata*) foi a mais abundante ($n=5388$), resultado que nos alerta para o futuro das assembleias de peixes em toda a bacia, uma vez que pode levar à perda das espécies nativas registradas, e para necessidade de intervenção para mitigar os efeitos da urbanização nos riachos da cidade. Além disso, foram destacadas variáveis ligadas a complexidade do habitat (tamanho do canal, abrigo para peixes, velocidade da água e vegetação ripária) e conectividade da bacia (a canalização fechada de canais a jusante), como importantes determinantes para a riqueza de espécies. Por fim, a vegetação ripária foi o principal fator estruturador das assembleias de peixes, explicando 78% da variação da abundância, reafirmando a importância da manutenção dessa para a conservação dos riachos urbanos (Figura 2).

Tabela 1. Espécies de peixes coletadas nos riachos amostrados na bacia do Ribeirão Vermelho. O número de pontos em que as espécies foram amostradas está indicado. (*espécie exótica)

Ordem - Família - Espécie	Nome Popular	Nº de Pontos
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae		
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859*	Barrigudinho; Guppy	15
SILURIFORMES		
Callichthyidae		
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Cascudo; Camboatá; Tambuataá	6
Trichomycteridae		
<i>Trichomycterus pauciradiatus</i>	Cambeva	3
<i>Trichomycterus maracaya</i>	Cambeva	5
<i>Trichomycterus aff brasiliensis</i>	Cambeva	1
Loricariidae		
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Cascudo	1
Pimelodidae		
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	Mandi	1
Heptapteridae		
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre; Jundiá	1
CHARACIFORMES		
Characidae		
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Lambari-do-rabo-vermelho	2
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Lambari-tambiú	1
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	Peixe-cachorro; Tambicu	2
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae		
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	Tuvira	3
PERCIFORMES		
Cichlidae		
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará	1

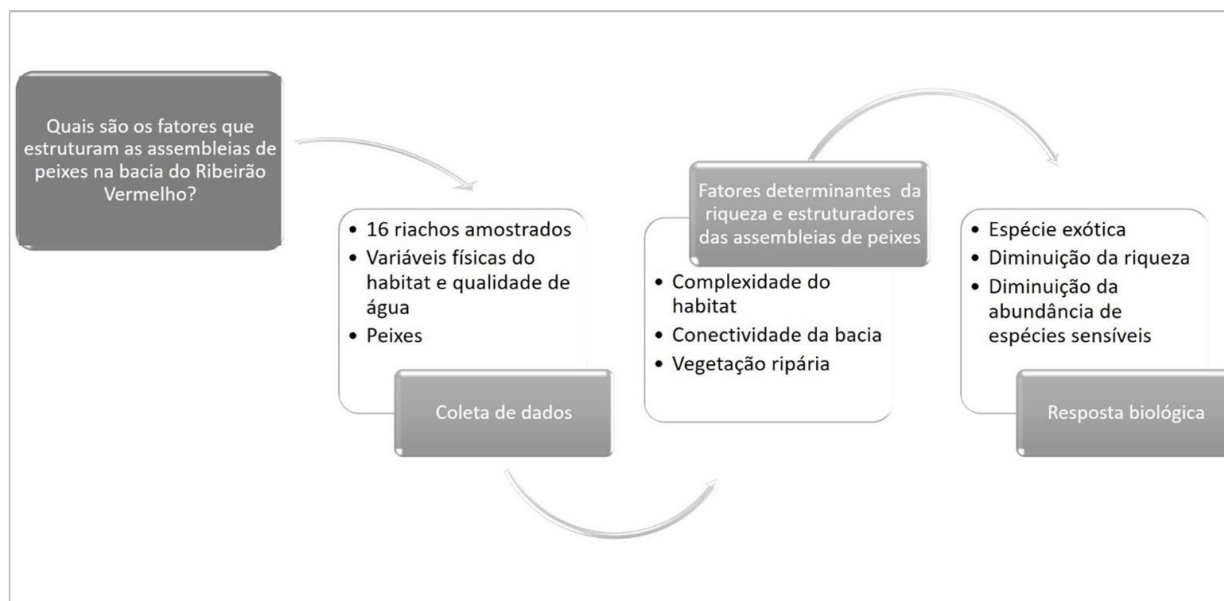


Figura 4. Esquema do diagnóstico da bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, Minas Gerais.

Gestão dos riachos: mitigando os efeitos da urbanização

Quando se trata de manejo dos ecossistemas aquáticos urbanos, o realismo é importante, visto que os ambientes afetados direta ou indiretamente pela urbanização não podem ser recriados do zero. Apesar disso, rios e riachos inseridos nos ambientes urbanos podem ser reinventados a partir da identificação dos fragmentos, implementação de ações e conservação de estruturas verdes ainda existentes, além de dar suporte para que os processos ecológicos e naturais aconteçam (BERNHARDT; PALMER, 2007; HUGHES *et al.*, 2014; SMITH *et al.*, 2018).

De maneira geral, os municípios brasileiros possuem variedade de instrumentos para a proteção de sua biodiversidade (SMITH *et al.*, 2018). A exemplo de Sorocaba (São Paulo), programas estratégicos para a conservação da biodiversidade como criação de unidades de conservação municipais, recuperação de áreas de preservação permanente (APP), interlocução com universidades e agências ambientais para pesquisa e monitoramento da biodiversidade e zoneamento ambiental, são instrumentos de proteção a serem implementados (SMITH *et al.*, 2018).

Entendemos que o ambiente urbano proporciona múltiplos estressores para as comunidades aquáticas e que a gestão de todos esses, apesar de ideal, muitas vezes não se torna prática ou viável. Por isso, a identificação dos estressores críticos para as comunidades de peixes, como a que trazemos no diagnóstico de Lavras, é importante para orientar a gestão

dentro da bacia. Nosso estudo destacou a vegetação ripária como o principal estruturador das assembleias de peixes, além de compor o grupo de fatores que determina a riqueza de espécies na bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras. Discutiremos nas seções seguintes abordagens de reabilitação focadas principalmente no manejo das zonas ripárias.

Amortecedores ripários em áreas urbanas

A vegetação ripária tem papel importante no funcionamento dos riachos, na manutenção da integridade dos sistemas aquáticos e para as assembleias de peixes (CASATTI, 2010). Em áreas onde ocorrem atividades agrícolas, por exemplo, a vegetação ripária é responsável por filtrar sedimentos, nutrientes e poluentes (LOWRANCE *et al.*, 1997), além de auxiliar na manutenção da estrutura hidromorfológica dos canais (SWEENEY *et al.*, 2004). Para os peixes, além dos efeitos indiretos da manutenção da integridade física dos riachos, a vegetação ripária provê diretamente matéria orgânica alóctone (galhos de árvores, folhas, frutos e insetos), que serve como alimento e abrigo para algumas espécies (PUSEY; ARTHINGTON, 2003).

Nos ambientes urbanos o reflorestamento de áreas extensivas é raro (BERNHARDT; PALMER, 2007) e as cidades, em sua maioria, apresentam baixo índice de áreas verdes. Desse modo, em bacias pesadamente urbanizadas, onde a cobertura vegetal geralmente é limitada, a vegetação ripária se torna única fonte de entrada de matéria orgânica e sombreamento para os ecossistemas de riachos (ROY *et al.*, 2006b). Isso sugere a importância da vegetação ripária como amortecedor dos impactos nas bacias urbanas. Não apenas por estabilizar as margens, mas por promover ganhos na diversidade dos riachos onde estão presentes (MOORE; PALMER, 2005).

Parques Lineares

Parques Lineares são sistemas contínuos, marginais aos fluxos d'água, que se tornam uma alternativa às áreas verdes e parques isolados nas cidades. Podem ser utilizados como instrumento de planejamento e gestão de áreas marginais ao curso d'água, porque buscam conciliar aspectos urbanos, ambientais, exigências da legislação e a realidade local (FRIEDRICH, 2007).

As áreas lineares destinadas à conservação dos recursos naturais possuem como principal característica a capacidade de interligar fragmentos florestais, assim como os corredores ecológicos (GIORDANO; SETTI, 2008). Porém, se agrega funções de uso humano

ligadas, de maneira geral, a atividades de lazer e rotas de locomoção não-motorizadas, compondo dessa forma princípios de desenvolvimento sustentável (FRIEDRICH, 2007).

Um dos princípios fundamentais dos Parques Lineares é o aumento da permeabilidade do solo das margens dos cursos d'água. Ao permitir a infiltração e a vazão mais lenta da água durante as inundações, os parques podem ser uma alternativa para canalizações de rios e riachos (FRIEDRICH, 2007). Além disso, os Parques Lineares inserem em seu conceito as necessidades de proteção e manutenção da biodiversidade, dos recursos hídricos, da qualidade da água e redução dos prejuízos da cheia (FRISCHENBRUDER; PELLEGRINO, 2006). Na prática, os Parques Lineares devem englobar os aspectos ecológicos com ações de prevenção e correção de impactos. Aliado aos aspectos anteriores, está a inclusão de questões sociais com a inserção das necessidades urbanas de promoção recreacional, educação e pesquisa (FRISCHENBRUDER; PELLEGRINO, 2006).

O Código Florestal Brasileiro Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) determina que áreas que compreendem a faixa marginal de cursos d'água (faixa mínima de 30 metros para os cursos com menos de 10 metros de largura) sejam consideradas como APP (Área de Preservação Permanente). Apesar de estas áreas estarem previstas em lei, muitas encontram-se indevidamente ocupadas por outros usos do solo (TUCCI, 2005). Os conflitos de ocupação das APPs são constantes nos centros urbanos, onde o uso do solo é de responsabilidade municipal. Tentativas de gerenciamento das áreas de preservação devem ser introduzidas por meio de diretrizes de macrozoneamento urbano nos Planos Diretores (FRIEDRICH, 2007). Esse instrumento de planejamento e gestão municipal tem como objetivos ambientais minimizar impactos dentro das cidades, nas sub-bacias urbanas e não transferir os impactos para os rios que formam a bacia hidrográfica (TUCCI, 2005). A gestão dos conflitos de ocupação, porém, é dificultada pelo adensamento urbano e por fatores socioculturais. A retirada de ocupação ilegal, portanto, deveria ser acompanhada por imediata ocupação do domínio público (TUCCI, 2005). Deste modo, os Parques Lineares também podem ter papel adicional de mediador no conflito territorial urbano entre ocupações irregulares e preservação do meio ambiente funcionando como barreiras à ocupação das margens dos riachos e as possíveis consequências em caso de enchentes.

A base legal para isso se encontra no art. 3º do Código Florestal (BRASIL, 2012), que dispõe sobre casos excepcionais de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental que possibilita a intervenção ou supressão em APP para implantação de área verde pública em zona urbana. Nesse caso, os Parques Lineares podem ser uma alternativa na gestão

de APPs. Através da aprovação e implantação de projetos que, entre outras questões, contemplem as medidas necessárias para recuperar as áreas degradadas de APP inseridas na área verde do parque, recomponham a vegetação com espécies nativas, tenham o mínimo de permeabilização da superfície e proteja as margens dos corpos d'água. Vale ressaltar que os Parques Lineares devem ser utilizados como ferramentas para recuperação e readequação de ambientes já degradados.

Em síntese, os Parques Lineares apresentam-se como estratégia multilateral de gestão pública, e conta com benefícios como controle de inundações, conectividade florestal, bem-estar humano, manutenção da qualidade dos recursos hídricos e conservação da biodiversidade. Para nossa bacia em estudo, são alternativas para recuperação das matas ciliares, controle das variáveis ambientais dos cursos hídricos e por fim proteção das assembleias de peixes dos riachos de Lavras.

Áreas prioritárias para criação de Parques Lineares, reabilitação e conservação de mata ciliar em Lavras

Nossas sugestões de áreas prioritárias para a gestão e implementação de Parques Lineares (Figura 5) seguem uma ordem de prioridade baseada em critérios criados a partir do diagnóstico realizado e do nosso entendimento da funcionalidade dos parques e da cidade. Os critérios incluem abranger locais (1) com maior riqueza de espécies de peixes, (1) que possuem maiores manchas de vegetação remanescente, (2) que permitam a conectividade entre os pontos amostrados, seguindo o princípio de linearidade e (3) aproveitem áreas verdes já existentes, utilizadas pela população.

Desse modo, a área de prioridade 1 contempla cinco pontos amostrados (P06, P03, P02, P08 e P09) totalizando extensão aproximada de 5,3 Km, com 1,4 ha de vegetação remanescente. Essa área possui oito das 13 espécies de peixes encontradas na bacia e se conecta com a Universidade Federal de Lavras, uma das principais áreas verdes da cidade, utilizada pelos moradores para atividades de lazer. Já a área de prioridade 2 possui três pontos amostrados (P04, P01 e P05), com total de 5,71 Km de extensão. Essa área registra cinco espécies de peixes e a maior área de vegetação remanescente (3,7 ha). Por fim, a área de prioridade 3 integra dois pontos centrais na cidade (P07 e P011), tem 2,10 Km de extensão e 0,5 ha de vegetação remanescente. Apesar de apresentar somente uma espécie (*Poecilia reticulata*), acreditamos que a integração e criação da área 3 auxilie no processo de

escoamento e prevenções de inundações, atue como área verde e lazer no centro da cidade e possibilite a recolonização, por outras espécies de peixes, desses riachos.

Limitações da vegetação ripária como fator efetivo de mitigação

Apesar dos benefícios já apontados na recuperação da vegetação ripária para os riachos urbanos, a eficácia como amortecedor de impactos relacionados a urbanização depende de alguns fatores que precisam de atenção. Em muitas bacias hidrográficas a extensa cobertura de superfície impermeável minimiza os serviços ripários (COLES *et al.*, 2012) de contenção de sedimentos e distúrbios hidrológicos (ROY *et al.*, 2006). A constante utilização de redes de tubulação, cruzamentos, ruas e estradas que atravessam as matas ciliares podem também ser um problema (BREWER, 2013), principalmente por desconectar regiões da bacia e fragmentar a vegetação deixando-a mais suscetível aos impactos ao redor. Além do mais, obras sobre a incisão e alargamento de canal muito associadas a urbanização limitam a interação entre os riachos e a zona ripária, o que diminui a influência da mata sobre o canal (ROY *et al.*, 2006). Além disso, são observadas diferenças na qualidade da vegetação nas paisagens urbanas (por exemplo, maiores quantidades de plantas invasoras) (NAIMAN; DECAMPS, 1997). Plantas invasoras podem diferir em termos de qualidade em relação às plantas nativas, por apresentarem, por exemplo, diferenças no tempo de decomposição das folhas (ALBARIÑO; BALSEIRO, 2002), afetando a rede trófica.

Por essas limitações, alguns estudos têm demonstrado que, apesar de importante, a vegetação ripária não é suficiente para proteger os ecossistemas aquáticos em áreas com alta urbanização (ROY *et al.*, 2006; ROY; FREEMAN; FREEMAN, 2007). Em um cenário de expansão das cidades, além de ser crucial a manutenção e recuperação das áreas ribeirinhas, outras medidas imediatas e futuras precisam ser adotadas para proteger e recuperar as bacias urbanas. Nas seções seguintes algumas dessas medidas são abordadas.

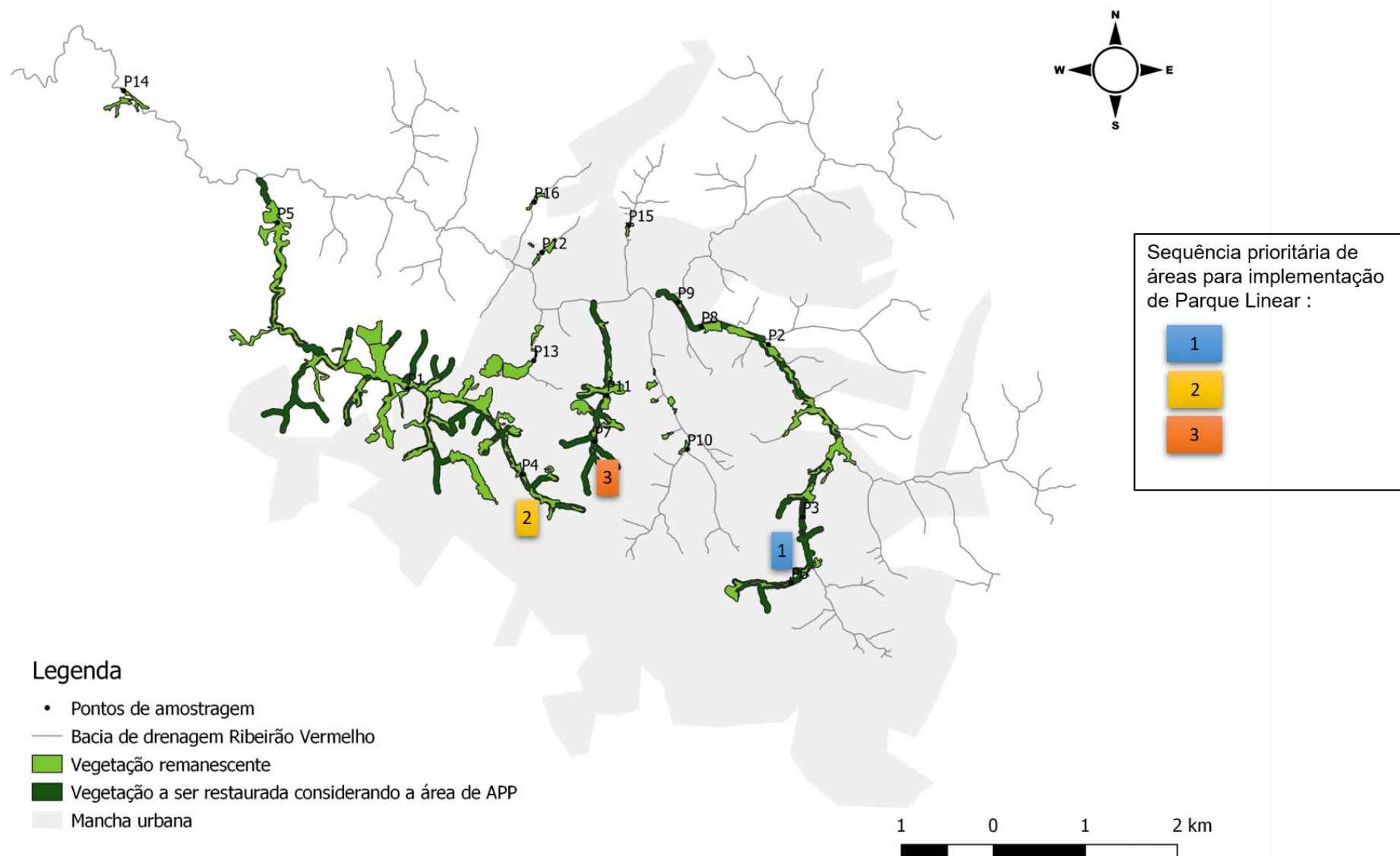


Figura 5. Áreas prioritárias para construção de projetos de parques lineares na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, Minas Gerais.

Conectividade da bacia

Urbanização tende a diminuir a conectividade longitudinal da bacia por meio de estruturas como pavimentação de ruas, construção de diques, implantação de manilhas e canalização. Essas barreiras artificiais alteram padrões de dispersão dos organismos e até mesmo a permanência de populações dentro dos segmentos das bacias hidrográficas, com consequente impacto na diversidade aquática (ROLLS *et al.*, 2013).

A canalização fechada a jusante é apontada em nosso diagnóstico como fator de diminuição da riqueza das espécies de peixes. A remoção e modificação de barreiras como a canalização fechada melhora a conectividade e passagem de peixes (EDGE *et al.*, 2017). Além disso, entendemos que melhorias na conectividade hidrológica resultam no aumento longitudinal do movimento da água, sedimentos e da biota (PRICE *et al.*, 2010).

Uma vez que a conectividade entre manchas de habitats é importante para o recrutamento de populações, as populações de espécies que são incapazes de persistir serão extintas se o recrutamento for insuficiente (ROLLS *et al.*, 2013). Adicionalmente, durante os distúrbios, muito comuns na área urbana (por exemplo: picos de cheias), as populações que têm acesso a refúgios são capazes de se recuperar quando as condições melhoram (DAVEY; KELLY, 2007).

Desse modo, indicamos a abertura do canal (em processo que se aproxime da renaturalização) em três locais da bacia com o objetivo de melhorar a conectividade, principalmente entre o canal principal e áreas que possam atuar como refúgio para os peixes. Os dois primeiros locais indicados para intervenções desta natureza isolam trechos que podem ser interessantes para a composição das áreas de Parques Lineares. A conexão desses pode auxiliar na recuperação das assembleias de peixes locais. Já o terceiro local canalizado isola um riacho periférico da mancha urbana que ainda apresenta condições físicas importantes para a manutenção das espécies da bacia (Figura 6). Conectar esse trecho seria uma oportunidade de aumentar áreas de refúgio dentro desse sistema urbano. Além disso, a conectividade da bacia pode ser importante para evitar a homogeneização biótica, permitindo o recrutamento de espécies que não conseguem persistir em locais mais centrais da mancha urbana.

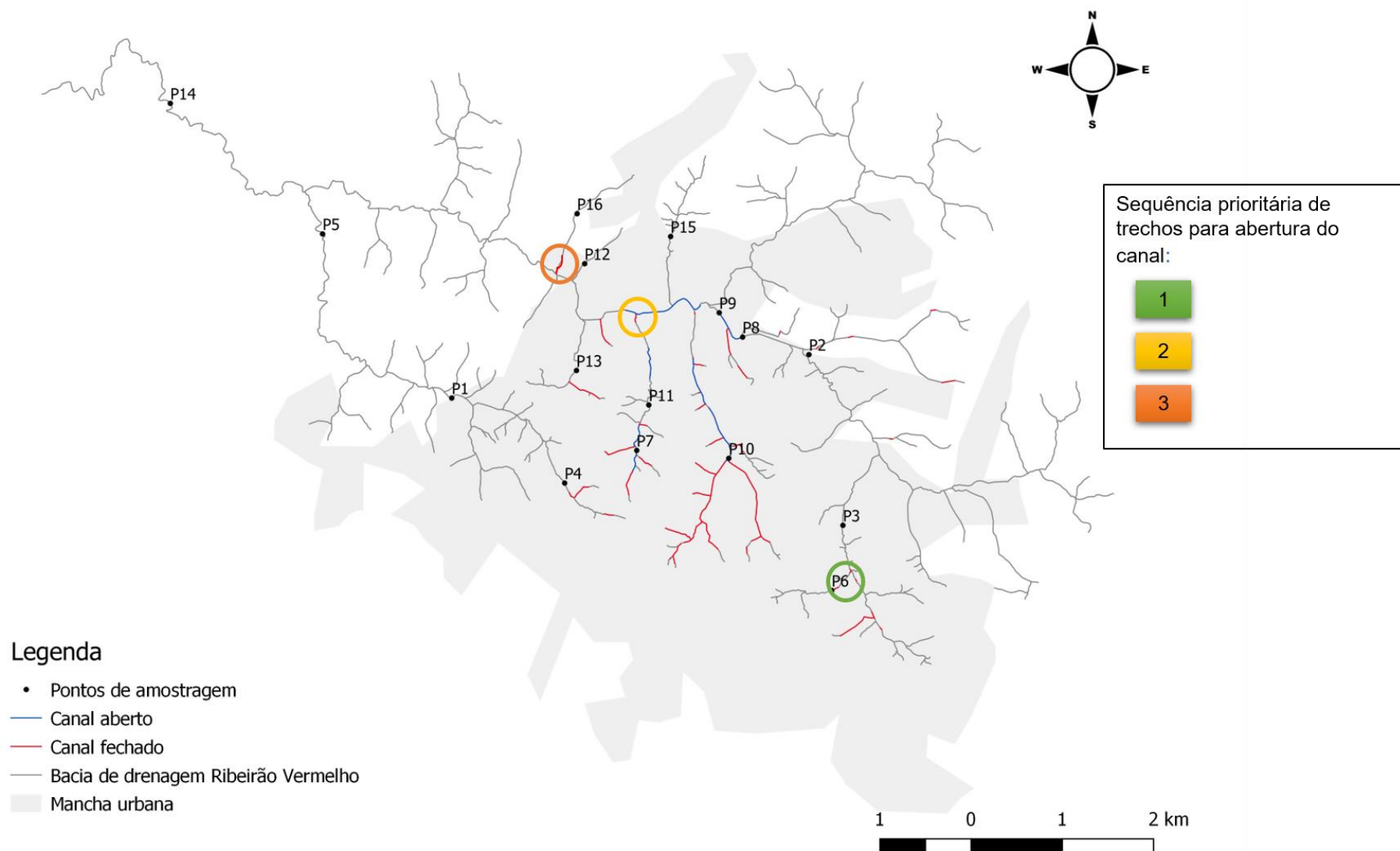


Figura 6. Áreas prioritárias para a abertura do canal e promoção da conectividade da bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, MG.

Minimizando os impactos futuros da urbanização

A gestão dos sistemas hídricos urbanos traz um outro desafio além da reabilitação e conservação dos córregos já danificados. A urbanização é um fenômeno em curso que tende a se expandir (HUGHES *et al.*, 2014), de modo que mais riachos se tornarão urbanizados no futuro, inclusive na nossa bacia de estudo com a expansão da mancha urbana. Pensar sobre minimizar os impactos futuros da urbanização pode ser uma maneira de evitar danos, ao invés de apenas tentar repara-los, prática que envolve custo social, econômico e ecológico muito maior.

A seguir discutimos três práticas pensadas a longo prazo com as quais os efeitos futuros da urbanização podem ser minimizados.

Monitoramento

Evitar danos futuros com a urbanização inclui a obtenção de melhores informações sobre o presente para podermos documentar as condições existentes, medir o progresso ou a degradação e aprender mais sobre os resultados a longo prazo (HUGHES *et al.*, 2014). Nenhuma cidade conseguirá estabelecer o planejamento e o manejo eficaz de suas bacias sem a identificação de áreas em condições degradadas, ameaçadas e de alta qualidade. Na prática são necessárias avaliações mais rigorosas e que incluam aspectos ecológicos dos corpos d'água e das bacias de captação nas cidades.

Os protocolos de manejo e restauração de rios existentes no Brasil têm focado, de maneira geral, em contingentes voltados para o uso humano (água potável, pesca e natação). Essa política se mostra bem sucedida na resolução de problemas pontuais relacionados à poluição de fontes pluviais, mas não integra o gerenciamento dos ecossistemas fluviais (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005). A política de monitoramento e gestão, portanto, concentra-se na poluição da água, mesmo que as principais mudanças ambientais observadas sejam devido a outros fatores como desmatamento ou assoreamento (PRINGLE *et al.*, 2000). Como consequência, embora se observe em alguns casos uma melhora na qualidade da água, as qualidades biológicas e hidromorfológicas dos sistemas podem continuar a deteriorarem-se (TEJERINA-GARRO *et al.*, 2005).

Em Lavras, observamos a melhora na qualidade da água com a implementação do tratamento de esgoto, entretanto, como diagnosticado em nosso estudo, a alteração da integridade física dos riachos nas bacias tem afetado diretamente a condição dos riachos e as comunidades de peixes. Entendemos, então, que só o monitoramento dos parâmetros físico-

químicos da água não é eficiente para a detecção dos impactos, a gestão desses e, por fim, a reabilitação ou proteção da bacia do Ribeirão Vermelho. Desse modo, sugerimos que os fatores físicos do habitat e a comunidade biológica sejam incluídos nos programas futuros de monitoramento, para que os objetivos ecológicos de conservação e mitigação também sejam atendidos.

Gestão das águas pluviais

O gerenciamento de águas pluviais é crítico para pequenos riachos urbanos porque os efeitos do escoamento rápido, devido à presença de superfícies impermeáveis, afetam a estabilidade do canal, a conectividade hidrológica e a complexidade hidromorfológica (HUGHES *et al.*, 2014), mudanças que atingem, direta ou indiretamente, as comunidades aquáticas. Como citado em seções anteriores, a vegetação ripária tem um papel importante no controle do escoamento e na infiltração da água. Mas com o aumento da urbanização e consequente superfícies impermeáveis, outras medidas de gestão das águas pluviais se tornam necessárias.

Assim, embora seja um problema sério, há uma variedade de prescrições disponíveis e a melhor maneira de prevenir futuros danos é o gerenciamento das águas pluviais nos novos empreendimentos. Medidas não tão onerosas são possíveis, como a utilização de pavimentos permeáveis, pequenas bacias de estocagem da água no lote ou bacias médias e grandes de estocagem (BOOTH *et al.*, 2004). Essas retardam o tempo e a velocidade de lançamento da água nos riachos, diminuem a frequência e a magnitude dos picos de cheias e reduzem a entrada de sedimento e a instabilidade do leito. Por isso, nosso estudo recomenda que os gestores incluam o monitoramento e a gestão das águas pluviais nos planos diretores da cidade, medida que além de atuar na esfera ecológica, auxilia nas esferas sociais e econômicas com a diminuição de inundações, por exemplo.

Educação Ambiental

A gestão dos recursos hídricos urbanos requer uma mistura de políticas públicas e ações individuais (KARR; YODER, 2004), onde a educação na esfera ecológica se torna importante para mobilizar gestores, residentes, estudantes e desenvolvedores a considerar alternativas que possam prevenir danos futuros nos riachos urbanos (HUGHES *et al.*, 2014). O apoio à conservação dos recursos naturais pelos residentes urbanos é determinado pelo que aprendem sobre a natureza nas áreas em que vivem e se torna crucial para o sucesso dos programas de reabilitação (PROJETO MANUELZÃO UFMG, 2012). Além disso, a

educação ambiental é um importante articulador entre agências, instituições e diversos grupos de partes interessadas e permite um melhor entendimento por todas as partes que ultrapassem a dualidade entre proteção ecológica e custos socioeconômicos (BOOTH *et al.*, 2004). Em síntese, consideramos que conciliar todas as medidas de manejo e conservação da bacia com a educação ambiental, é recomendado, para que os esforços sejam eficazes e partes envolvidas (gestores, população, pesquisadores, empresas) se engajem na proteção futura dos riachos urbanos.

Considerações finais

Em resumo, as principais abordagens para a gestão dos riachos urbanos consideram o restabelecimento das áreas ripárias por intermédio da conservação e restauração da vegetação. Para isso, indicamos, principalmente, a utilização da ferramenta de Parques Lineares, a remoção de barreiras físicas a passagens de peixes e planos de gestão futuros embasados no efetivo conhecimento e monitoramento ecológico da bacia, gestão das águas pluviais e educação ambiental. Ressaltamos que muitos dos Parques Lineares já implementados no Brasil contemplam perspectivas de paisagismo e contenções de cheias, mas não englobam aspectos ecológicos. Por isso, acreditamos que desde o diagnóstico até a indicação de ações para redução dos impactos da urbanização devem ocorrer com maior atenção aos processos e funções dos ecossistemas de riachos.

REFERÊNCIAS

- ALBARIÑO, R. J.; BALSEIRO, E. G. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: Native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 12, n. 2, p. 181–192, 2002.
- ANA. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. 2017. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/noticias/atlas-esgotos-revela-mais-de-110-mil-km-de-rios-com-comprometimento-da-qualidade-da-agua-por-carga-organica>>.
- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. Restoring streams in an urbanizing world. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 738–751, 2007.
- BOOTH, D. B. *et al.* Reviving urban streams : land use, hydrology. **Journal of the American Water Resources Association**, p. 1351–1364, 2004.
- BRASIL. **Presidência da República**. *LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 14 fev. 2019.
- BREWER, S. K. Channel unit use by smallmouth bass: Do land-use constraints or quantity of habitat matter? **North American Journal of Fisheries Management**, v. 33, n. 2, p. 351–358, 2013.
- CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 2–5, 2010.
- COLES, J. F. *et al.* Effects of Urban Development on Stream Ecosystems in Nine Metropolitan Study Areas Across the United States: National Water-Quality Assessment Program Circular 1373. [S.l: s.n.], 2012.
- DAVEY, A. J. H.; KELLY, D. J. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream : a landscape perspective. **Fres**, v. 52, p. 1719–1733, 2007.
- EDGE, C. B. *et al.* Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 3, p. 647–662, 2017.

FIA, R. *et al.* Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267–275, 2015.

FRIEDRICH, D. O parque linear como instrumento de planejamento e festão das áreas de fundo de vale urbanas. 2007. 279 f. **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, 2007.

FRISCHENBRUDER, M. T. M.; PELLEGRINO, P. Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. **Landscape and Urban Planning**, v. 76, p. 67–78, 2006.

GIORDANO, C.; SETTI, P. Multi-criteria spatial decision analysis for demarcation of greenway : A case study of the city of Rio Claro, São Paulo. v. 84, p. 301–311, 2008.

HUGHES, A. R. M. *et al.* Acquiring data for large aquatic resource surveys : the art of compromise among science, logistics, and reality Acquiring data for large aquatic resource surveys : the art of compromise among science, logistics, and reality. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 837–859, 2008.

HUGHES, R. M.; DUNHAM, S.; MAAS-HEBNER, K. G.; SCHERECK, C.; *et al.* A Review of Urban Water Body Challenges and Approaches : (1) Rehabilitation and Remediation. **Fisheries**, v. 39, n. September, p. 18–29, 2014.

HUGHES, R. M.; DUNHAM, S.; MAAS-HEBNER, K. G.; YEAKLEY, J. A.; *et al.* A Review of Urban Water Body Challenges and Approaches : (2) Mitigating Effects of Future Urbanization. **Fisheries**, v. 39, n. 1, p. 30–40, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama Lavras**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/lavras/panorama>>. Acesso em: 31 out. 2018.

KARR, J. R.; YODER, C. O. Biological Assessment and Criteria Improve Total Maximum Daily Load Decision Making. **Journal of environmental engineering**, v. 130, n. 6, 2004.

LOWRANCE, R. *et al.* Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake bay watersheds. **Environmental Management**, v. 21, n. 5, p. 687–712, 1997.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Tree**, v. 14, p. 450–453, 1999.

MOORE, A. A.; PALMER, M. A. Invertebrate Biodiversity In Agricultural And Urban Headwater Streams : Implications For Conservation And Management. **Ecological**

Applications, v. 15, n. 4, p. 1169–1177, 2005.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 102, p. 621–658, 1997.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333–365, 2001.

PECK, D. V. *et al.* Environmental Monitoring And Assessment Program: Surface Waters Western Pilot Study - Field Operations Manual For Wadeable Streams. *EPA/620/R-06/003*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C, n. October, p. 276, 2006.

PETSCH, D. K. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. **Internation Review of hydrobiology**, v. 101, p. 113–122, 2016.

PRICE, D. M.; QUINN, T.; BARNARD, R. J. Fish Passage Effectiveness of Recently Constructed Road Crossing Culverts in the Puget Sound Region of Washington State. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 30, n. 5, p. 1110–1125, 2010. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1577/M10-004.1>>.

PRINGLE, C. M. *et al.* River conservation in Latin America and the Caribbean. In: BOON, P. J. . D.; B. R. AND PETTS, G. E. (Org.). . **Global perspectives on river conservation: science, policy and practice**. John Wiley ed. Chichester: [s.n.], 2000. p. 548.

PROJETO MANUELZÃO UFMG. A educação ambiental e o Projeto Manuelzão – **Projeto Manuelzao**. Disponível em: <<https://manuelzao.ufmg.br/educacao/>>. Acesso em: 5 fev. 2019.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1–16, 2003.

ROLLS, R. J. *et al.* Consequences of connectivity alteration on riverine fi sh assemblages : potential opportunities to overcome constraints in applying conventional monitoring designs. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 640, n. March, p. 624–640, 2013.

ROY, A. H. *et al.* Importance of riparian forests in urban catchments contingent on sediment and hydrologic regimes. **Environmental Management**, v. 37, n. 4, p. 523–539, 2006.

ROY, A. H.; FREEMAN, B. J.; FREEMAN, M. C. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 3, p. 385–402, 2007.

SMITH, W. S. *et al.* Urban biodiversity: how the city can do its management? **Biodiversity International Journal**, v. 2, n. 2, p. 246–251, 2018.

SWEENEY, B. W. *et al.* Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 39, p. 14132–14137, 2004.

TEJERINA-GARRO, F. L. *et al.* Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: A framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 91–108, 2005.

TUCCI, C. E. M. *Gestão de Águas Pluviais Urbanas*. Ministério ed. [S.l: s.n.], 2005.

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

ANEXOS

ANEXO I

Tabela 1. Localização dos trechos de riachos amostrados.

Ponto	Riachos	Coordenadas Geográficas (UTM)		Altitude (m)
		S	O	
P1	Morada do Sol	497796	7652209	853
P2	Jardim das Alterosas/América	501732	7651929	854
P3	Jardim Vila Rica	501741	7650021	879
P4	Das Mansões	498834	7651058	886
P5	Estrada do Madeira	496749	7654245	812
P6	Vila Alzira	501484	7649344	901
P7	Centro/ Pedro Gômide	499678	7651258	871
P8	Ed. Física UFLA	501055	7652256	851
P9	Hidráulica UFLA	500854	7652567	837
P10	córrego Centenário	500652	7650981	868
P11	córrego do Antigo Matadouro	499903	7651722	855
P12	Nova Era I	499508	7653376	838
P13	Clube Campestre	499196	7652244	847
P14	Rod. Ribeirão Vermelho	495383	7655968	781
P15	Jardim Europa	500490	7653489	856
P16	COHAB II	499531	7653930	845

Tabela 2. Valores das principais métricas calculadas para os trechos de riachos inseridos nas áreas prioritárias para manejo e conservação na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, MG.

Área Prioritária	Ponto	Parâmetros Físicos do Habitat						
		Profundidade (cm)	Largura Molhada (m)	Imersão (%)	% Areia	% Partículas finas (PF)	Abrigo para peixes	Vegetação Ripária
1	P02	16,5	2,8	92	62	17	55	42,95
	P03	19,4	1,3	76	29	42	83	6,02
	P06	8,5	1	95	49	12	58	44,2
	P08	16,5	3,8	99	56	30	52	52,16
	P09	10,2	5	94	56	6	119	27,95
	Média	14,2	2,8	91	50	22	73	34,66
2	P01	11	2,4	98	71	14	20	44,77
	P04	9	1,8	78	56	0	35	9,32
	P05	7,4	3,2	99	87	2	19	169,55
	Média	9,1	2,5	92	71	5	25	74,55
3	P07	1,9	1,2	2	0	0	48	19,2
	P11	17,3	2,7	65	17	10	104	48,86
	Média	9,6	1,9	33	8	5	76	34,03

Tabela 3. Valores dos parâmetros de qualidade da água para os trechos de riachos inseridos nas áreas prioritárias para manejo e conservação na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, MG. (T = temperatura; Cond.= condutividade; OD = oxigênio dissolvido)

Área Prioritária	Ponto	Parâmetro de Qualidade da Água			
		T °C Água	pH	Cond. (μ S/cm)	OD (mg/L)
1	P02	21,4	7,4	139,4	7,5
	P03	21,1	7,2	154,3	6,3
	P06	19,5	7,1	79,0	8,2
	P08	24,7	7,2	143,5	7,0
	P09	21,9	7,8	158,7	8,4
	Média	21,7	7,3	135,0	7,5
2	P01	23,8	7,4	245,0	6,9
	P04	23,8	7,0	285,0	4,2
	P05	24,3	7,8	160,4	8,7
	Média	24,0	7,4	230,1	6,6
3	P07	22,9	7,7	279,0	5,7
	P11	21,6	7,5	276,0	7,9
	Média	22,3	7,6	277,5	6,8

ANEXO II

Fotos dos pontos de coletadas amostrados na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, MG.



P01 – Morada do sol



P02 – Jardim das Alterosas/América



P03 – Jardim Vila Rica



P04 – Das Mansões



P05 – Estrada do Madeira



P06 – Vila Alzira



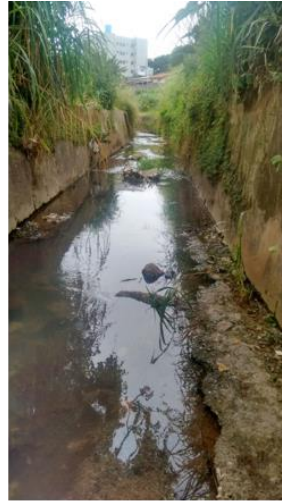
P07 - Pedro Gomide (centro)



P08 – Ed. Física UFLA



P09 – Hidraulica UFLA



P10 - Centenário



P11 – Antigo matadouro (Centro)



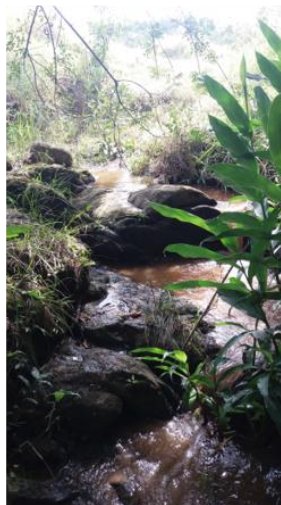
P12 – Nova Era I



P13 – Clube Campestre



P14 – Rod Ribeirão Vermelho



P15 – Jardim Europa



P16- COHAB II