

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

PRISCILA CORREA DE ASSIS SOUZA

**Variação da ecomorfologia trófica de *Hypostomus ancistroides* em
riachos ao longo do gradiente urbanização-agricultura**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2021

PRISCILA CORREA DE ASSIS SOUZA

Varição da ecomorfologia trófica de *Hypostomus ancistroides* em riachos ao longo do gradiente urbanização-agricultura

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Câmpus* Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Edson Fontes de Oliveira

Co-orientador: Loueverton Antonio Rodrigues de Castro

LONDRINA

2021

PRISCILA CORREA DE ASSIS SOUZA

**VARIAÇÃO DA ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE *HYPOSTOMUS*
ANCISTROIDES EM RIACHOS AO LONGO DO GRADIENTE
URBANIZAÇÃO-AGRICULTURA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação para
obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental
da Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Data de aprovação: 17/Dezembro/2021

Maurício Moreira dos Santos
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Londrina

Lígia Flávia Antunes Batista
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Londrina

Edson Fontes de Oliveira
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Londrina

AGRADECIMENTOS

Esse TCC representa o final de uma longa jornada para mim, por isso gostaria de agradecer cada um que teve um papel importante na minha vida acadêmica.

Primeiramente aos meus pais que mesmo querendo que eu ficasse próxima a eles, nunca deixaram de incentivar os meus sonhos. Obrigada!

Depois ao meu orientador, Edson, que provavelmente não sabe, mas teve um papel definitivo na minha opção por permanecer em Ambiental. Obrigada por todos os ensinamentos, por acreditar nos alunos e ser essa pessoa maravilhosa.

Ao meu coorientador, parceiro de laboratório, e amigo, Lou, que também foi meu professor de limnologia e da vida.

A minha professora de banca, Lígia, que é uma das pessoas que eu tenho um carinho enorme, e sempre serei eternamente grata por ter me dado oportunidades e estar sempre disposta a me ajudar, obrigada por tudo!

Ao meu outro professor de banca, Maurício, que sempre participou da minha jornada acadêmica, me deu todo apoio sempre que precisei.

À minha namorada, Juliana que fez tanta questão de me ajudar nesse tcc nas minhas horas solitárias no laboratório, além de aguentar toda a minha ausência devido à faculdade.

À minha irmã Alanna que sempre me apoiou e me ajudou em tudo, minha parceira de vida.

À minha famosa Repervinha, Rafa e Carol, a caminhada foi muito mais leve, feliz e divertida com vocês.

Ao meu pessoal das cheers, principalmente Jesse e Bruna, vou levar essa experiência para vida.

A minha amiga Hirata, que sempre esteve presente, a Vitória que me ajudou em todas as matérias possíveis.

Ao meu companheiro eterno de laboratório, Lucas.

À todos os participantes do LETA que coletaram os peixes desse estudo.

E não poderia faltar o meu agradecimento a todos os *Hypostomus ancistroides* analisados nesse estudo. Obrigada!

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar como a estrutura trófica de indivíduos da espécie de peixe *Hypostomus ancistroides* (cascudo) é afetada ao longo do gradiente urbanização-agricultura em três ribeirões da região de Londrina-PR, correlacionando com as alterações intraespecíficas na ecomorfologia, para verificar se essa estrutura pode ser utilizada como indicador da qualidade ambiental. Para tal, foram avaliados 60 indivíduos coletados entre os anos de 2013 e 2016 nos Ribeirões Cambé (urbano), Cafezal (periurbano) e Taquara (rural). Os peixes foram coletados, por meio de pesca manual e elétrica, com um esforço amostral de 40 minutos cada, fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. As coletas foram realizadas trimestralmente, a fim de abranger as quatro estações do ano, em três pontos amostrais em cada ribeirão, totalizando-se nove pontos amostrais. No laboratório, depois de identificados, foram selecionados os 20 maiores indivíduos de *Hypostomus ancistroides* cada ribeirão. Com intuito de averiguar os padrões ecomorfológicos foram calculados 26 índices ecomorfológicos, posteriormente sumarizados pela análise de componentes principais (ACP), para avaliar se as diferenças entre os ribeirões foram significativas, foi realizada a análise estatística ANOVA. Para análise da estrutura trófica os indivíduos foram abertos e tiveram o primeiro terço do trato digestivo analisado, para cada item encontrado foi calculada a frequência de ocorrência (FO), frequência numérica (FN) e frequência volumétrica (FV), os quais compõem o Índice de Importância Relativa (IRI), bem como o Índice Alimentar (IAI). Para verificar variações no hábito alimentar da espécie em estudo foi aplicada a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) sobre os índices de importância relativa (IRI). Os parâmetros abióticos dos ribeirões foram aferidos localmente, sendo eles: largura, profundidade, velocidade da água, vazão, pH, condutividade elétrica. Em relação aos objetivos os resultados foram significantes, os três ribeirões apresentaram diferenças entre si, para o eixo 1 da ACP, ($p=0,03$). Houve preferência por detritos no Ribeirão Cambé, bem como a presença de larvas bioindicadoras de forte estresse ambiental, e nos ribeirões Cafezal e Taquara a predominância foi de algas filamentosas. Portanto, houve diferenças entre os espécimes de *Hypostomus ancistroides* entre os ribeirões analisados, no Cambé (urbano) apresentaram um corpo mais adaptado a frenagens, devido ao menor tamanho espacial do nicho, enquanto que no Taquara (rural) apresentam uma boca maior, associada ao maior consumo de algas e hábitat mais rico, e no Cafezal (periurbano) a morfologia foi mais semelhante com os indivíduos do Cambé, mas a alimentação mais semelhante aos indivíduos do Taquara, confirmando a posição intermediária entre o gradiente urbanização-agricultura.

Palavras-chave: ecologia trófica, ecomorfologia, impactos ambientais, hypostomus, cascudo.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate how the trophic structure of individuals of the fish species *Hypostomus ancistroides* (catfish) is affected along the urbanization-agriculture gradient in three streams in the region of Londrina-PR, correlating with intraspecific changes in ecomorphology, for check whether this structure can be used as an indicator of environmental quality. To this end, 60 individuals collected between the years 2013 and 2016 in Ribeirões Cambé (urban), Cafezal (periurban) and Taquara (rural) were evaluated. The fish were collected by manual and electric fishing, with a sampling effort of 40 minutes each, fixed in 10% formalin and preserved in 70% alcohol. Collections were carried out quarterly, in order to cover the four seasons of the year, in three sampling points in each stream, totaling nine sampling points. In the laboratory, after being identified, the 20 largest individuals of *Hypostomus ancistroides* in each stream were selected. In order to investigate the ecomorphological patterns, 26 ecomorphological indices were calculated, later summarized by principal component analysis (PCA), to assess whether the differences between the streams were significant, the ANOVA statistical analysis was performed. To analyze the trophic structure, the individuals were opened and had the first third of the digestive tract analyzed. For each item found, the frequency of occurrence (FO), numerical frequency (FN) and volumetric frequency (FV) were calculated, which make up the Index of Relative Importance (IRI), as well as the Food Index (IAI). To verify variations in the eating habits of the species under study, the Detented Correspondence Analysis (DCA) was applied on the relative importance indices (IRI). The abiotic parameters of the streams were measured locally, namely: width, depth, water velocity, flow, pH, electrical conductivity. In relation to the objectives, the results were significant, the three streams presented differences among themselves, for the axis 1 of the PCA, ($p=0.03$). There was a preference for debris in Ribeirão Cambé, as well as the presence of bioindicator larvae of strong environmental stress, and in the Cafezal and Taquara streams the predominance was filamentous algae. Therefore, there were differences between the specimens of *Hypostomus ancistroides* between the streams analyzed, in Cambé (urban) they had a body more adapted to braking, due to the smaller spatial size of the niche, while in Taquara (rural) they had a larger mouth, associated with the greater consumption of algae and richer habitat, and in Cafezal (periurban) the morphology was more similar to individuals from Cambé, but the diet was more similar to individuals from Taquara, confirming the intermediate position between the urbanization-agriculture gradient.

Keywords: trophic ecology, ecomorphology, environmental impacts, hypostomus, catfish.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Perfis longitudinal e vertical de um rio.....	13
Figura 2 - As interações de fragmentadores, carbono orgânico particulado, fungos e bactérias, modelados para pequenos riachos de regiões temperadas.....	16
Figura 3 - Esquema mostrando as relações entre o nicho realizado e a morfologia.....	18
Figura 4 - Localização geográfica das bacias hidrográficas e dos pontos de amostragem.....	21
Figura 5 - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta do Ribeirão Cambé.....	22
Figura 6 - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta do Ribeirão Cafezal.....	23
Figura 7 - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta do Ribeirão Taquara.....	24
Figura 8 - Exemplar de <i>Hypostomus ancistroides</i>	25
Figura 9 - Medidas morfométricas lineares e áreas mensuradas para a realização das análises ecomorfológicas no presente estudo.....	27
Figura 10 - Fluxograma das análises de dados.....	35
Figura 11 - Resultado da ANOVA para o eixo 1 da ACP.....	40
Figura 12 - Variação ecomorfológica intraespecífica de <i>H. ancistroides</i> a partir dos escores dos espécimes coletados para os dois primeiros eixos da ACP calculada sobre a matriz de correlação de Pearson para os 22 índices ecomorfológicos agrupados por ribeirão.....	41
Figura 13 - Escores dos eixos 1 e 2 da Analise de Correspondência Destendenciada (ACD) para os recursos alimentares explorados por <i>H. ancistroides</i>	45
Figura 14 - Índices Alimentares dos <i>H. ancistroides</i> por Ribeirão.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Medidas abióticas dos pontos de coleta, medidos durante os anos de 2013, 2014 e 2015.....	37
Tabela 2 - Percentuais dos usos e ocupação do solo ao entorno dos pontos de coleta de peixes dos Ribeirões Cambé, Cafezal e Taquara.....	38
Tabela 3 - Valores de correlação de Pearson (r) dos índices ecomorfológicos com os dois primeiros eixos da ACP, calculadas sobre a matriz de correlação de Pearson para os 22 índices ecomorfológicos dos 60 espécimes de H. ancistroides analisados. Na parte inferior estão descritos os valores correspondentes aos autovalores preditos pelo modelo de broken-stick e as proporções das variabilidades explicada e acumulada pelos eixos. Os índices com maiores valores de correlação selecionados para interpretação estão destacados em negrito.....	40
Tabela 4 - Frequência de ocorrência percentual (FO%), frequência numérica percentual (FN%), frequência volumétrica percentual (FV%), índice de importância relativa (IRI) e índice alimentar percentual, dos itens alimentares dos 60 espécimes de H. ancistroides analisados.....	46

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos rios com base nas características de descarga, área de drenagem e largura.....	10
Quadro 2 - Listas das medidas morfométricas.....	22
Quadro 3 - Índices Ecomorfológicos.....	25

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 OBJETIVOS.....	12
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
3.1 SISTEMAS LÓTICOS.....	13
3.1.2 <i>IMPACTOS AMBIENTAIS DA URBANIZAÇÃO.....</i>	<i>17</i>
3.1.3 <i>IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA.....</i>	<i>17</i>
3.2 A ECOMORFOLOGIA.....	18
3.3 A ECOLOGIA TRÓFICA.....	19
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	21
4.1.1 <i>Bacia do Ribeirão Urbano (Cambé).....</i>	<i>22</i>
4.1.2 <i>Bacia do Ribeirão Periurbano (Cafezal).....</i>	<i>23</i>
4.1.3 <i>Bacia do Ribeirão Rural (Taquara).....</i>	<i>24</i>
4.2 COLETA DE PEIXES.....	25
4.3 ECOMORFOLOGIA DE <i>HYPOSTOMUS ANCISTROIDES</i>	26
4.4 ECOLOGIA TRÓFICA.....	33
4.5 ANÁLISE DOS DADOS.....	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
5.1 CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICAS DAS BACIAS DOS RIBEIRÕES.....	36
5.2 ECOMORFOLOGIA.....	38
5.3 ECOLOGIA TRÓFICA.....	43
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
REFERÊNCIAS.....	50

1 INTRODUÇÃO

Historicamente as cidades sempre foram construídas próximas a riachos, por serem fontes acessíveis de abastecimento de água (BARNETT; BEASLEY, 2015). Com o avanço tecnológico esses corpos hídricos foram perdendo importância, pois foi possível se abastecer com mananciais de maiores volumes a maiores distâncias a partir, por exemplo, do bombeamento elétrico. Nesse contexto, os riachos têm estado em segundo plano, tornando-se apenas um aspecto da paisagem em geral (WALSH *et al.*, 2012).

Os ecossistemas aquáticos têm sido amplamente utilizados em prol da sociedade humana ao longo da História, por mais que isso tivesse um custo a longo prazo e afetasse as outras comunidades bióticas (WU, 2014). Eles têm se revelado os mais ameaçados pela antropização, pois sofrem os mais diversos impactos ambientais, tais como: a poluição química, remoção de mata ciliar, introdução de espécies exóticas, assoreamento, entre outros (KARR; CHU, 2000; HANN; FUGI, 2008; PEREIRA *et al.*, 2017).

Nesse aspecto, os riachos (*i. e.* rios até sexta ordem) normalmente já sofrem com pulsos de inundação que alteram o meio, desalojam organismos aquáticos de seus habitats naturais, deslocam sedimentos, e tendem a modificar a disponibilidade de recursos alimentares, o que afeta toda a cadeia trófica (DUDGEON, 1993). Associado a essas variações naturais do ambiente físico, também é importante compreender a interação da ictiofauna com o meio urbano, porque em diversos estudos, algumas espécies têm se mostrado muito sensíveis às alterações, promovendo desde mudanças mais radicais como extinção local (FERREIRA *et al.*, 2020), até respostas mais sutis, como alterações em sua morfologia e consequentemente em suas características ecológicas (MISE *et al.*, 2015; BALDASSO *et al.*, 2019).

A ecomorfologia corresponde ao estudo das relações entre a forma do corpo dos organismos e a forma como eles exploram os recursos naturais (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Portanto, essa área do conhecimento tem o potencial de expressar eventuais respostas físicas que os organismos estão apresentando em função de impactos que estejam sofrendo ao longo do tempo. Além disso, cabe ressaltar que há nítida relação da morfologia do corpo das espécies e a sua alimentação (WIKRAMANAYAKE, 1990; WINEMILLER, 1991; TEIXEIRA; BENNEMANN 2007;

MAZZONI *et al.* 2010; SAMPAIO *et al.*, 2013), pois a forma da boca, da nadadeira ou do corpo como um todo pode influenciar diretamente no tamanho dos seus respectivos nichos tróficos (NEVES *et al.*, 2015).

Dessa forma, a investigação da ecomorfologia de peixes aliada à alimentação permite uma visão integrada do nível da qualidade ambiental e conservação dos ecossistemas aquáticos, dentre eles os riachos. Nesse contexto, o presente estudo teve por objetivo avaliar a variação na ecomorfologia e na alimentação natural de uma espécie de peixe nativa da bacia do alto rio Paraná, *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911), em diferentes riachos com diferentes graus de antropização (um riacho urbano, um periurbano e um rural) localizados no Município de Londrina, Paraná, Brasil. A hipótese nula a ser testada é que os riachos submetidos a diferentes graus de antropização (urbano, periurbano e rural) apresentam as mesmas estruturas ecomorfológica e trófica, respondendo de maneira similar às distintas pressões exercidas pelos riachos analisados.

2 OBJETIVOS

Geral

- Avaliar a variação na ecomorfologia trófica de *Hypostomus ancistroides* em um riacho urbano, periurbano e rural.

Específicos

- Analisar os padrões ecomorfológicos de *Hypostomus ancistroides* em um riacho urbano, periurbano e rural.
- Reconhecer os hábitos alimentares de *Hypostomus ancistroides* em um riacho urbano, periurbano e rural.

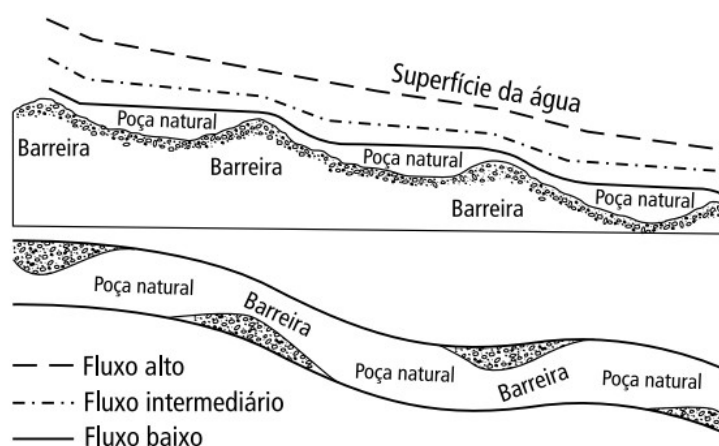
3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 SISTEMAS LÓTICOS

Os rios são caracterizados como sistemas lóticos, pois possuem um permanente movimento horizontal das correntes ao longo do gradiente altitudinal e uma interação direta com sua bacia hidrográfica de drenagem, com depósito de material alóctone transportado principalmente por escoamento superficial. Quando há presença de mata ripária, esse material é composto normalmente por matéria orgânica, mas em trechos sem matas, há maior entrada de luz, e a maioria parte do material orgânico presente na água é autóctone, advinda da produtividade primária de perífiton, fitoplâncton e macrófitas aquáticas (TUNDISI, 2008).

Para compreender a dinâmica dos sistemas lóticos é necessário observar a variabilidade espaço-temporal relacionada aos aspectos químicos, físicos e biológicos. As variáveis físicas provavelmente são as que causam maiores efeitos sobre as outras, pois o fluxo de água, aliado à declividade, profundidade, largura, presença ou ausência de raízes nas margens, influenciam diretamente a ocorrência e distribuição da biota de um determinado trecho (ODUM, 2001). A figura 2 apresenta os perfis longitudinal e vertical típicos de sistemas lóticos, nos quais podem ser observados os seus diferentes habitats, com a formação de poças onde a velocidade da corrente é mais reduzida e corredeiras onde a velocidade aumenta consideravelmente.

Figura 1 - Perfis longitudinal e vertical de um rio.



Fonte: Tundisi (2008)

Os sistemas lóticos podem ser classificados de acordo com as características de descarga, largura e ordem, como pode ser observado no Quadro 1.

Quadro 1 - Classificação dos rios com base nas características de descarga, área de drenagem e largura

Tamanho do Rio	Descarga Média (m ³ .s ⁻¹)	Área de Drenagem (km ²)	Largura do Rio (m)	Ordem do Rio
Rios muito grandes	>10.000	>10 ⁶	> 1.500	> 10
Grandes Rios	1.000 – 10.000	100.000 - 10 ⁶	800 – 1.500	7 - 11
Rios	100 – 1.000	10.000 – 100.000	200 - 800	6 - 9
Pequenos Rios	10 – 100	1.000 – 10.000	40 - 200	4 - 7
Riachos	1 - 10	100 – 1.000	8 - 40	3 - 6
Pequenos Riachos	0,1 – 1,0	10 - 100	1 - 8	2 - 5
Pequenos Rios de Nascente	<0,1	<10	<1	1 - 3

Fonte: Chapman (Adaptado, 1996)

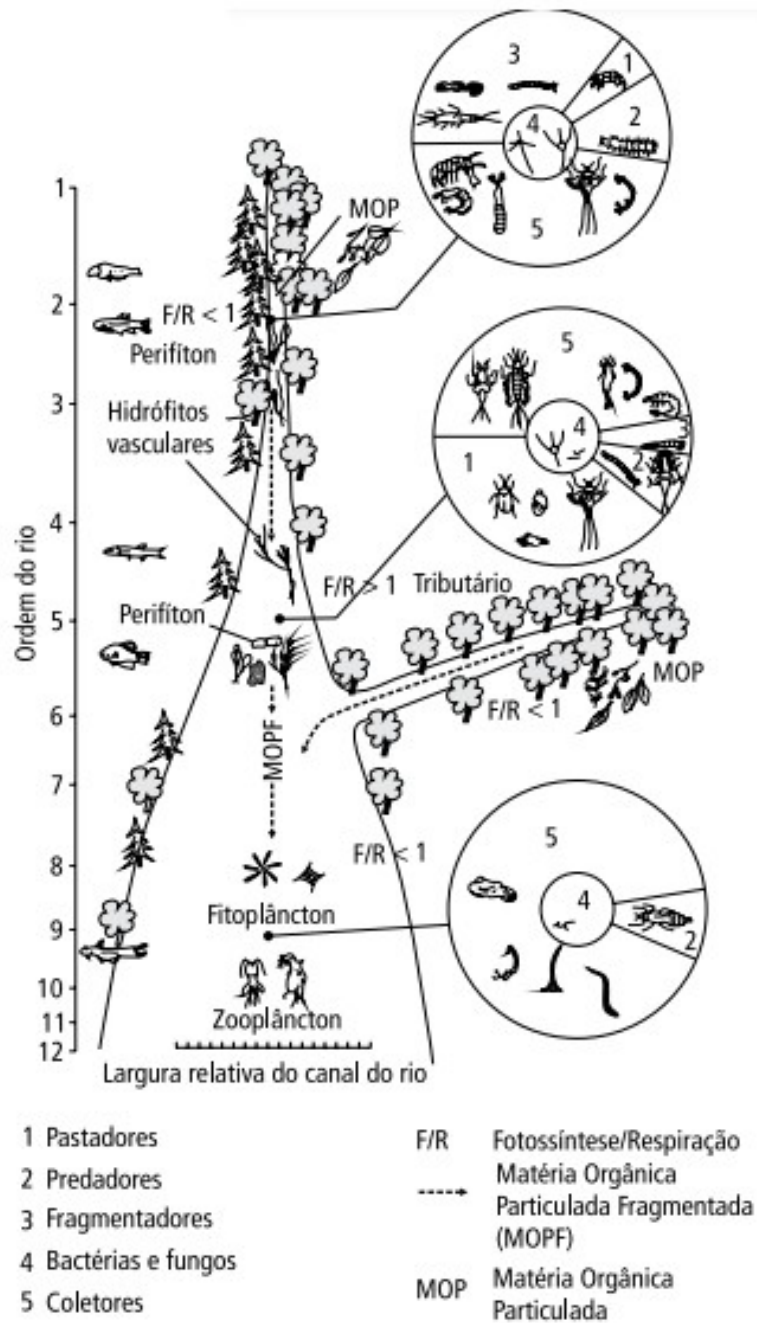
Os sistemas lóticos não transportam somente um grande volume de água, mas também um elevado volume de materiais, tais como: matéria inorgânica em suspensão, nutrientes dissolvidos, matéria orgânica dissolvida e particulada, gases e metais traço sob forma particulada e dissolvida (HORNE; GOLDMAN, 1994). Além disso, também são transportados materiais resultantes das atividades humanas, alguns dos quais causam danos à fauna e flora.

Alguns componentes químicos da água também sofrem variações ao longo do tempo, pois são dependentes e controlados pelo escoamento superficial e pelas descargas das bacias hidrográficas durante o ciclo hidrológico. Esse processo explica porque as variações estacionais nos ciclos biogeoquímicos são muito mais notadas nos rios do que em lagos, bem como o porquê do conceito de nutriente limitante acaba não se aplicando aos rios (TUNDISI, 2008). Essas variáveis expressam mais diretamente as condições ambientais do ecossistema em análise, em razão, respectivamente, da necessidade que os organismos apresentam por oxigênio na respiração, do efeito deletério da acidez e da importância do estado trófico para o metabolismo do ambiente (ESTEVES, 2011).

No que se refere às variáveis, a sua dinâmica é explicada pela teoria do continuum fluvial (VANNOTE *et al.*, 1980; Figura 2). De acordo com essa teoria, nos

trechos em que o rio é muito estreito próximo à cabeceira, ele tende a ser coberto pela mata ciliar, o que reduz a penetração da radiação solar, limitando a atividade fotossintética. Nesses trechos ocorre elevada incorporação de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) oriunda da vegetação ripária, o que tende a aumentar a densidade de coletores e raspadores (Figura 2). À medida que se avança em direção ao trecho médio, a produtividade biológica tende a aumentar, pois há aumento da concentração de nutrientes carregados de trechos a montante, bem como aumento da penetração da luz, aumentando a densidade de espécies pastadoras que se alimentam do fitoplâncton. Nos trechos mais largos e próximos à foz, a turbidez aumenta significativamente, limitando a produtividade biológica e propiciando o aumento da densidade das espécies coletoras.

Figura 2 - As interações de fragmentadores, carbono orgânico particulado, fungos e bactérias, modelados para pequenos riachos de regiões temperadas



Fonte: Vannote et al. (Modificado, 1980)

3.1.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DA URBANIZAÇÃO

Segundo a Resolução CONAMA nº 001/86, impacto ambiental pode ser definido como “...qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas...”. Dessa forma, observando os impactos da urbanização causados nos sistemas lóticos é possível afirmar que a maioria deles são negativos.

A rápida expansão das cidades pressiona os sistemas lóticos, pois ocupa áreas de vegetação ripária, acelerando a erosão das margens e promovendo o assoreamento dos seus leitos (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Não se preocupar com esse processo contínuo de degradação dos sistemas lóticos urbanos têm se revelado um erro, pois, com isso, a recuperação desses ecossistemas torna-se cada vez mais difícil e custosa à medida que a deterioração avança.

Contudo, dentre os principais impactos ambientais da urbanização sobre os rios estão a poluição e o assoreamento. A poluição pode ter diversas fontes, porém o despejo de esgoto sem tratamento é predominante, o que ocasiona alterações em vários parâmetros físicos e químicos, podendo tornar o ambiente inóspito para os organismos aquáticos (NASCIMENTO; SMITH, 2016; SMITH et al., 2018). O assoreamento é decorrente do escoamento superficial da bacia, da ausência de mata ciliar e do processo erosivo das margens. No ambiente urbano, o assoreamento ainda é potencializado pela impermeabilização da área urbana, carreando um volume ainda maior de sedimentos para o leito dos sistemas lóticos, os quais se depositam no fundo e tendem a diminuir a sua profundidade(WASH et al., 2005).

3.1.3 IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA

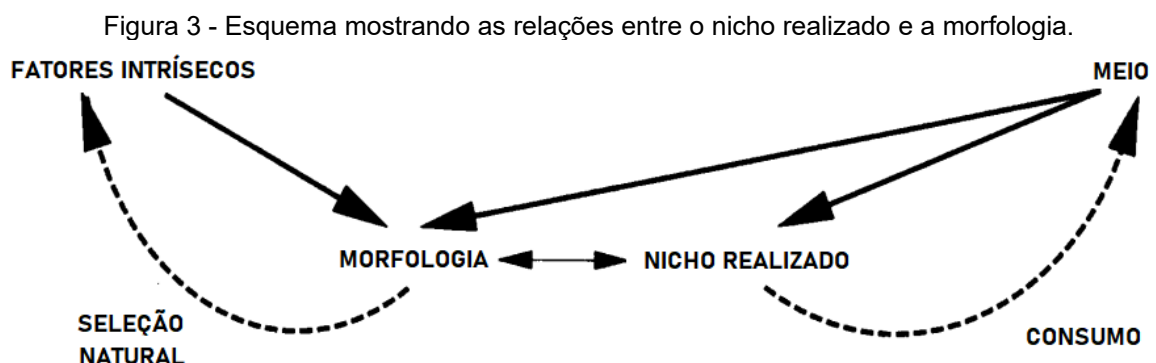
Os efeitos da agricultura sobre os riachos são diferentes daqueles promovidos pela urbanização nos riachos urbanos (IORIS, 2013; LARONDELLE; HAASE, 2013; GUIDA; REMO; SECCHI, 2016). O Novo Código Florestal Brasileiro (2012) exige que se mantenham as áreas de preservação permanente (APP), nas quais estão inclusas o entorno de nascentes e as matas ciliares.

Ao contrário das cidades, as áreas agrícolas ainda revelam baixa taxa de ocupação humana com edificações no entorno dos sistemas lóticos. O maior problema na zona agrícola é o avanço das fronteiras da agricultura e pecuária, o qual pressiona a zona ripária e o próprio sistema fluvial. Além disso, há o uso de

agrotóxicos, fertilizantes em excesso, lançamento de dejetos animais sem tratamento, o que contamina o corpo hídrico, bem como o lençol freático, tornando os riachos poluídos (WALSH *et. al.*, 2005).

3.2 A ECOMORFOLOGIA

A ecomorfologia é uma forma sistemática de avaliar a correlação da morfologia dos organismos com seus respectivos hábitos de vida (NORTON *et al.*, 1995). Os recursos ambientais disponíveis acabam se tornando determinantes para o fenótipo dos organismos, pois exercem pressão seletiva sobre os seus hábitos. Pianka (2000) demonstrou que variações morfológicas entre as espécies refletiriam, ao menos em parte, o uso diferenciado de recursos e, por fim, ecologias diferentes, havendo um paralelo entre similaridade morfológica e ecológica. A Figura 3 revela as relações entre o nicho realizado de uma espécie e sua morfologia, com ambos sendo afetados pelo meio e pelos fatores intrínsecos de cada espécie. Caso essa dinâmica obtenha sucesso de forma aleatória, o genótipo das gerações futuras será afetado e, portanto, tentará atuar a seleção natural (NORTON *et al.*, 1995).



Fonte: Norton *et. al.* (1995)

O estudo ecomorfológico tem caráter preditivo e, por isso, tem sido aplicado a diversas assembleias, como as de peixes (ARAÚJO, 2020), insetos (HUTCHINSON, 1959), roedores (FOX; BROWN, 1993), aves (RICKLEFS; TRAVIS, 1980) e lagartos (RICKLEFS *et al.*, 1981). Cardoso *et. al.* (2015) identificaram mais de 30 estudos publicados sobre ecomorfologia de peixes entre 1980 e 2010 e em todos eles foi demonstrado que há uma relação entre a estrutura morfológica do corpo com as características do habitat ou dieta.

3.3 A ECOLOGIA TRÓFICA

A ecologia trófica busca entender o funcionamento dos ecossistemas a partir da relação com os recursos alimentares, já que estes possuem um papel fundamental dentre os processos que influenciam a biota aquática, entre os tópicos abordados há a partição dos recursos pelas espécies, a utilização dos recursos ambientais, a plasticidade trófica das espécies e a dinâmica trófica (ROSS, 1986; SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012). O conhecimento acerca da dieta das espécies em um determinado ecossistema permite, por exemplo, melhor compreensão sobre as interações que ali ocorrem e como os indivíduos estão organizados naquele determinado nicho ecológico (MORALES; GARCÍA-ALZATE, 2018). Além disso, a ecologia trófica permite ainda a verificação de aspectos ligados ao forrageio e a transferência de energia ao longo da cadeia trófica (CORRÊA; HAHN; DELARIVA, 2009).

Na literatura há muitos trabalhos desenvolvidos e relacionados com a ecologia trófica (e.g. HYNES, 1950; HYSLOP, 1980; BOWEN, 1992; LUIZ et al., 1998; ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; FREIRE; AGOSTINHO, 2001; BENNEMANN et al., 2005). A alimentação das assembleias de peixes acaba sendo influenciada por vários fatores: (i) condições hidrológicas (e.g. variação sazonal, fluxo, profundidade); (ii) oferta e qualidade do alimento; (iii) ordem do rio e ocupação do ambiente; (iv) presença de vegetação nas áreas adjacentes ao corpo hídrico; (v) estrutura do hábitat; (vi) interações de ordem ecológicas; e (vii) fatores abióticos (LUIZ et al., 1998; BENNEMANN et al., 2005; CORRÊA; PETRY; HAHN, 2009; CARNIATTO et al., 2012; PINTO; DÓRIA; MARQUES, 2019). Na ecologia trófica, a teoria do forrageamento ótimo é útil para o entendimento da abundância e escassez dos recursos alimentares, pois se refere ao custo-benefício das espécies na tomada do alimento (PRADO et al., 2016).

É importante destacar que as variáveis ecomorfológicas também influenciam na forma como as assembleias de peixes exploram os recursos alimentares e as características do hábitat, visto que a influência de índices como compressão do corpo, tamanho da cabeça, tamanho das nadadeiras e largura do pedúnculo caudal auxiliam na definição do nicho ecológico de uma espécie (TEIXEIRA; BENNEMANN, 2007). Por isso, no caso de bacias submetidas a diferentes graus de antropização, os quais tendem a promover pressões ambientais sobre as espécies, a

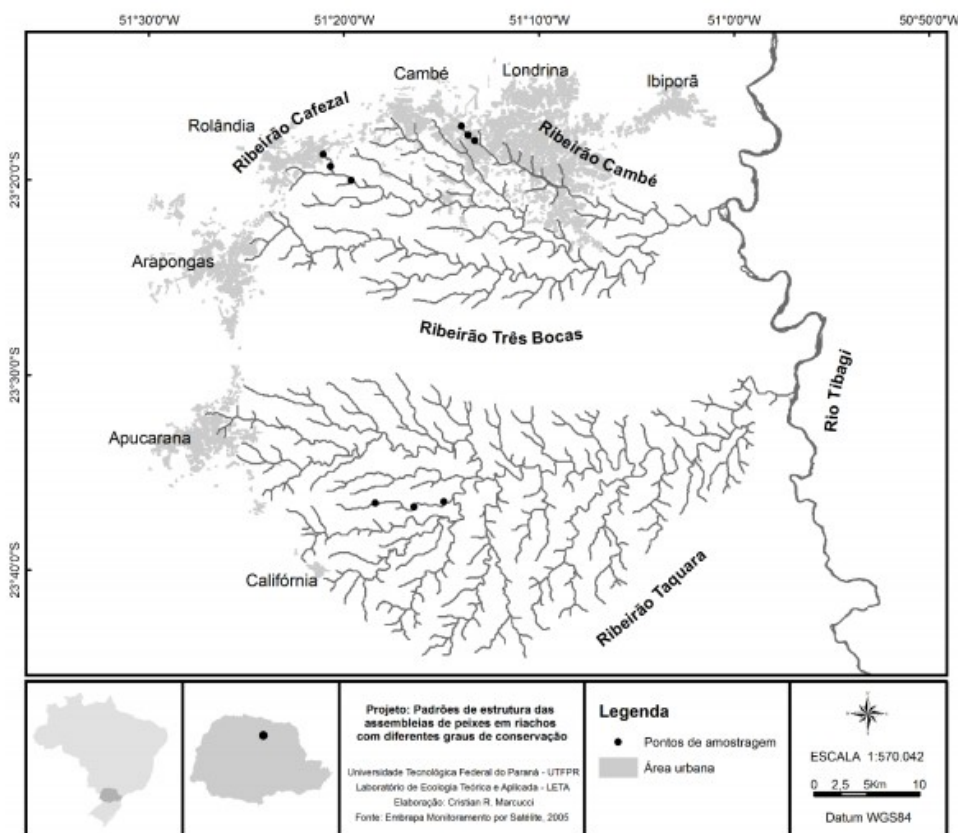
ecomorfologia trófica mostra-se relevante para entender a interação das espécies com seus habitats.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

As áreas de estudo compreenderam três riachos inseridos na bacia hidrográfica do baixo rio Tibagi (Estado do Paraná), correspondendo a um gradiente de antropização: ribeirão urbano (Cambé), ribeirão periurbano (Cafezal) e ribeirão rural (Taquara) (Figura 4). Esse gradiente de antropização foi confirmado com as análises de uso e ocupação do solo realizadas com imagens de satélite por Marcucci (2019). Foram selecionados três pontos de amostragem em cada riacho visando a obtenção de um gradiente longitudinal nos trechos superiores de cada bacia. A seleção das bacias possibilitou testar a hipótese de efeito diferenciado dos diferentes graus de impacto sobre a ecomorfologia e a ecologia trófica do *Hypostomus ancistroides*.

Figura 4 - Localização geográfica das bacias hidrográficas e dos pontos de amostragem



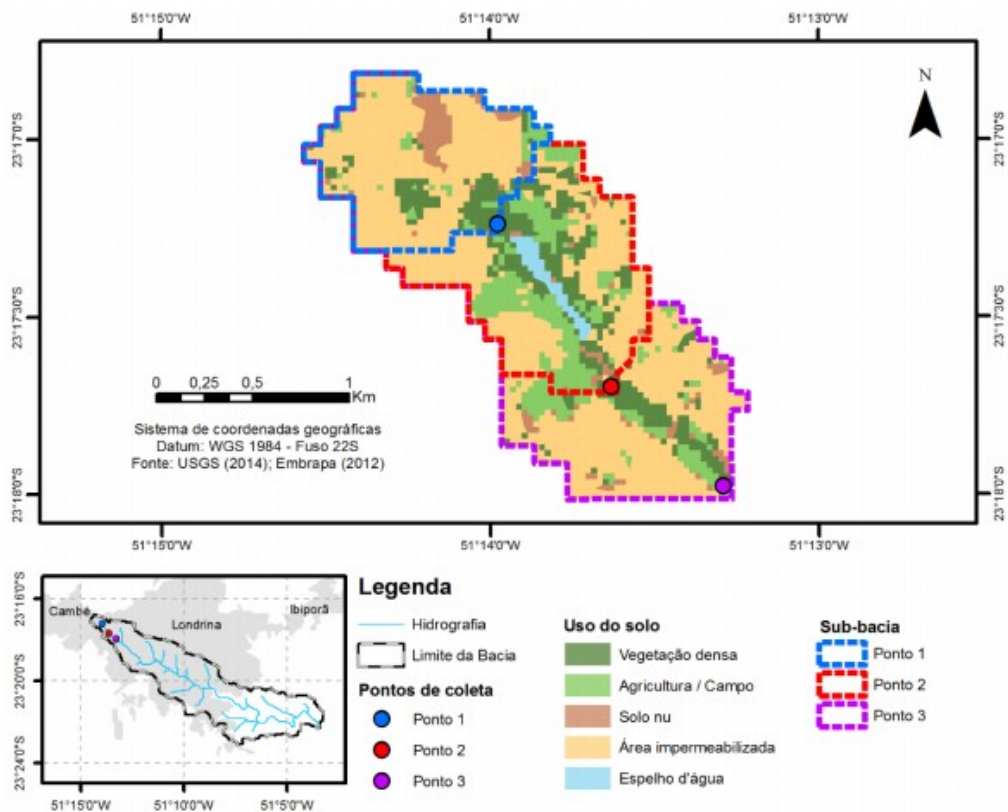
Fonte: Marcucci (2016).

4.1.1 Bacia do Ribeirão Urbano (Cambé)

A bacia hidrográfica do ribeirão Cambé localiza-se entre as cidades de Londrina e Cambé e possui área aproximada de 76 km². Na Figura 5 pode-se observar os pontos de coleta localizados no trecho superior do ribeirão e a sua caracterização como urbana. O ribeirão cruza a cidade de Londrina por um percurso de 21,5 km até desaguar no Ribeirão Três Bocas (ISHIKAWA *et al.*, 2009; ALMEIDA; TORRES, 2010).

Este ribeirão sofre as consequências impactantes da remoção de mata ciliar, introdução de espécies e alterações físicas neste corpo hídrico, a partir do que pode ser observado com a ictiofauna e os recursos alimentares que ela explora (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005). No passado, alguns autores verificaram que esse corpo hídrico recebia o despejo irregular de efluentes industriais e domésticos, além da ocorrência de compostos provenientes da poluição difusa (YABE; OLIVEIRA, 1998; CAMARGO; MARTINEZ, 2006).

Figura 5 - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta do Ribeirão Cambé



Fonte: Marcucci (2019)

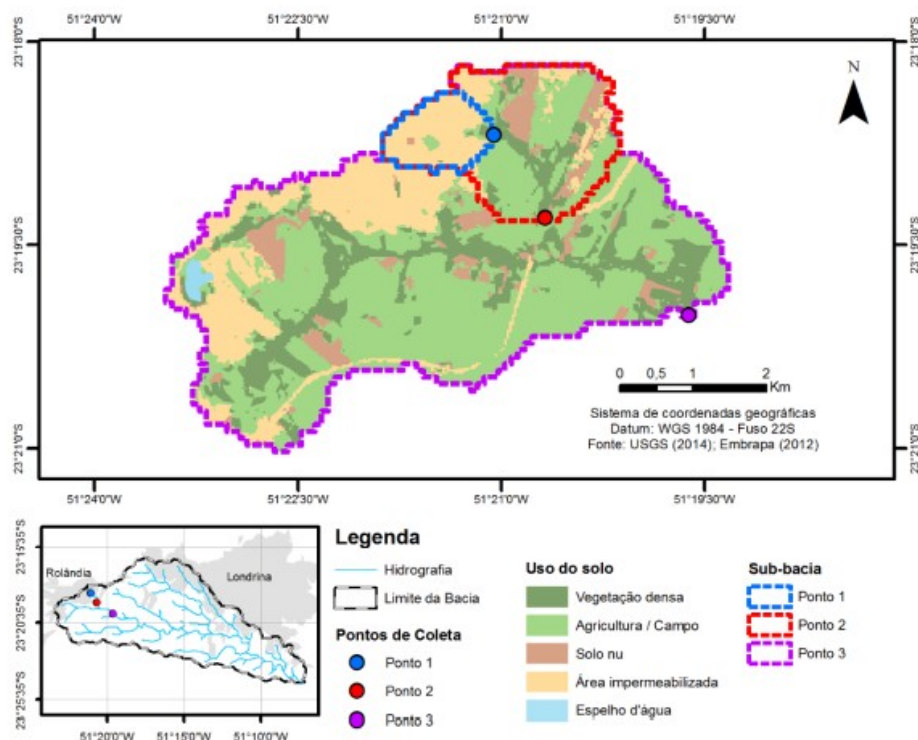
4.1.2 Bacia do Ribeirão Periurbano (Cafezal)

Possui uma área de aproximadamente 206 km² e se encontra inserida em três Municípios (i.e. Rolândia, Cambé e Londrina), desempenhando o importante papel de abastecer cerca 40% da cidade de Londrina (Figura 6; SILVA, 2006; ZAPPAROLLI, 2013).

Vieira e Shibatta (2007) buscaram avaliar os efeitos da urbanização do ribeirão Cafezal em seu afluente riacho Esperança, onde verificaram a dominância e resistência de espécies exóticas a baixos níveis de oxigênio, e sua relação com o lançamento de efluentes domésticos. Machado (2013) identificou a existência de diversos impactos socioambientais na bacia do ribeirão Cafezal, dentre os quais podem ser citados: assoreamento de corpos hídricos, erosão do solo, ausência de mata ciliar e disposição irregular de resíduos sólidos nas suas margens.

Marcucci (2019) analisou os usos e cobertura do solo dessa bacia (Figura 6) e identificou que as principais tipologias de ocupação da bacia se referem principalmente por áreas impermeabilizadas no trecho próximo à nascente na cidade de Rolândia e por áreas agrícolas e vegetação nativa na matriz periurbana das cidades de Rolândia, Cambé e Londrina.

Figura 6: Mapa de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta do Ribeirão Cafezal



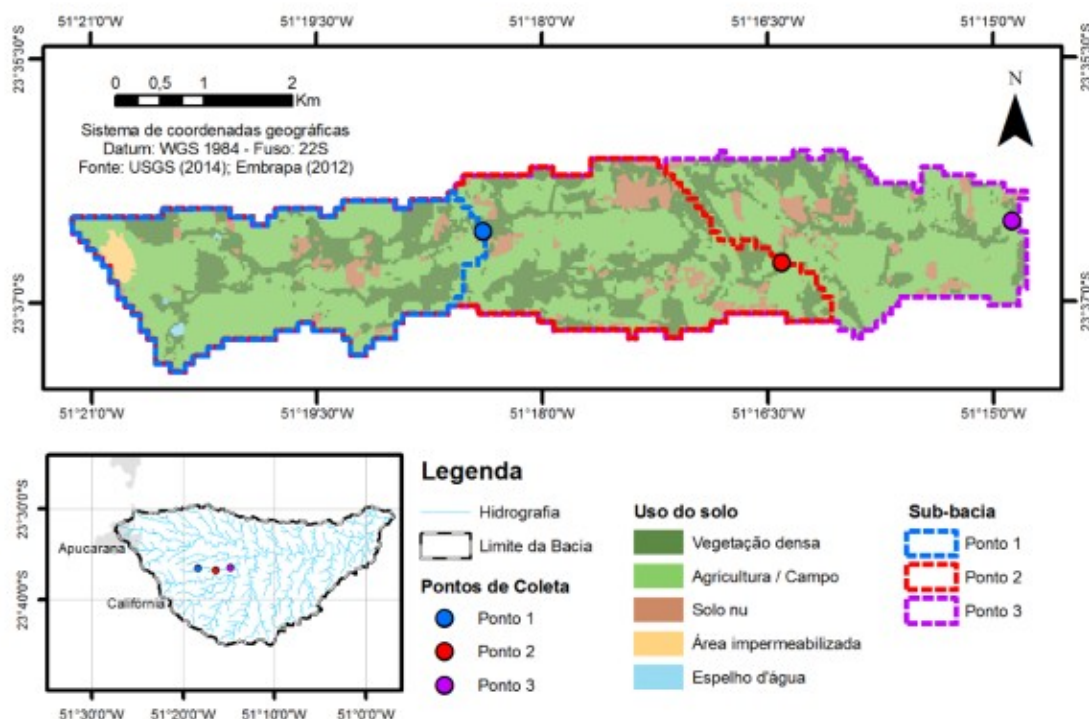
Fonte: Marcucci (2019)

4.1.3 Bacia do Ribeirão Rural (Taquara)

Com uma área de aproximada de 895 km², a bacia do ribeirão Taquara é uma das bacias de contribuição direta do rio Tibagi. Esta bacia hidrográfica está inserida nos municípios de Califórnia, Marilândia do Sul, Apucarana, Arapongas e Londrina (GALVES; SHIBATTA; JEREP, 2007; ALVES, 2009).

Marcucci (2019) analisou os padrões de uso e cobertura do solo no entorno da bacia do ribeirão Taquara e observou que menos de 5% da área é enquadrada como área urbanizada, ao passo que mais de 80% do território é ocupado por áreas que são destinadas ao desenvolvimento de atividades agropecuárias (Figura 7). Delgado (2010) avaliou os impactos provenientes das atividades agropecuárias sobre a bacia (e.g. contaminação por nitrato, nitrogênio e coliformes totais, supressão da mata ciliar), enquanto Galves, Shibatta e Jerep (2007) registraram a ocorrência de 74 espécies de peixes, entre elas algumas não descritas na literatura, em uma área de intensa atividade agrícola.

Figura 7: Mapa de uso e cobertura do solo do entorno dos pontos de coleta do Ribeirão Taquara



Fonte: Marcucci (2019)

4.2 COLETA DE PEIXES

As coletas de peixes foram implementadas sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade (ICMbio), sistema de Autorização e informação em Biodiversidade (SISBIO; licença permanente no 28.113-1/2011).

Os indivíduos foram coletados entre os anos de 2013 e 2016 em três pontos de amostragem de cada ribeirão (Figuras 5, 6 e 7). O esforço amostral aplicado foi de 40 minutos para pesca manual, seguidos por 40 minutos de pesca elétrica, com três pessoas percorrendo um trecho de 50 m. Na pesca manual utilizou-se redinha (malha 2 mm), puçá (malha 2 mm), peneira e rede de arrasto para contenção a jusante (malha 2 mm), enquanto para pesca elétrica utilizou-se dois puçás elétricos ligados a um gerador portátil de corrente alternada com 2,5 kW, 400 V e 2A. Após captura, os indivíduos foram fixados em solução de formol 10% e transportados para o laboratório, sendo posteriormente conservados em álcool etílico 70%.

No Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da UTFPR/Campus Londrina os indivíduos foram medidos (comprimentos padrão e total, em centímetros) e pesados (biomassa, em gramas). As espécies foram identificadas com auxílio de chaves de identificação (OTA *et al.*, 2018; GRAÇA; PAVANELLI, 2007), utilizando como recurso de comparação os exemplares catalogados na Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá e do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina, além de consultas à literatura especializada. Após a identificação, foram selecionados os 60 maiores indivíduos de *Hypostomus ancistroides* (*i.e.* cascudo) para as análises ecomorfológicas e de ecologia trófica, sendo 20 de cada ribeirão (Figura 8).

Figura 8 - Exemplar de *Hypostomus ancistroides*



Fonte: Marcucci (2012). Acervo do LETA.

As variáveis limnológicas foram aferidas *in loco* antes da amostragem da ictiofauna. As variáveis analisadas foram: oxigênio dissolvido e temperatura da água (oxímetro portátil, Politerm, modelo POL-60); pH (peagâmetro portátil TECNOPON, Modelo MPA 210P); condutividade elétrica (condutivímetro portátil INSTRUTHERM, Modelo CD-860); e turbidez (turbidímetro portátil TECNOPON, Modelo TB 1000P).

4.3 ECOMORFOLOGIA DE *HYPOSTOMUS ANCISTROIDES*

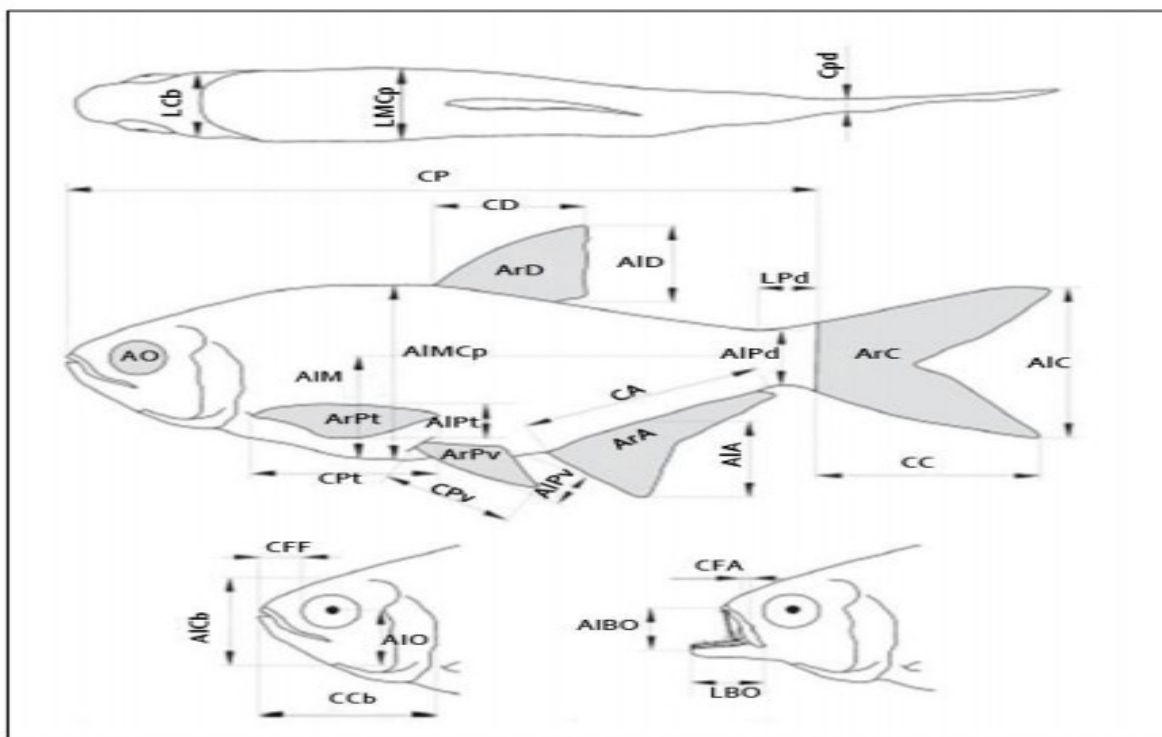
Para cada indivíduo da espécie selecionada foram tomadas 24 medidas morfométricas lineares e estimadas cinco áreas de estruturas anatômicas conforme proposto por Oliveira *et al.* (2010) (Figura 9), com o auxílio de um paquímetro digital (Mitutuyo, precisão de 0,01mm).

Com base em estudos anteriores, para verificar a relação entre morfologia e a exploração de recursos alimentares, além do comprimento padrão (CP), foram estimadas as seguintes variáveis: largura da boca (LBo), altura da boca (AlBo), comprimento do focinho com a boca fechada (CFF), comprimento do focinho com a boca aberta (CFA), altura do olho (AIO), área do olho (AO), comprimento da cabeça (CCb), altura da cabeça (AICb), altura máxima do corpo (AIMCp) e largura máxima do corpo (LMCp) (Figura 9).

Complementarmente, na medida em que a maneira como a espécie explora os habitats em termos de mobilidade influenciam os padrões tróficos (COCHRAN-BIEDERMAN; WINEMILLER, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2010), também foram estimadas variáveis que permitem a análise da relação entre a morfologia e o uso do habitat, as quais são alturas, larguras e comprimentos de todas as nadadeiras e do pedúnculo. As respectivas siglas e significados das medidas estão listadas no quadro 2.

As áreas dos olhos e das nadadeiras foram obtidas a partir dos desenhos do contorno das estruturas, os quais foram escaneados e inseridos no software Autocad 2D da Autodesk (versão 2019, para estudante), para o cálculo da área interna. A partir das medidas morfométricas lineares foram calculados os índices ecomorfológicos com o intuito de minimizar o efeito do tamanho do corpo dos indivíduos. No quadro 3 estão apresentados os índices ecomorfológicos calculados e os seus respectivos significados funcionais.

Figura 9 - Medidas morfométricas lineares e áreas mensuradas para a realização das análises ecomorfológicas no presente estudo.



Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2010).

Quadro 2 - Listas das medidas morfométricas

(continua)

Siglas	Significado
CP	Comprimento Padrão
AIMCp	Altura máxima do corpo
LMCp	Largura máxima do corpo
LBo	Largura da boca
AIBo	Altura da boca
AIO	Altura do olho
AO	Área do olho
ACa	Altura da cabeça

Fonte: Autoria própria (2021).

Quadro 2 - Lista das medidas morfométricas

(conclusão)

Sigla	Significado
LCa	Comprimento da cabeça
CFF	Comprimento do focinho com a boca fechado
CFA	Comprimento do focinho com a boca aberta
CPd	Comprimento do pedúnculo
AIPd	Altura do pedúnculo
LPd	Largura do pedúnculo
ALM	Altura na linha média do corpo
CD	Comprimento da nadadeira dorsal
AID	Altura da nadadeira dorsal
ArD	Área da nadadeira dorsal
CPt	Comprimento da nadadeira peitoral
AIPt	Altura da nadadeira peitoral
ArPt	Área da nadadeira peitoral
AIAdi	Altura da nadadeira adiposa
CAdi	Comprimento da nadadeira adiposa
CC	Comprimento da nadadeira caudal
AIC	Altura da nadadeira caudal
ArC	Área da nadadeira caudal
AIA	Altura da nadadeira anal
CA	Comprimento da nadadeira anal
ArA	Área da nadadeira anal
CPv	Comprimento da nadadeira pélvica
AIPv	Altura da nadadeira pélvica
ArPv	Área da nadadeira pélvica

Fonte: Autoria própria (2021).

Índices	Fórmulas	Significado Funcional
1 Altura relativa do corpo	$ARCP = (AIMCp/CP)$	Valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas (GATZ, 1979).
2 Largura relativa do corpo	$LRCP = (LMCp/CP)$	Maiores valores indicam peixes habitando ambientes mais rápidos (WATSON; BALON, 1984)
3 Índice de compressão lateral	$ICL = (AIMCp/LMCp)$	Altos valores indicam espécies com corpos comprimidos, o que é esperado em peixes que ocupam habitats com baixa velocidade da água (WATSON; BALON, 1984).
4 Índice de compressão ventral	$ICV = (ALM/AIMCp)$	Baixos valores indicam espécies com corpos deprimidos, o que é esperado para peixes que exploram ambientes com rápido fluxo de água (WATSON; BALON, 1984).
5 Índice de compressão do pedúnculo	$ICP = (AIPd/LPd)$	Pedúnculos comprimidos indicam indivíduos de natação lenta e pouca manobrabilidade (OLIVEIRA et al., 2010).
6 Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRP = (CPd/CP)$	Pedúnculos compridos indicam peixes hábeis na natação (WATSON; BALON, 1984).
7 Altura relativa do pedúnculo caudal	$ARP = (AIPd/AIMCp)$	Baixos valores indicam alta capacidade de manobrabilidade (WINEMILLER, 1991).

Quadro 3 - Índices Morfométricos

(continua)

	Índices	Fórmulas	Significado Funcional
8	Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRP = (LPd/LMCp)$	Altos valores indicam nadadores contínuos (WINEMILLER, 1991).
9	Razão aspecto da nadadeira caudal	$RAC = (AIC^2/ArC)$	Baixos valores indicam boa aceleração, enquanto altos valores favorecem a natação contínua (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
10	Altura relativa da nadadeira caudal	$ARC = (AIC/AIMCp)$	Diretamente proporcional à velocidade de natação (OLIVEIRA et al., 2010).
11	Razão aspecto da nadadeira peitoral	$RAP = (CPT^2/ArPt)$	Altos valores indicam nadadeiras peitorais longas e estreitas, correspondendo a nadadores de alta velocidade (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002).
12	Altura relativa da nadadeira peitoral	$ARPt = (AIPt/AIMCp)$	Altos valores indicam nadadores de alta velocidade (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002).
13	Altura relativa da nadadeira anal	$ARA (AIA/AIMCp)$	Altos valores indicam maior capacidade de manobrabilidade e estabilização do movimento (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).

Fonte: Araújo (2020).

Quadro 3 - Índices Morfométricos

(continua)

	Índices	Fórmulas	Significado Funcional
14	Altura relativa da nadadeira pélvica	$ARPV(AIPV/CP)$	Maiores valores indicam maior estabilidade frente as correntezas, bem como maior habilidade nas frenagens (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005; CASATTI; CASTRO, 2006).
15	Razão aspecto da nadadeira pélvica	$RAPI = (ArPv/CPv^2)$	Maiores valores indicam maior estabilidade frente às correntezas, bem como maior habilidade nas frenagens (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005; CASATTI; CASTRO, 2006).
16	Altura relativa da nadadeira dorsal	$ARD = (AID = AIMCp)$	Maiores valores indicam peixes com maior estabilidade natatória (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
17	Comprimento relativo da cabeça	$CRCb = (CCa/CP)$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
18	Altura relativa da cabeça	$ARCb = (AICa/AIMCp)$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
19	Largura relativa da cabeça	$LRCb = (LCa/LMCp)$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).

Fonte: Araújo (2020).

Quadro 3 - Índices Morfométricos

(conclusão)

Índices	Fórmulas	Significado Funcional
20 Aspecto da boca	$AsB = (AlBo/LBo)$	Índices elevados indicam peixes com bocas estreitas, porém de grande abertura, sugerindo espécies piscívoras (BEAUMORD; PETRERE, 1994).
21 Abertura relativa da boca	$ARB = (AlBo/AlMcP)$	Maiores valores para peixes que predam presas maiores (GATZ, 1979).
22 Largura relativa da boca	$LRB = (LBo/LMcP)$	Maiores valores para peixes que predam presas maiores (GATZ, 1979).
23 Índice de protusão	$IP = (CFa/CFf)$	Maiores valores para peixes que predam presas menores (GATZ, 1979).
24 Tamanho dos olhos	$TO = (ArO/CCa)$	Maiores valores indicam espécies com maior acuidade visual (PANKHURST, 1989).
25 Tamanho relativo dos olhos	$TRO = (AlO/AlO)$	Maiores valores indicam espécies com maior acuidade visual (PANKHURST, 1989)
26 Coeficiente de finura	$CF = [(CP)/(AMC \times LMC)^{1/2}]$	Medida relacionada à eficiência energética de natação, com maiores valores sugerindo menor custo energético (OHLBERGER; STAAKS; HÖLKER, 2006)

Fonte: Araújo (2020)

4.4 ECOLOGIA TRÓFICA

Após a tomada das medidas ecomorfológicas, os indivíduos foram mantidos conservados em álcool 70%. O hábito alimentar da espécie foi avaliado a partir do conteúdo estomacal e aquele contido em até um terço do trato intestinal. Os estômagos foram pesados em balança analítica e os recursos alimentares encontrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de um microscópio e um estereoscópio.

Para cada recurso alimentar foram estimadas as seguintes variáveis (HYSLOP, 1980): a) Frequência de Ocorrência (FO), que corresponde ao percentual do número total de estômagos em que um determinado recurso alimentar ocorre; b) Frequência Numérica (FN), que corresponde à porcentagem da abundância numérica de um determinado recurso alimentar em relação à soma de todos os recursos alimentares; e c) Frequência Volumétrica (FV), que corresponde à porcentagem do volume de um determinado recurso alimentar em relação a todos os recursos presentes nos estômagos. Para a determinação do volume, devido ao tamanho excessivamente pequeno dos recursos alimentares, foi realizada uma adaptação do método dos pontos, proposto por Cadwallader (1975). Nessa adaptação os estômagos/intestinos foram inicialmente avaliados visualmente em relação ao seu grau de repleção (porcentagem do volume interno total do estômago/intestino preenchido com recursos alimentares), de acordo com os seguintes critérios: 0 (zero) – para estômago/intestino vazio; 1 (um) – >0 a 25% do volume total do estômago/intestino 39 preenchido; 2 (dois) – 25 a 50%; 3 (três) – 50 a 75%; 4 (quatro) – > 75%. Em seguida, foram estimados visualmente a abundância (número de ocorrências de cada recurso nos estômagos/intestinos) e o percentual do volume de cada recurso com o auxílio de uma placa de Petri.

Foi aplicado o índice de importância relativa dos recursos alimentares proposto por Pinkas (IRI) (PINKAS *et al.*, 1971), de acordo com a equação 1 abaixo:

(1)

$$IIR = FO * (FN + FV)$$

Sendo: IRI = índice de importância relativa dos recursos alimentares; FO = frequência de ocorrência (%) de cada recurso; FN = frequência numérica (%) de cada recurso e FV = volume relativo (%) atribuído a cada recurso.

Por último, foi aplicado o índice alimentar (Iai) proposto por Kawakami e Vazzoler (1980) que utiliza um método gráfico para representar a importância dos itens alimentares, conforme a equação 2:

(2)

$$IAi = \frac{Fi \times Vi}{\sum_{i=1}^n Fi \times Vi}$$

Sendo: Iai Índice alimentar do recurso alimentar; Fi = frequência de ocorrência do item (%); Vi = volume do item (%), i = 1, 2, ...n de determinado item alimentar.

4.5 ANÁLISE DOS DADOS

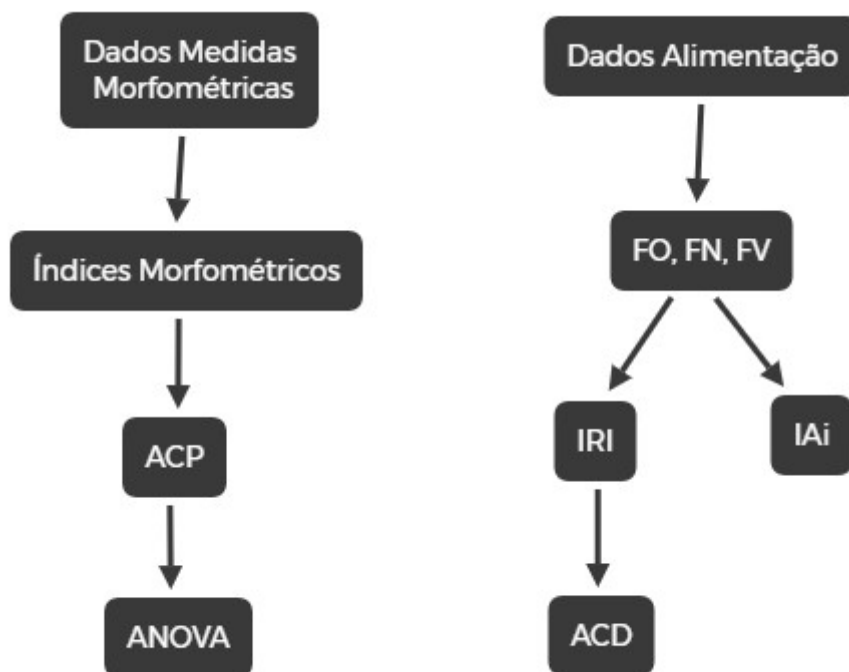
Após o cálculo dos índices ecomorfológicos foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP) utilizando uma matriz de correlação de Pearson para observar a distribuição das espécies no espaço ecomorfológico multivariado dos riachos estudados. A ACP afere as inter-relações de um grande número de variáveis, a partir das correlações entre os elementos analisados, de modo a sintetizar a variação do conjunto de dados (JONGMAN *et al.*, 1995).

A ANOVA também foi aplicada *a posteriori* para testar se havia diferenças significativas entre os escores da ACP dos indivíduos de cada riacho, ou seja, investigando se os riachos apresentam estruturas ecomorfológicas diferentes entre si. A hipótese nula testada foi a de que os riachos submetidos a diferentes graus de antropização (urbano, periurbano e rural) apresentam a mesma estrutura ecomorfológica. A seleção dos eixos das ACPs para interpretação foi realizada partir do modelo de *broken-stick*, o qual cria uma distribuição nula de autovalores aleatórios, a fim de comparar com os autovalores observados, assim mesmo que a variabilidade explicada dos eixos seja baixa, a análise ainda garante a confiabilidade (JOHNSON, 1998). A ACP foi realizada no software PC-ORD 5.

A partir das dietas alimentares da espécie foram verificadas possíveis variações e similaridades nos hábitos alimentares utilizando a Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) (JONGMAN *et al.*, 1995) sobre a matriz dos índices de importância relativa (IRI) dos recursos alimentares, realizada no PC-ORD 5.

A figura 10 mostra o fluxograma das análises.

Figura 10: Fluxograma das análises de dados.



Fonte: autoria própria.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização Limnológicas das bacias dos Ribeirões

O trecho estudado do ribeirão Cambé possui a maior área impermeabilizada (MARCUCCI, 2016), entre os três ribeirões estudados, bem como as menores profundidade, largura e vazão, e maior valor de condutividade elétrica (Tabelas 1 e 2). A condutividade elétrica aponta a quantidade de sais na coluna d'água e valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tendem a indicar um ambiente impactado (CETESB, 2014).

Tabela 1: Medidas abióticas dos pontos de coleta, medidos durante os anos de 2013, 2014 e 2015.

Ponto	Profun. média (cm)	Largura média (m)	Velocida. Média (m/s)	Vazão média (m³/s)	Condutivida de elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH
P1 - Cambé	11.83	1.51	0.12	0.02	115.87	7.38
P2 - Cambé	11.33	1.57	00.12	0.01	100.57	7.98
P3 - Cambé	21.58	1.87	0.12	0.04	113.83	7.64
P1 - Taquara	21.33	3.06	0.31	0.13	58.50	8.23
P2 - Taquara	36.50	2.79	0.20	0.13	73.63	8.02
P3 - Taquara	56.60	4.28	0.10	0.24	74.30	8.16
P1 - Cafezal	16.33	2.72	0.04	0.03	114.77	7.28
P2 - Cafezal	15.00	2.91	0.23	0.10	97.07	7.51
P3 - Cafezal	33.04	6.78	0.46	0.94	81.07	7.87

Fonte: Projeto Ecologia de Peixes (LETA), 2021.

Tabela 2: Percentuais dos usos e ocupação do solo ao entorno dos pontos de coleta de peixes dos Ribeirões Cambé, Cafezal e Taquara

	Ribeirões								
	Cambé			Cafezal			Taquara		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Vegetação densa (%)	12,43	16,6	15,23	3,27	12,52	17,19	27,70	31,09	28,81
Agricultura/Pasto (%)	6,37	15,9	15,25	6,83	39,17	50,44	64,78	59,84	61,22
Solo exposto (%)	10,11	5,93	5,54	0,99	13,37	7,98	4,63	7,60	7,93
Área Imperabilizada (%)	71,09	59,0	62,24	88,8	34,93	23,83	2,46	1,26	0,88
Área (km ²)	0,79	1,73	2,53	1,07	4,41	20,95	5,92	11,55	16,57

Fonte: Marcucci (2016).

A degradação da vegetação ripária aliada à impermeabilização do solo promove maior descarga de sedimentos para o corpo d'água, o que pode ter sido responsável pela maior condutividade elétrica apresentada pelo ribeirão Cambé. Contudo, o pH não foi influenciado por essa variação da condutividade. Cabe ressaltar que os materiais alóctones oriundos do entorno desse ribeirão tendem a ser depositado no substrato, na medida em que a velocidade da água, bem como a vazão do sistema se revelaram relativamente baixas, o que pode afetar a fauna bentônica e, conseqüentemente, a qualidade dos recursos alimentares para a ictiofauna.

Nos sedimentos ocorrem processos físicos, químicos e biológicos que influenciam o metabolismo de todo o sistema, a partir da história do local (ESTEVES, 2011). Estudos realizados por Reis *et al.* (2004) e Silva *et al.* (2014) demonstraram que em rios que sofreram perturbações por despejo de esgoto, a qualidade dos sedimentos cai e, portanto, a da comunidade bentônica também, diminuindo a riqueza de recursos alimentares disponíveis.

Os ribeirões Cafezal e Taquara apresentam caracterizações limnológicas similares entre si, tanto para as medidas abióticas, quanto para uso do solo, com exceção do Ponto 1 do Cafezal que apresentou quase 90% de área impermeabilizada. Além disso, a cobertura de mata ciliar dos pontos do Cafezal se mostrou mais semelhante à do Cambé do que o do Taquara. No estudo realizado por Carvalho (2015), no Ponto 1 Cafezal, a única espécie de peixe coletada foi *Poecilia reticulada*, uma espécie exótica e generalista, introduzida para controle de larvas de mosquitos e vetores (BRITTO, 2008). A presença dessa espécie foi registrada como bioindicadora de baixa qualidade ambiental no Ponto 1 do Ribeirão Cafezal.

Gambaroto (2014) aplicou um índice de integridade ambiental para os três ribeirões a partir de uma série de análises limnológicas e ecológicas, e verificou que os pontos 1 e 2 do ribeirão Taquara apresentaram-se intermediários, e o ponto 3 apresentou-se bom estado.

Os espécimes de *H. ancistroides* analisados nos três ribeirões foram todos dos pontos 2 e 3, mas as características dos pontos 1 de amostragem de todos eles devem ser considerados, a partir do que estabelece o conceito de continuum fluvial de Vannote *et al.* (1980). Portanto, mesmo que os espécimes analisados não sejam dos pontos mais críticos das cabeceiras dos ribeirões, a descarga de material nesse trecho tende a influenciar os pontos a jusante.

5.2 Ecomorfologia

Os dois primeiros eixos da ACP se revelaram significativos pelo modelo de *broken-stick* (Tabela 3), pois os seus respectivos autovalores se mostraram maiores do que aqueles observados ao acaso. A variabilidade explicada pelos dois primeiros eixos atingiu um valor total de 31%. A ANOVA fatorial revelou diferença significativa entre os ribeirões apenas para os escores dos espécimes ao longo do eixo 1 da ACP ($F=3,58$; $p<0,04$; Fig. 11).

Tabela 3: Valores de correlação de *Pearson* (*r*) dos índices ecomorfológicos com os dois primeiros eixos da ACP, calculadas sobre a matriz de correlação de *Pearson* para os 22 índices ecomorfológicos dos 60 espécimes de *H. ancistroides* analisados.

(continua)

Índices Ecomorfológicos	Eixos da ACP	
	(r) Eixo 1	(r) Eixo 2
IC	0.4988	-0.3232
ID	-0.3789	-0.3471
CRPd	0.1171	-0.4002
AIRPd	-0.1777	0.0691
LRPd	-0.6971	-0.227
CRCb	0.4355	0.4448
AIRCb	-0.3436	-0.1177
LRCb	0.5602	-0.2793
AIRBo	0.6144	-0.1364
LRBo	0.7617	-0.033
PVO	0.3186	0.477
ARO	0.5437	0.0921
IP	0.4803	-0.0569
ARD	0.0885	-0.6169
ARC	0.5792	0.0278
RAC	0.053	-0.5794
ARA	0.3879	0.0933
RAA	0.0008	-0.2602
ARPt	0.4496	-0.3073
RAPt	-0.4571	0.3166
ARPv	-0.0579	-0.7435
RAPv	0.1155	0.5207

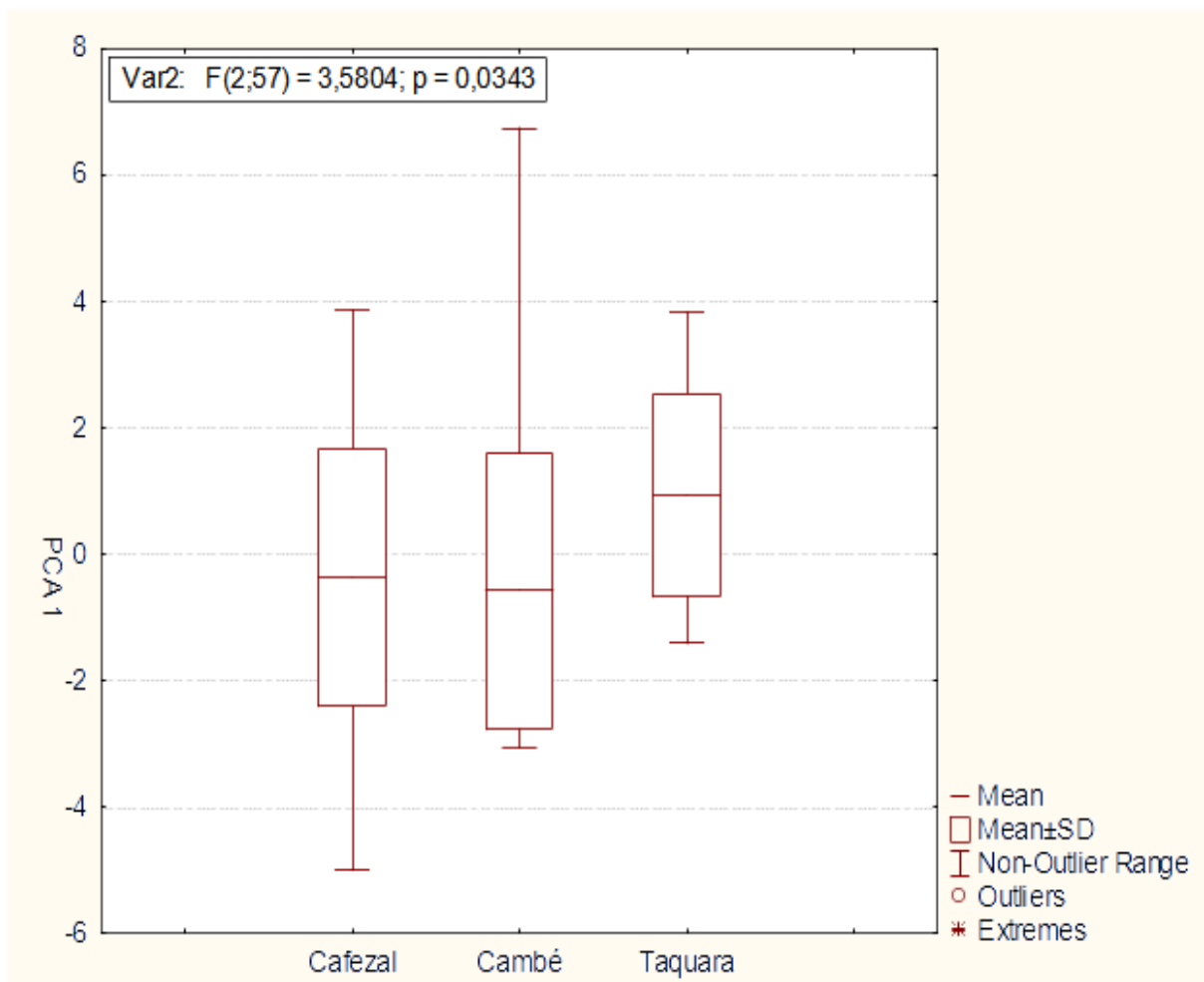
Fonte: Autoria própria.

Tabela 3: Valores correspondentes aos autovalores preditos pelo modelo de broken-stick e as proporções das variabilidades explicada e acumulada pelos eixos da ACP.

	Eixos da ACP	
	(r) Eixo 1	(r) Eixo 2
Autovalor	4.055	2.802
Autovalor Predito: Broken-Stick	3.691	2.691
Variabilidade Explicada (%)	18.432	12.737
Variabilidade Acumulada (%)	18.432	31.168

Fonte: autoria própria.

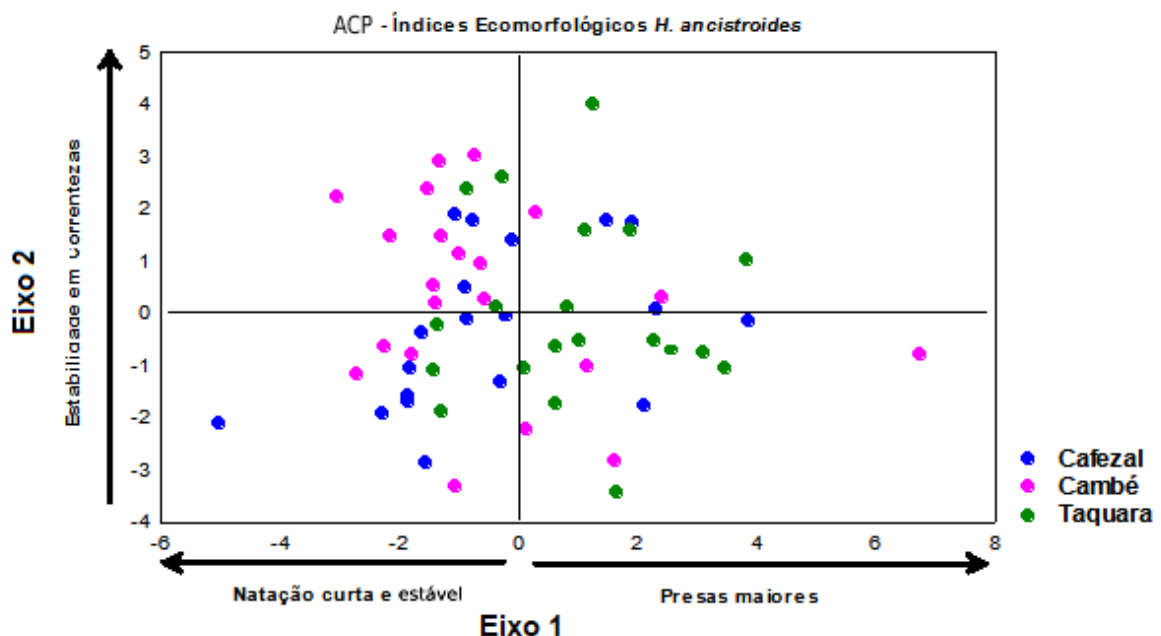
Figura 11: Resultado da ANOVA para o eixo 1 da ACP.



Fonte: autoria própria.

Os escores de cada indivíduo obtidos a partir dos eixos 1 e 2 da ACP foram plotados na Figura 11 para melhor compreensão dos padrões ecomorfológicos de *H. ancistroides* nos três ribeirões estudados. Cada eixo é linearmente independente, portanto devem ser analisados separadamente. Foram selecionados para análise os índices ecomorfológicos com maiores correlações positivas ou negativas com os eixos. Os índices que apresentaram as maiores correlações positivas com o eixo 1 foram a altura relativa da boca (AIRBo) e largura relativa da boca (LRBo). Por outro lado, como maiores correlações negativas com esse mesmo eixo estão a largura relativa do pedúnculo (LRPd) e razão-aspecto da peitoral (RAPt). Para o eixo 2, os índices que apresentaram os maiores valores de correlação positiva foram razão-aspecto da pélvica (RAPv) e posição vertical do olho (PVO), enquanto os que apresentaram maiores valores de correlação negativa foram o menor valor foi a altura relativa da pélvica (ARPV) e a área relativa da dorsal (ARD).

Figura 12: Variação ecomorfológica intraespecífica de *H. ancistroides* a partir dos escores dos espécimes coletados para os dois primeiros eixos da ACP calculada sobre a matriz de correlação de *Pearson* para os 22 índices ecomorfológicos agrupados por ribeirão.



Fonte: Autoria própria.

Verifica-se que os espécimes de *H. ancistroides* do ribeirão Taquara, na sua maioria, tenderam a se agrupar no lado positivo do eixo 1, revelando a perspectiva de predação de presas maiores, em razão do registro de apresentarem bocas

maiores. Por outro lado, os indivíduos do ribeirão Cambé tendeu a apresentar escores mais negativos para o eixo 1, indicando potencial de natação mais curta e estável.

A observação de que os indivíduos do Taquara apresentam bocas maiores pode estar relacionado com o fato de se tratar do sistema lótico menos impactado dos três estudados, apresentando com isso maior riqueza de habitats e microhabitats (MARCUCCI, 2019). Dessa forma, espera-se que a comunidade bentônica desses ambientes sejam mais rica, o que pode afetar diretamente a amplitude do nicho trófico da espécie, com ampliação do espectro de tamanho dos recursos alimentares explorados.

Por outro lado, a constatação de que os indivíduos do Cambé tenderam a realizar atividades natatórias mais curtas e estáveis pode estar relacionada com o tamanho espacial do nicho do *H. ancistroides*. Provavelmente, nesse ribeirão a espécie tem explorado um nicho espacial menor (menor média de profundidade e largura), mas também um habitat mais simplificado, por estar localizado na zona urbana, cercada por uma área significativamente mais impermeabilizada (MARCUCCI, 2019). Uma possível consequência dessa característica é a correlata simplificação da dieta da espécie, processo esperado em sistemas lóticos urbanos. Como uma menor disponibilidade de recursos alimentares, menos é exigido da espécie em termos de locomoção, permitindo que deslocamentos curtos, porém estáveis, seja suficientes para desempenhar boa performance na exploração dos recursos disponíveis no ecossistema.

O eixo 2 segregou pouco os espécimes dos três ribeirões, com indicativo de que os indivíduos do Cambé apresentaram maiores razões-aspecto da pélvica, enquanto os do Taquara apresentaram nadadeiras pélvicas maiores, se revelando um eixo que demonstra um gradiente de estabilidade de movimento na correnteza. Os indivíduos do Cambé se apresentaram com potencial de maior estabilidade na correnteza, enquanto os do Taquara com menor estabilidade. Cabe salientar que o ribeirão Cambé apresentou as menores médias de velocidade da água e vazão, o que pode possibilitar melhor estabilidade na natação dos indivíduos, promovendo melhor performance de deslocamento no habitat a partir da razão-aspecto da nadadeira pélvica (BREDA *et al.*, 2005). Outro aspecto importante a se considerar é que maiores razões-aspecto da pélvica indica nadadeiras mais longas, o que está associado à frenagens. Nesse contexto, se o espaço físico no ribeirão é menor, a

movimentação é realizada em espaços mais curtos e, portanto, as ocorrências de frenagens são maiores (GATZ JR., 1979; CASSATI; CASTRO, 1998).

Com escores mais negativos para o eixo 2, os indivíduos do Taquara apresentaram maiores nadadeiras pélvicas, o que pode estar relacionado à maior heterogeneidade espacial, com maior riqueza de habitats e microhabitats esperadas, em razão da sua melhor condição ambiental (GAMBAROTTO, 2014; MARCUCCI, 2019). Nessas condições, é esperado que os indivíduos do Taquara apresentem maiores nadadeiras associadas às frenagens, como as pélvicas, pois a exploração de uma maior diversidade de microhabitats tende a exigir uma utilização mais refinada dessa ação.

5.3 Ecologia Trófica

Dentre os estômagos analisados de *H. ancistroides* no presente estudo, dois estavam vazios (um do Taquara e outro do Cambé). Os recursos alimentares encontrados estavam dentro da dieta esperada para a espécie, com predominância de detritos (FO = 94,92%) e algas filamentosas (FO = 52,54%) (Tabela 3) (CASATI *et al.*, 2005; BONATO *et al.*, 2008). No que se refere especificamente aos recursos alimentares explorados, apresentaram valores expressivos: as larvas de *Chironomidae* (Diptera) (FO = 23,73%), *Simuliidae* (Diptera) (FO = 13,56%) e as tecamebas (FO = 13,56%). Os recursos alimentares mais raros foram *Paragripopteryx* (Plecoptera) (IRI = 1,55), sementes (IRI = 1,05) e Coleoptera (IRI = 1,60).

Tabela 4: Frequência de ocorrência percentual (FO%), frequência numérica percentual (FN%), frequência volumétrica percentual (FV%), índice de importância relativa (IRI) e índice alimentar percentual, dos itens alimentares dos 60 espécimes de *H. ancistroides* analisados.

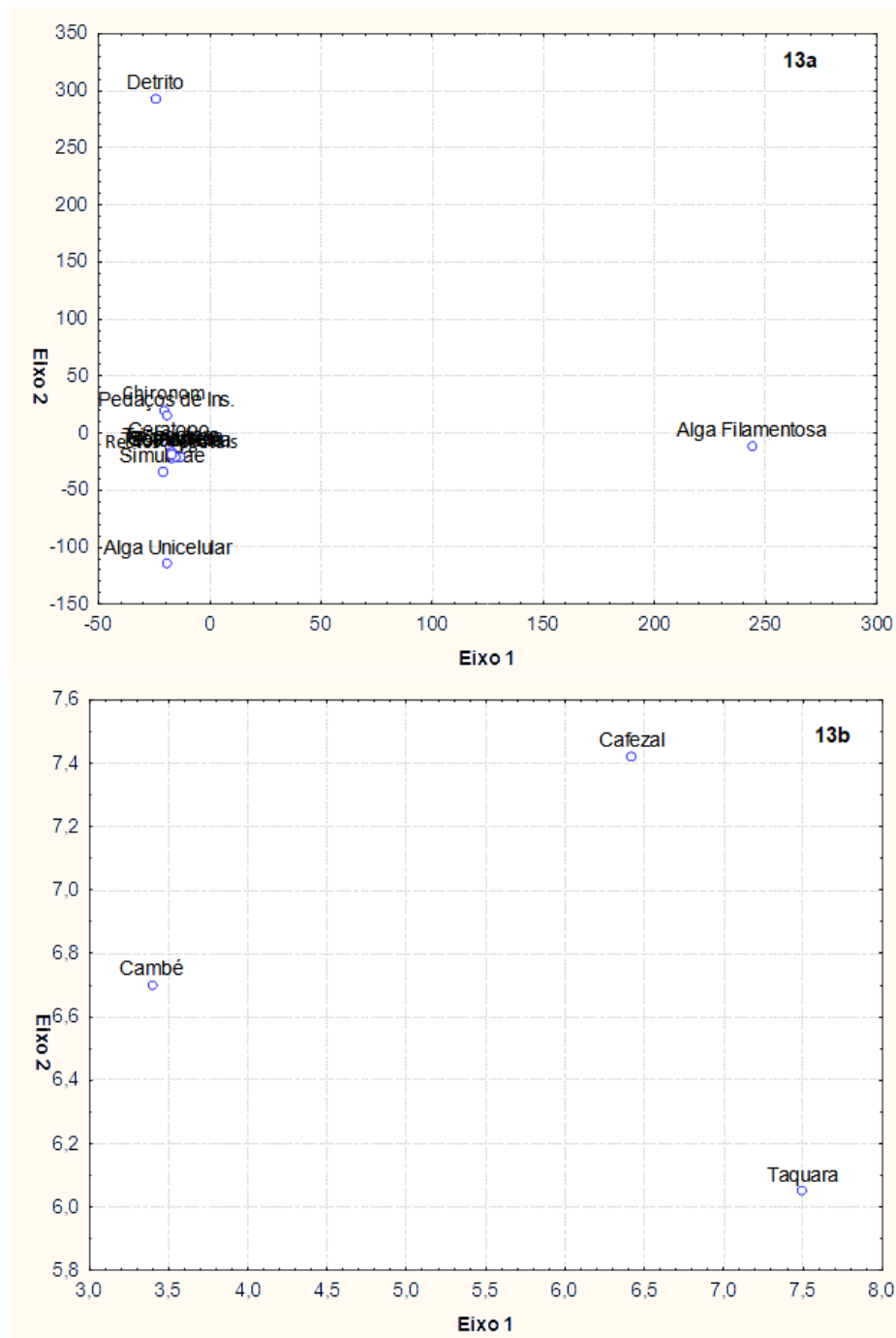
ITENS	FO %	FN%	FV%	IRI	IAI
Restos Vegetais	1.69	0.33	0.29	1.0478	0.00011
Detrito	94.92	18.48	69.98	8396.6232	0.35183
Alga Fila.	52.54	54.13	21.83	3990.9384	0.57043
Alga Unicelular	3.39	1.98	0.62	8.814	0.00135
Dipteras					
<i>Chironomidae</i>	23.73	9.9	2.56	295.6758	0.04712
<i>Ceratopogonidae</i>	5.08	1.32	0.59	9.7028	0.00134
<i>Simuliidae</i>	13.56	5.94	1.35	98.8524	0.01616
<i>Trichoptera</i>	3.39	0.99	0.35	4.5426	0.00067
<i>Paragripopteryx</i>	1.69	0.33	0.59	1.5548	0.00011
<i>Coleoptera</i> Nid	1.69	0.66	0.29	1.6055	0.00022
Tecameba Nid	13.56	3.63	0.53	56.4096	0.00987
Sementes	1.69	0.33	0.29	1.0478	0.00011
Pedaços Inseto	1.69	1.98	0.73	4.5799	0.00067

Fonte: autoria própria.

A figura 13 apresenta o resultado da análise de correspondência destedenciada (ACD) para os dados da dieta de *H. ancistroides* dos três ribeirões (Fig. 12a), assim como a distribuição dos indivíduos de *H. ancistroides* entre eles (Fig. 12b). O eixo 1 da ACD segregou as algas filamentosas com escores positivos mais elevados dos demais recursos alimentares (Fig. 13a), as quais tenderam a ser mais exploradas pelos indivíduos do ribeirão Taquara (Fig. 13b). Por outro lado, o eixo 2 segregou detritos com escores mais positivos e algas unicelulares com escores mais negativos (Fig. 13a), as quais tenderam a ser mais exploradas, respectivamente, pelos indivíduos dos ribeirões Cafezal e Taquara (Fig. 13b). Dessa forma, a ACD revelou uma tendência dos indivíduos do Taquara (rural) de explorarem preferencialmente algas, enquanto os do Cafezal (periurbano) explorarem detritos. Os indivíduos do Cambé se mostraram associados a uma ampla diversidade de recursos alimentares com destaque para *Simuliidae* e *Chironomidae* (Fig. 13a). Cabe salientar que na condição de ribeirão urbano, pela

redução da cobertura de vegetação ripária (GAMBAROTTO, 2014) e elevada impermeabilização do entorno (MARCUCCI, 2019), há a possibilidade de entrada de matéria orgânica (ribeirão com maiores médias de condutividade elétrica; Tabela 3), o que pode ser responsável por uma maior proliferação de larvas de insetos, as quais compõem 25% dos recursos alimentares explorados nesse ribeirão (fig. 14).

Figura 13: Escores dos eixos 1 e 2 da Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) para os recursos alimentares explorados por *H. ancistroides*



Fonte: Autoria própria.

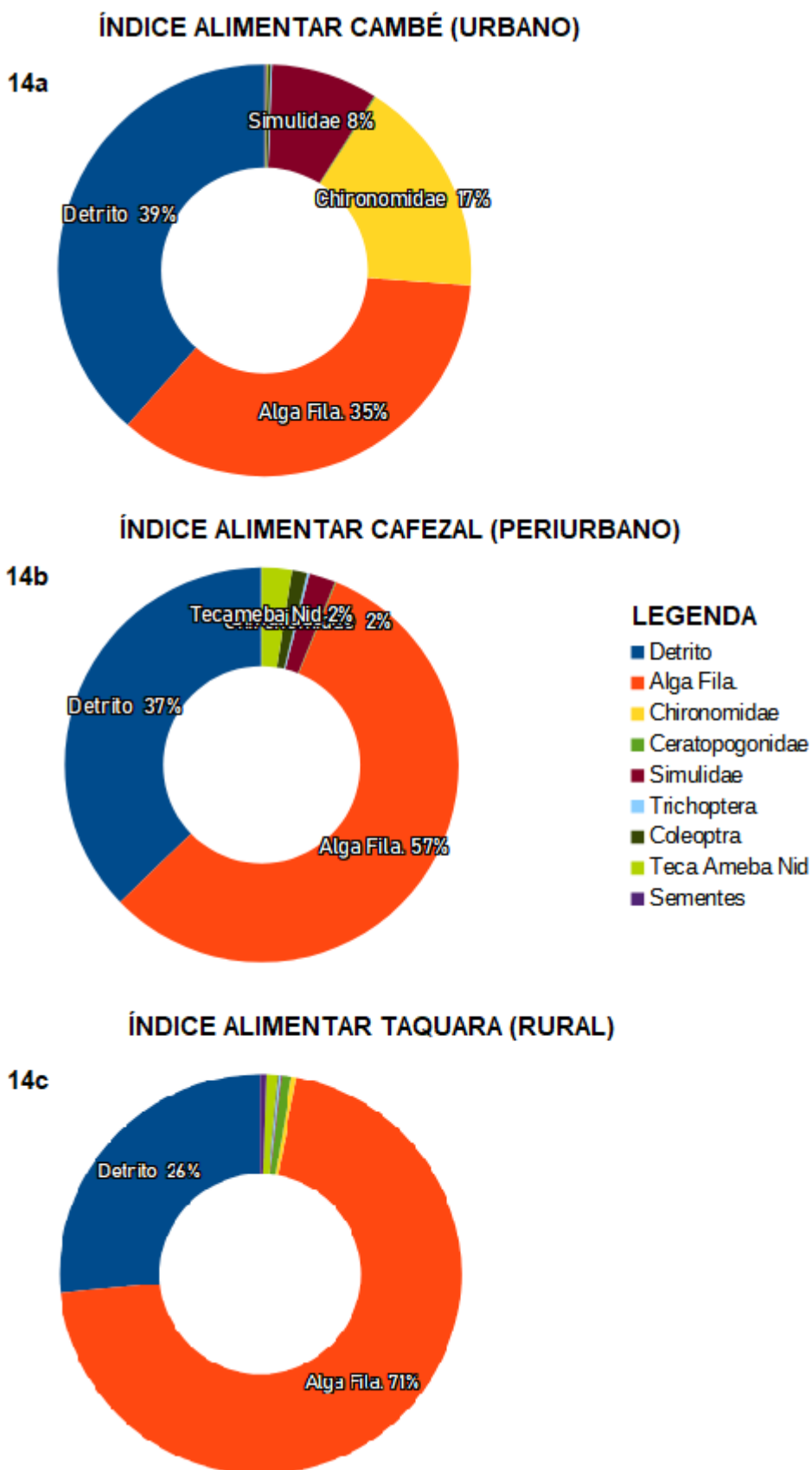
O Índice Alimentar calculado confirmou a predominância de algas na dieta da espécie no ribeirão Taquara (71%), seguidas pelo detrito (26%) (Fig. 14c).

Considerando o gradiente agricultura (zona rural) - urbanização, percebe-se que a proporção de algas filamentosas na dieta da espécie tende a diminuir, enquanto a proporção de detritos aumenta. A dieta da espécie no ribeirão Cafezal (periurbano) revelou uma proporção de 57% de algas e de 26% de detrito (Fig. 14b). Assim como na ACD, o IAI também revelou maior diversificação e equitabilidade na importância dos diferentes recursos alimentares explorados pela espécie no ribeirão Cambé (Figs. 13 e 14a) com participação de detritos, algas, larvas de *Chironomidae* e larvas *Simuliidae* (i. e. Diptera).

Esse resultado corrobora o estudo realizado por Gatzke (2017) nos ribeirões Cambé e Taquara, no qual atestou a predominância de larvas de *Chironomidae* Cambé em relação ao Taquara. Diversos estudos indicam que a abundância e dominância dessas larvas estão relacionadas ao acúmulo de matéria orgânica, mesmo em ambientes com pouca disponibilidade de oxigênio dissolvido, sendo dessa forma considerada uma família bioindicadora de ambientes aquáticos sob forte estresse ambiental (COVICH *et al.*, 1999; SILVA *et al.*, 2008; BARBOLA *et al.*, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2014;; MWEDZ, 2016)

Outra família de Diptera bioindicadora que apresentou resultados expressivos, principalmente no Cambé são as larvas de *Simuliidae* (Fig 14a). Contudo, há divergências sobre o seu potencial bioindicador, pois, em razão do seu alto potencial de adaptação a diferentes condições ambientais, já estudos que a associam a boa qualidade de corpos hídricos e sua maior largura (DOS SANTOS, 2010), enquanto outros associam a ambientes degradados, com presença de esgoto e elevada turbidez (ARANDA, 2017), no qual foram feitas análises da composição e distribuição da simuliofauna em remanescentes de zona atlântica no Rio de Janeiro. Portanto, foram identificados gêneros predominantes de larvas de *Simuliidae* em corpos d'água com diferentes graus de perturbação, desde riachos em ambientes de mata bem preservada, até riachos sendo utilizados para descartes de resíduos sólidos.

Figura 14: Índices Alimentares dos *H. ancistroides* por Ribeirão.



Fonte: autoria própria.

No presente estudo, em razão da caracterização urbana do ribeirão Cambé, a abundância de larvas de *Simuliidae* nesse ribeirão deve estar relacionada à baixa qualidade da água, pois conforme a qualidade do ribeirão aumenta, a presença de *Simuliidae* tendeu a diminuir, como no ribeirão Taquara, onde não foram mais encontradas. No ribeirão Cafezal também foi verificada a maior porção de tecamebas em relação aos três ribeirões (Fig. 14b). As tecamebas também são consideradas bioindicadoras da comunidade zooplanctônica, pois têm um curto ciclo de vida e elevada abundância, e dessa forma respondem rapidamente às alterações no ambiente (CAMMAROTA, 2013). Porém, em um estudo realizado por Tito *et al.* (2020) alguns gêneros de tecamebas não demonstraram diferenças significativas entre ambientes assoreados e não assoreados.

A maior proporção de algas no Ribeirão Taquara (rural) demonstrou relação com o maior tamanho da boca dos seus indivíduos, conforme observado no padrão ecomorfológico apresentado pela ACP (Fig. 12). Pelo comportamento alimentar do *H. ancistroides* de raspar a camada de perífiton (CASSATI *et al.*, 2006), quando mais íntegro for o substrato, mas diversificado e mais disponível deverão ser os recursos alimentares para a espécie, como foi possível verificar a partir da predominância de itens raros no ribeirão Taquara, demonstrando pelo IIR (Tabela 4)

Para os ribeirões Cafezal (periurbano) e Cambé (urbano) o menor tamanho de boca, e aspectos natatórios diferentes mostram maior relação com o acúmulo de matéria orgânica fina, proveniente de escoamento superficial.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados foi possível demonstrar que a morfologia do *H. ancistroides* sofreu variação em função dos diferentes impactos sofridos pelos ribeirões, a partir dos seus diferentes graus de perturbação. No ribeirão Cambé (urbano), a alimentação foi composta principalmente de detritos, algas e larvas bioindicadoras de ambiente submetidos a fortes pressões ambientais, além de apresentar um corpo mais robusto, mais adaptado a frenagens, devido ao menor tamanho espacial do nicho. Os espécimes do ribeirão Taquara, o qual apresenta maior cobertura de vegetação ripária e está inserido na área rural, apresentaram bocas maiores associadas a alimentação com maior riqueza de recursos, composta na sua maioria por algas filamentosas. Por outro lado, os espécimes do ribeirão Cafezal (periurbano), se assemelharam morfológicamente aos *H. ancistroides* do ribeirão Cambé, favorecendo natações mais curtas e estáveis, com maior estabilidade na correnteza. Sua alimentação teve uma maior proporção de algas, em relação aos detritos.

Dessa forma, a hipótese inicial de que não haveria diferença ecomorfológica e trófica entre as populações de *H. ancistroides* dos ribeirões ao longo do gradiente urbano-agricultura foi rejeitada. Contudo seria interessante analisar a espécie nos próximos anos para avaliar se as variações ecomorfológicas foram agravadas, amenizadas, ou mantidas estáveis, assim como as variações sofridas na qualidade dos ribeirões, já que estão correlacionadas. Além disso, este é mais um estudo mostrando que se deve-se tomar medidas para a preservação e recuperação da qualidade dos corpos d'água na cidade de Londrina, pois os impactos têm afetado grande parte da comunidade lótica.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M. N.; TORRES, E. C. **A importância da conservação da mata ciliar: o caso do córrego da mata no município de Londrina-PR**. XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010.
- ALVES, T. L. **Abordagem geográfica a partir da análise ambiental em áreas de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do ribeirão Taquara**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia, Meio ambiente e Desenvolvimento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.
- ARANDA, Arion Tulio. **Composição e distribuição da simuliofauna (Diptera:Simuliidae) em remanescente de mata atlântica no zoneamento ambiental do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, Brasil**. 2017. 122 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Saúde)-Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2017.
- ARAÚJO, J. C. S. V. **Ecomorfologia trófica de peixes bioindicadores de riachos submetidos a diferentes graus de antropização**. 2020. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2020.
- ARIAS, A. R. L. *et al.* Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 61–72, mar. 2007.
- BALESTRI, M. R D. **Avaliação da contaminação de *Poecilia reticulata* e *Hypostomus ancistroides* por elementos-traço na Bacia do Ribeirão Cafezal (Município de Rolândia - PR)**. 2015. 37 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.
- BARBOLA, I.F.; MORAES, M.F.P.G; CAMILOTTI, E.M; NASCIMENTO, E.A. Macroinvertebrados do Rio Pitangui, Rio de Contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente (GEALH, A.M.; MELO, M.S.; MORO, R.S. Orgs.) **Editora UEPG**, Ponta Grossa, 199p. 2007.
- BEAUMORD, A. C.; PETRERE, M. Fish communities of Manso river, Chapada dos Guimarães, MT, Brazil. **Acta Biologica Venezuelica**, v. 15, n. 2, p. 21-35, 1994.
- BENNEMANN, S. T.; CASATTI, L.; OLIVEIRA, D. C. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1 - 8, 2006.

BREDA, L.; OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, v. 27, n. 4, p. 371–381, 2005.

CADWALLADER, P. L. The food of the New Zealand common river galaxias, *Galaxias vulgaris* Stokell (Pisces: Salmoniformes). **Marine and Freshwater Research**, v. 26, n. 1, p. 15-30, 1975

CAMARGO, M. M. P.; MARTINEZ, C. B. R. Biochemical and physiological biomarkers in *Prochilodus lineatus* submitted to in situ tests in an urban stream in southern Brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 21, n. 1, p. 61-69, 2006.

CARDOSO, D. C., SOUZA, F. K. S. De, FREITAS, C. E. C., A ecomorfologia como ferramenta em estudos que abordam a alimentação e o uso de habitats por assembleias de peixes. **Scientia Amazonia**. v.4, n.2, 85-91, 2015, ISSN:2238.1910

CARDOSO, D. C.; DEHART, P.; FREITAS, C. E.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. Diet and ecomorphology of predator fish species of the Amazonian floodplain lakes. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, e20180678, 2019.

CARNIATTO, N.; FUGI, R.; CANTANHÊDE, G.; GUBIANI, E. A.; HAHN, N. S. Effects of flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 363-372, 2012.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v. 4, n. 2, 203-214, 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 66, n. 2B, p. 681–696, May 2006.

CASTEX, M.; FUENTES, O.; MARQUEST, M.C. Algunas observaciones sobre los sitios de cria del *Simulium quadrivittatum* Loew, 1862 (Díptera: Simuliidae) en isla de la Juventud. Revista. **Cubana de Medicina Tropical**, 40(3):60-67, 1988

CHAPMAN, D. V.; WORLD HEALTH ORGANIZATION, UNESCO & UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 1996. 2nd ed. London: E & FN Spon.

- COCHRAN-BIEDERMAN, J. L.; WINEMILLER, K. O. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. **Environmental Biology of Fishes**. v. 88, n. 2, p. 143-152, 2010.
- CORRÊA, C. E.; PETRY, A. C.; HAHN, N. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 99, n. 4, p. 456 - 463, dez. 2009.
- COVICH, A.P.; PALMER, M.A.; CROWL, T.A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **Bioscience** 49: 119–140, 1999.
- DELGADO, R. H. **Análise da contaminação ambiental da bacia hidrográfica do rio Taquara: Aspectos da qualidade da água**. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Geografia). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.
- DOS SANTOS, R.B.; LOPES, J.; DOS SANTOS, K.B. Distribuição Espacial e Sazonalidade de Espécies de Borrachudos (Diptera: Simuliidae) no Ribeirão Guaravera e em três de seus Afluentes, Município de Londrina, Estado do Paraná, Brasil. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 2, 2010.
- ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- EVANS, K. M.; KIM, L. Y.; SCHUBERT, B. A.; ALBERT, J. S. Ecomorphology of Neotropical Electric Fishes: An Integrative Approach to Testing the Relationships between Form, Function, and Trophic Ecology. **Integrative Organismal Biology**, v. 1, n. 1, p. 1 - 16, 2019.
- FRAGOSO-MOURA, E. N.; LUIZ, T. F.; COETI, R. Z.; PERET, A. C. Ecologia trófica do *Hemigrammus marginatus* Ellis, 1911 (Characiformes, Characidae) em um riacho tropical conservado. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 2, p. 372-382, 2017.
- FERREIRA COLARES, L. .; FOGAÇA DE ASSIS MONTAG, L. .; DUNCK, B. A. RELAÇÃO ENTRE RARIDADE TAXONÔMICA E EXTINÇÃO FUNCIONAL DE PEIXES EM RIACHOS AMAZÔNICOS. **Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 8, 2020. Disponível em: <https://editoraime.com.br/revistas/index.php/rema/article/view/341>. Acesso em: 18 ago. 2021.
- FREIRE, A. G.; AGOSTINHO, A. A. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.13, n.1, p.1-9, 2001.

- FREITAS, T. M. S.; MONTAG, L. F. A.; BARTHEM, R. B. Distribution, feeding and ecomorphology of four species of Auchenipteridae (Teleostei: Siluriformes) in Eastern Amazonia, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, 107, e2017008, 2017.
- FOX, B. J., BROWN, J. H. **Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. Oikos**, p. 358-370, 1993.
- GALVES, W; SHIBATTA, O. A.; JEREP; F. C. **Fish, Taquara river basin, northern of the state of Paraná, Brazil**. Checklist. v.3, n.3, p.253-259, 2007.
- GATZ, A. J. **Community Organization in Fishes as Indicated by Morphological Features**. Ecology, v. 60, n. 4, p. 711 - 718, 1979.
- GATZKE, E. G. **Integridade ambiental de bacias hidrográficas submetidas a diferentes graus de conservação**. 2017. 37 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.
- GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.
- GRAÇA, W. J; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 2007, 241p.
- GUIDA, R. J.; REMO, J. W. F.; SECCHI, S. Tradeoffs of strategically reconnecting rivers to their floodplains: the case of the Lower Illinois River (USA). **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 43–55, 1 dez. 2016.
- HAMMER, D.A.; HARPER, T.; RYAN, P.D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologica Electronica**, v. 4, p.1–9, 2001.
- HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. 1994. **Limnology**. 2. ed. New York, McGraw Hill, 576 p.
- HUSSON, F.; LÊ, S.; PAGÈS, J. **Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R**. Chapman & Hall/CRC Press, 2011.
- HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals?. **American naturalist**, p. 145-159, 1959.
- HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.
- IORIS, A. A. R. Rethinking Brazil's Pantanal Wetland Beyond Narrow Development and Conservation. **The Journal of Environment & Development Debates**, v. 22, n. 3, p. 239–260, 1 set. 2013.

- ISHIKAWA, D. N.; NOALE, R. Z.; OHE, T. H. K.; SOUZA, E. B. R.; SCARMÍNIO, I. S.; BARRETO, W. J.; BARRETO, S. R. G. Avaliação do risco ambiental em sedimentos dos lagos do riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Química Nova**, v. 32, n.7 p.1744-1749, 2009.
- JOHNSON, D. E. **Applied Multivariate Methods for Data Analysts**. Pacific Grove, ITP, 1998. 567p
- JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. T.; VAN TONGEREN, O. F. R. (Ed.). **Data Analysis In Community And Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 299 p.
- LARONDELLE, N.; HAASE, D. Urban ecosystem services assessment along a ruralurban gradient: A cross-analysis of European cities. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 179–190, 2013.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2nd English ed. Elsevier, 1998. 853 p.
- LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; GOMEZ, L. C.; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 2, p. 273 - 285, 1998.
- MACHADO, I. B. T. **Qualidade microbiológica da água e características ambientais da bacia de manancial de abastecimento do Ribeirão Cafezal. 2013**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research**, v. 27, p. 209-220, 1967.
- MARCUCCI, C. R. **Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.
- MARCUCCI, C. R. **Diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes de riachos ao longo do gradiente urbanização-agricultura**. 2019. 72 folhas. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina.
- MORALES, J. J.; GARCIA-ALZATE, C. A. Ecología trófica y rasgos ecomorfológicos del pez *Triportheus magdalenae* (Characiformes: Triportheidae) en el embalse El Guájaro, río Magdalena, Colombia. **Revista de Biología Tropical**, v. 66, n. 3, p. 1208-1222, 2018.

- MOYO, N.A.G.; PHIRI, C. The degradation of urban streams in Harare, Zimbabwe. **African Journal of Ecology**, 40(4): 401-406, 2002.
- MWEDZI, T.; TAURAI, B.; TINOTENDA, M. Macroinvertebrate assemblages in agricultural, mining, and urban tropical streams: implications for conservation and management. **Environmental Science and Pollution Research International**, 23(11): 11181 -11192, 2016.
- NASCIMENTO, M. B.; SMITH, W. S. A ictiofauna da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil: estrutura das assembleias e a influência de diferentes variáveis ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science of Technology**, v. 20, n. 1, p. 29 - 42, 2016.
- NASCIMENTO, E.A.; SANTOS, E.C.; CRISIGIOVANNI, E.L.; MOLINARI, K.C. Utilização de Macroinvertebrados Aquáticos como Ferramenta na Avaliação da Qualidade da Água do Rio da Antas, Irati-PR. **XI Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas**, 2014
- NORTON, S.F., LUCZKOVICH, J.J. & MOTTA, P.J. 1995. The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. **Env. Biol. Fish.** 44(1-2):287-304.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A, 1988. 434 p.
- OHLBERGER, J.; STAAKS, G.; HÖLKER, F. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 176, p. 17 - 25, 2006.
- OKSANEN, A.J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; HARA, R.B.O.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECES, E. 2019. **Vegan: community ecology package**. R package vegan, vers. 2.2-1.
- OLIVEIRA, D. C. de; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p.95-107, 2005
- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010.
- OTA, R. R.; DEPRÁ, G. C.; GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 2, e170094, 2018.

- PANKHURST, N. W. The relationship of ocular morphology to feeding modes and activity periods in shallow marine teleosts from New Zealand. **Environmental Biology of Fishes**, v. 26, n. 3, p. 201 - 211, 1989.
- PEREIRA, R. C.; ANDREATA, J. V. Aspectos reprodutivos de *Phalloptychus januarius* (Hensel, 1868) (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) da Laguna Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista brasileira de Zootecias**. Juiz de Fora. v. 5. n. 1. 2003. p. 79-87.
- PERESSIN, Alexandre. **Impactos da urbanização na ictiofauna de riachos na parte superior da bacia do Alto Rio Paranapanema (SP), Brasil**. 2013. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pos-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013. Disponível em: https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/1525/PERESSIN_Alexandre_2013.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 05 ago. 2021.
- PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IIVERSON, I. L. K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. **Calif. Dep. Fish Game, Fish. Bull.**, 1971, 152: 105p.
- PINTO, M. D. S.; DÓRIA, C. R. C.; MARQUES, E. E. Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 1, p. 17 - 21, 2019.
- PRADO, A. V. R.; GOULART, E.; PAGOTTO, J. P. A. Ecomorphology and use of food resources: inter- and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 4, e150140, 2016.
- RICKLEFS, R. E., TRAVIS, J. **A morphological approach to the study of avian community organization**. The Auk, p. 321-338, 1980.
- RICKLEFS, R. E., PIANKA, C. D., ERIC R. A morphological analysis of the structure of communities of lizards in desert habitats. **Ecology**, p. 1474-1483, 1981.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. **R Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria. 2013.
- SABO, JOHN L.; LEAGH R. GERBER. **Trophic Ecology**. *AccessScience*, McGraw-Hill Education, Jan. 2021.
- SAMPAIO, A. L. A., PAGOTTO, J. P. A., GOULART, E. Relationships between morphology, diet and spatial distribution: testing the effects of intra and interspecific

morphological variations on the patterns of resource use in two Neotropical Cichlids. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 351-360, 2013.

SANTOS, A. R. J.; SANTOS, L. H. Riqueza, abundância e distribuição temporal da anurofauna e levantamento da ictiofauna em uma área de reflorestamento no norte do Paraná. **Revista EDUCAmazônica - Educação Sociedade e Meio Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 489 - 504, 2019.

SILVA, J. A. S. **Tendências do novo rural na bacia do Ribeirão Cafezal**. Dissertação (Mestrado em Geografia, Meio Ambiente e Desenvolvimento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

SILVA, F.L.; MOREIRA, D.C.; BOCHINI, G.L.; RUIZ, S.S. Hábitos Alimentares de Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, Brasil. **Biotemas**, 21(2): 155-159, 2008.

SMITH, W. S.; PEREIRA, C. G. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Trophic structure of the fish community throughout the reservoirs and tributaries of the Middle and Lower Tietê River (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, e308, 2018.

SMOUSE, P.E.; LONG, J.C; SOKAL, R.R. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel Test of matrix correspondence. **Systematic Zoology**, v. 35, n. 4, p. 627-632, 1986.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S. T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 67 - 76, 2007.

TUNDISI, J. G.; MATSURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–75, dez. 2010.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bol. Inst. Oceanogr.** p. 205-207, 1980.

VIEIRA, D. B; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**. v.7, n.1, p.57-65. 2007.

WAINWRIGHT, P. C.; BELLWOOD, D. R.; WESTNEAT, M. W. Ecomorphology of Locomotion in Labrid Fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 65, p. 47 - 62, 2002.

- WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN II, R. P. 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.
- WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n. 3, p. 371 - 384, 1984.
- WINEMILLER, K. O. Ecomorphological Diversification in Lowland Freshwater Fish Assemblages from Five Biotic Regions. **Ecological Monographs**, v. 61, n. 4, p. 343 - 365, 1991.
- XU, M.; WANG, Z.; DUAN, X.; PAN, B. **Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment Hydrobiologia**, 729(1), 247-259, 2014.
- YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556, 1998.
- ZAPPAROLI, I. D. Oferta e demanda de água na bacia hidrográfica do Rio Tibagi (BHRT) – Londrina, Paraná, Brasil: saneamento ou produção de energia. **Economia & Região**. v.1, n.1, p.91-117. 2013.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice-hall, 1999.