

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

MARIA CLARA DOS SANTOS LOPES

**Influência do uso e ocupação do solo sobre as estruturas
ecomorfológica e trófica de *Imparfinis schubarti* (Gomes, 1956) em um
ribeirão periurbano e um rural**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2021

MARIA CLARA DOS SANTOS LOPES

**Influência do uso e ocupação do solo sobre as estruturas
ecomorfológica e trófica de *Imparfinis schubarti* (Gomes, 1956) em um
ribeirão periurbano e um rural**

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

Coorientador: Prof. Maurício Moreira dos Santos

LONDRINA

2021

MARIA CLARA DOS SANTOS LOPES

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE AS ESTRUTURAS
ECOMORFOLÓGICA E TRÓFICA DE IMPARFINIS SCHUBARTI (Gomes, 1956) EM
UM RIBEIRÃO PERIURBANO E UM RURAL**

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

Prof. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Departamento de Engenharia Ambiental)

Prof. Dr. Jorge Alberto Martins
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Departamento de Engenharia Ambiental)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Departamento de Engenharia Ambiental)
Orientador

Prof. Dr. Mauricio Moreira dos Santos
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Departamento de Engenharia Ambiental)
Co-Orientador

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família, em especial aos meus pais (Rita de Cássia e Brasilei), meu irmão (Luis Felipe), a minha tia (Eclair) que sempre me incentivaram e estiveram ao meu lado.

Aos amigos pelo apoio ao longo da graduação.

Agradeço também o Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada (LETA) pelo fornecimento dos dados e aos professores Edson Fontes de Oliveira e Mauricio Moreira dos Santos pela orientação.

RESUMO

O presente estudo avaliou o efeito do padrão de uso e ocupação do solo de duas sub-bacias com diferentes graus de perturbação ambiental sobre as estruturas ecomorfológica e trófica da espécie de peixe *Imparfinis schubarti*. A hipótese central é que as diferentes características ambientais das bacias estudadas tendem a promover modificações na forma do corpo e na dieta da espécie. Para isso, delimitou-se duas sub-bacias do município de Londrina, uma periurbana (ribeirão Cafezal) e outra rural (ribeirão Taquara). As áreas de amostragem foram caracterizadas de acordo com o uso e ocupação do solo, a partir de imagens do *Landsat-8* do ano de 2013. Foram testados os métodos Máxima Verossimilhança, Mínima Distância, Paralelepípedo e mapeamento por Ângulo Espectral, com o objetivo de verificar qual classificador apresenta melhor acurácia. Foram analisados 217 indivíduos da espécie *I. schubarti* e para cada foram calculados 26 índices ecomorfológicos e analisadas as suas respectivas dietas. Aplicou-se a análise de variância para testar as diferenças significativas nos escores da análise de componentes principais (PCA) dos índices ecomorfológicos para verificar se os indivíduos apresentam estruturas ecomorfológicas diferentes para cada sub-bacia. Para os recursos alimentares calculou-se o Índice de Importância Relativa (IIR) e aplicou-se a análise de correspondência destendenciada (DCA). A análise de correlação canônica (CCA) foi aplicada para avaliar as correlações entre os dados abióticos (uso e ocupação do solo) com os dados bióticos (alimentação). O mapa temático da sub-bacia do ribeirão Cafezal foi construído com o método Máxima Verossimilhança e a sub-bacia do rio Taquara com o Mapeamento por Ângulo espectral. A sub-bacia do Cafezal apresentou os maiores percentuais de área urbana e o Taquara com a maior cobertura de área agrícola. Os índices ecomorfológicos segregaram os indivíduos significativamente, de acordo com mobilidade e abertura da boca. A DCA demonstrou que a alimentação dos indivíduos segregou a sub-bacia rural do Taquara, com maior diversidade de recursos alimentares e preferência por insetos, vegetais, algas e ovos de peixe, enquanto a sub-bacia periurbana do Cafezal verificou a predominância de detritos. A CCA revelou que os indivíduos dos pontos 1 e 2 do Taquara tendem a apresentar uma alimentação mais especialista, associadas a presença de vegetação e uso agrícola da paisagem, enquanto os indivíduos do ponto 3 do Cafezal tenderam a apresentar alimentação mais generalista, e que está relacionado a maior uso da paisagem pela urbanização. Os resultados revelaram que os indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar uma variação ecomorfológica e trófica intraespecífica significativa em razão de sofrer diferentes pressões ambientais. Dessa forma, essas diferenças podem indicar um provável processo de adaptação local da espécie às novas condições ambientais às quais os sistemas lóticos estão submetidos.

Palavras-chave: Ribeirão Cafezal, Ribeirão Taquara, urbanização, ecomorfologia trófica

ABSTRACT

The present study evaluated the effect of the pattern of land use and occupation of two sub-basins with different degrees of environmental disturbance on the ecomorphological and trophic structures of the fish species *Imparfinis schubarti*. The central hypothesis is that the different environmental characteristics of the studied basins tend to promote changes in the species' body shape and diet. For this, two sub-basins of the municipality of Londrina were delimited, one periurban (Cafezal river) and the other rural (Taquara river). The sampling areas were characterized according to land use and occupation, based on Landsat-8 images from the year 2013. The Maximum Likelihood, Minimum Distance, Parallelepiped and Spectral Angle mapping methods were tested. check which classifier has the best accuracy. Two hundred and seventeen individuals of the species *I. schubarti* were analyzed and for each 26 ecomorphological indices were calculated and their respective diets analyzed. Analysis of variance was applied to test for significant differences in the principal component analysis (PCA) scores of ecomorphological indices to verify whether individuals present different ecomorphological structures for each sub-basin. For food resources, the Relative Importance Index (IIR) was calculated and the extended correspondence analysis (DCA) was applied. Canonical correlation analysis (CCA) was applied to assess the correlations among abiotic data (land use and occupation) with biotic data (feeding). The thematic map of the Cafezal stream sub-basin was built using the Maximum Likelihood method and the Taquara river sub-basin with Spectral Angle Mapping. The Cafezal sub-basin had the highest percentages of urban area and the Taquara with the greatest coverage of agricultural area. Ecomorphological indices segregated individuals significantly, according to mobility and mouth opening. The DCA demonstrated that the individuals' diet segregated the rural sub-basin of Taquara, with greater diversity of food resources and preference for insects, vegetables, algae and fish eggs, while the periurban sub-basin of Cafezal verified the predominance of detritus. The CCA revealed that individuals from points 1 and 2 of Taquara tend to have a more specialized diet, associated with the presence of vegetation and agricultural use of the landscape, while individuals from point 3 of Cafezal tended to have a more generalist diet, which is related to greater use of the landscape by urbanization. The results revealed that individuals of the same species can present a significant intraspecific ecomorphological and trophic variation due to suffering different environmental pressures. Thus, these differences may indicate a probable process of local adaptation of the species to the new environmental conditions to which lotic systems are submitted.

Key-words: Cafezal river, Taquara river, urbanization, trophic ecomorphology

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacia hidrográfica hipotética. 1 - Linhas de drenagem de primeira ordem; 2 - Linhas de drenagem de segunda ordem.	15
Figura 2 - Diagrama das amostragens de treinamento, sendo “A”, “B” e “C” diferentes classes	26
Figura 3 - Diagrama do espaço entre as classes “A”, “B” e “C” e “1” e “2” representando a posição média de cada classe	27
Figura 4 - Curvas de probabilidade de o pixel pertencer as classes “A”, “B” ou “C”, com sua respectiva linha de tomada de decisão.....	28
Figura 5 - Demonstração do Ângulo Espectral bidimensional.	29
Figura 6 - Localização dos pontos de amostragem nos ribeirões Cafezal e Taquara analisados no presente estudo.....	30
Figura 7 - Principais etapas realizadas para delimitar as bacias hidrográficas pelo Grass GIS	33
Figura 8 - Principais etapas para construção do mapa temático de uso e ocupação do solo.....	34
Figura 9 - <i>Imparfinis schubarti</i>	36
Figura 10 - Diagrama com a descrição gráfica das siglas das medidas morfológicas lineares.....	37
Figura 11 - Principais etapas realizadas com os dados dos indivíduos de <i>I. schubarti</i> .	44
Figura 12 - Variáveis utilizadas para a construção da CCA.....	45
Figura 13 - Delimitação das subbacias.....	46
Figura 14 - Classificação das unidades de paisagem do ribeirão Cafezal	48
Figura 15 - Classificação das unidades de paisagem do ribeirão Taquara	51
Figura 16 - Escores dos eixos 1 e 2 da PCA para indivíduos de <i>I. schubarti</i> coletados nos riachos Cafezal e Taquara. Os índices apresentados referem-se àqueles com maiores autovetores positivos e negativos para os dois eixos.....	54
Figura 17 - Análise da DCA para os pontos amostrados nos Ribeirões Cafezal e Taquara. Projeção dos escores dos eixos 1 (autovalor 0,21) e 2 (autovalor 0,14) da DCA. Detr= Detrito; CerLarv = Ceratopogonidae (larva), Plec = Plecoptera, EphNinfa = Ephemeroptera Ninfa, Mic = Microplastico, LepLarv = Lepidoptera (larva); Amp =	

Amphipoda, Alg = Alga, Meg =Megaloptera, Ovo = Ovo, Veg = Vegetais, Lep =
Lepidoptera, Ost = Ostracoda, ColLarv = Coleoptera larva, Eph = Ephemeroptera e Nem
= Nematoda.....56

Figura 18 - Diagrama da CCA parcial. Resultado para os parâmetros de recursos
alimentares (Aca = Acarina, Alg = Alga, Amp = Amphipoda, Ane = Anelidae, Cer =
Ceratopogonidae, CerLarv = Larva de Ceratopogonidae, Cla = Cladocera, Col =
Coleoptera, ColLarv = Larva de Coleoptera, Cop = Copepoda, Dap = Daphnia, Det =
Detrito, Dip = Diptera, DipLarv = Larva de Diptera, DipPup = Pupa de Diptera, Eph =
Ephemeroptera, EphLarva = Larva Ephemeroptera, EphNinfa = Ninfa de Ephemeroptera,
Hem = Hemirptera, Het = Heteroptera, Hex = Hexapoda, Lep = Lepidoptera, LepLarv =
Larva de Lepidoptera, Meg = Megaloptera, Mic = Microplástico, NI = Não identificado,
Nem = Nematoda, Odo = Odonata, Ost = Ostracoda, Ovo = Ovo, Ple = Plecoptera, Tri =
Trichoptera, TriLarv = Larva de Trichopter, TriCasul = Casulo de Trichoptera, Veg =
Vegetais), uso e ocupação do solo (área urbana, vegetação, área agrícola e solo exposto)
e os pontos de amostragem (P2 e P3 Cafezal e P1, P2 e P3 Taquara)57

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Bandas espectrais do satélite Landsat-8.....	24
Quadro 2 - Medidas morfológicas, siglas e descrição a ser utilizadas no estudo.....	38
Quadro 3 - Índices ecomorfológicos e suas respectivas fórmulas de cálculo a partir das medidas morfológicas lineares	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Intervalo de aceitação para o Índice de Kappa (K)	35
Tabela 2 - Valores de concordância na aplicação do índice Kappa para diferentes classificadores.....	47
Tabela 3 - Distribuição das classes de uso e ocupação do solo em unidades de paisagem em relação as sub-bacias do ribeirão Cafezal.....	49
Tabela 4 - Porcentagem das unidades de paisagem em relação as sub-bacias do Ribeirão Taquara.....	52
Tabela 5 - Contribuição dos índices ecomorfológicos para a formação dos eixos da PCA. Os maiores autovetores estão marcados em negrito. Na parte inferior da tabela estão descritos os autovalores dos eixos, os seus percentuais da variabilidade explicada e os autovalores calculados a partir do modelo de <i>broken stick</i>	53

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 OBJETIVO GERAL.....	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
3.1 ESTRUTURA LIMNOLÓGICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	15
3.2 IMPACTOS AMBIENTAIS SOBRE BACIAS HIDROGRÁFICAS.....	17
3.3 ECOMORFOLOGIA DE PEIXES.....	19
3.4 ECOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES	21
3.5 GEOPROCESSAMENTO E SUA APLICAÇÃO NA ANÁLISE AMBIENTAL	23
3.5.1 GEOTECNOLOGIAS	23
3.5.2 SATÉLITES <i>LANDSAT</i>	23
3.5.3 CLASSIFICAÇÃO DE IMAGEM	24
3.5.4 MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DE IMAGEM	25
3.5.4.1 MÉTODO DO PARALELEPÍPEDO	25
3.5.4.2 MÉTODOS DISTÂNCIA MÍNIMA	26
3.5.4.3 MÉTODOS MÁXIMA VEROSSIMILHANÇA.....	27
3.5.4.4 MAPEAMENTO ESPECTRAL.....	28
4 MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO	30
4.2 AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA.....	31
4.3 TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO APLICADAS.....	32
4.3.1 DELIMITAÇÃO DAS SUB-BACIAS ANALISADAS.....	32
4.3.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	33
4.4 ANÁLISE ECOMORFOLÓGICA	35
4.5 ECOLOGIA TRÓFICA	42
4.6 ANÁLISE DOS DADOS	43
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	46

5.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	46
5.2 ECOMORFOLOGIA	52
5.3 ECOLOGIA TRÓFICA.....	55
5.4 CORRELAÇÃO ENTRE O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E ALIMENTAÇÃO	56
6 CONCLUSÃO	59
REFERÊNCIAS.....	60

1 INTRODUÇÃO

As expansões da urbanização e da agricultura têm exercido diferentes pressões ambientais sobre a paisagem, resultando na redução da qualidade dos recursos hídricos (PALMER *et al.*, 2005) e na necessidade de monitoramento e avaliação contínua da integridade ambiental.

A caracterização ambiental pode ser realizada utilizando espécies bioindicadoras, tendo em vista o conhecimento prévio das características ecológicas e do comportamento das comunidades em situações naturais e adversas (PIMENTA *et al.*, 2016). De acordo com Callisto e Moreno (2006), a investigação sobre o desaparecimento de espécies nativas bioindicadoras é um bom exemplo de análise de perturbações ambientais do entorno da bacia que impactam diretamente a abundância, distribuição e densidade da biodiversidade do meio aquático.

O uso de bioindicadores também tem se tornado uma alternativa para compreender, do ponto de vista espaço-temporal, como as interferências na paisagem podem afetar as dinâmicas da biodiversidade em uma bacia hidrográfica. Diversos estudos têm demonstrado a viabilidade do uso da ictiofauna como bioindicadores (KARR, 1980), em razão da possibilidade de avaliar as alterações nas suas estruturas morfológicas e tróficas como consequência das diferentes pressões ambientais (LEAL *et al.*, 2013; MISE *et al.*, 2015; SEVERO-NETO; TERESA; FROEHLICH, 2015; GAMBAROTTO, 2017; SIMÕES, 2018; ARAÚJO, 2020). Os peixes potencialmente expressam os efeitos a longo prazo de vários impactos sobre as condições dos habitats, por exemplo, a partir de alterações em seu ciclo de vida, nos padrões de riqueza de espécie (VIEIRA; SHIBATTA, 2007), na organização de redes tróficas (FREITAS; SIQUEIRA-SOUZA, 2009) e padrões de ecomorfologia (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

Nessa escala espacial de análise, o uso de técnicas de Geoprocessamento e de Sensoriamento Remoto, combinadas com o Sistema de Informações Geográficas (SIG), possibilita a análise da superfície terrestre na escala de paisagem, dado a sua capacidade de análise e armazenamento de amplas séries históricas.

Além disso, essas técnicas também permitem caracterizar o meio físico, compreender a dinâmica da ocupação espaço-temporal e monitorar e avaliar a evolução de impactos ambientais (NUNES; LEITE, 2018; GALO; NOVO, 2000).

Complementarmente, a análise do uso e ocupação do solo permite informações detalhadas a respeito da quantidade, distribuição e tipo de vegetação, bem como dos recursos hídricos na bacia de drenagem, contribuindo assim para o aperfeiçoamento da análise ambiental.

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito do padrão de uso e ocupação do solo de duas bacias com diferentes graus de perturbação ambiental sobre as estruturas ecomorfológica e trófica intra-específicas de *Imparfinis schubarti* (GOMES, 1956), um peixe nativo da bacia do alto Rio Paraná (Ota *et al.*, 2018). A hipótese central é que as diferentes características ambientais das bacias estudadas tendem a promover modificações na forma do corpo e na dieta de *I. schubarti*, em resposta às variações limnológicas e oferta de alimento esperadas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar o efeito do uso e ocupação do solo sobre as estruturas ecomorfológica e trófica de *Imparfinis schubarti* (Gomes, 1956) em um ribeirão periurbano e um rural.

2.2 Objetivos Específicos

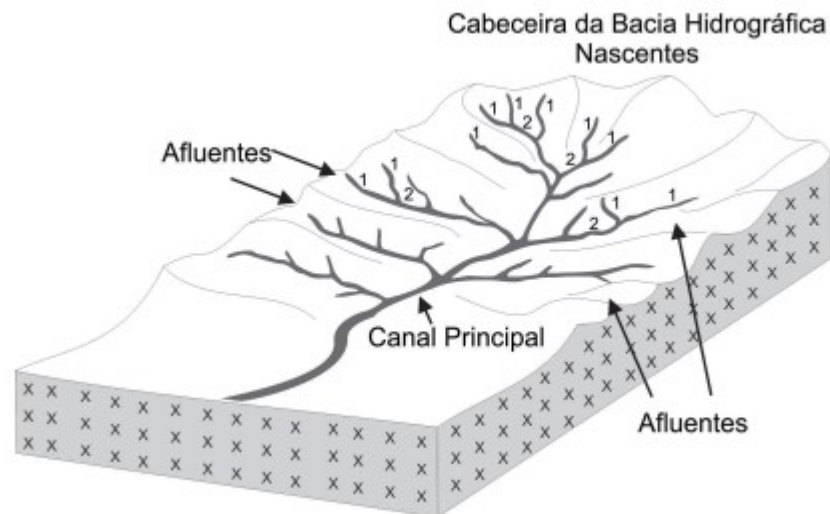
- ✓ Reconhecer o padrão de uso e ocupação do solo de uma bacia periurbana e rural (Londrina-PR);
- ✓ Avaliar as variações espacial e temporal na estrutura ecomorfológica de *I. schubarti* de uma bacia periurbana e rural (Londrina-PR);
- ✓ Avaliar as variações espacial e temporal na estrutura trófica de *I. schubarti* de uma bacia periurbana e rural (Londrina-PR);
- ✓ Analisar a correlação entre o uso e ocupação do solo de uma bacia periurbana e rural e alimentação de *I. schubarti*.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Estrutura limnológica de bacias hidrográficas

As bacias hidrográficas consistem em um conjunto de redes de drenagens, formadas por cursos d'água que confluem até a formação do canal principal (Figura 1) no seu exutório (TUCCI, 1997), onde há coleta, armazenamento e transporte de água, assim como transporte e deposição de sedimento (SILVA; PAES, 2018).

Figura 1 - Bacia hidrográfica hipotética. 1 - Linhas de drenagem de primeira ordem; 2 - Linhas de drenagem de segunda ordem.



Fonte: Embrapa (2015)

De acordo com Tundisi *et al.* (2006), as condições regionais no entorno de uma bacia, assim como sua origem e morfometria, influenciam diretamente as suas variáveis físicas, químicas e biológicas. Ademais, Santos e Hernandez (2013), destacam a necessidade de realizar estudos e acompanhamentos no entorno das bacias, visto que a falta do planejamento urbano planejamento urbano, má conservação dos solos e redução de vegetação influenciam na qualidade e disponibilidade hídrica.

Para Esteves (1982), as pesquisas em ambientes aquáticos de uma determinada bacia hidrográfica pode ser realizada em três etapas: análise, síntese e holística. A etapa

de análise visa a compreensão da estrutura do ecossistema, avaliando variáveis limnológicas e realizando análises qualitativa e quantitativa das comunidades de vegetais e animais. Na etapa de síntese, pesquisa-se sobre as trocas de energia e matéria entre as regiões de uma bacia com o objetivo de elaborar modelos que auxiliem no reconhecimento das interações, possibilitando o manejo adequado do ecossistema. Por fim, a etapa holística, quando objetiva-se compreender as interações entre os ambientes terrestres e aquáticos, para avaliar o ecossistema aquático como elemento da paisagem e não mais como um componente isolado.

As variáveis mais comumente influenciadas pelo uso e ocupação do solo no entorno da bacia, bem como as que são mais utilizadas para o seu monitoramento são: pH, oxigênio dissolvido, turbidez e concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio) (MAROTTA; SANTOS; ENRICH-PRAST, 2008).

Segundo Esteves (1998), ambientes aquáticos continentais tendem a apresentar valores de pH entre 6 e 8, porém frequentemente encontra-se valores mais ácidos, em consequência das elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos provenientes da degradação de materiais alóctone e autóctone na bacia. Os valores baixos do pH (águas mais ácidas) afetam diretamente o crescimento dos peixes, além de ocasionar falhas reprodutivas devido às alterações no metabolismo, ausência da deposição de proteínas nos oócitos, alteração das membranas branquiais e coagulação do muco branquial (FROMM, 1980).

No que se refere ao oxigênio dissolvido, suas principais fontes para o sistema aquático são a atmosfera e a fotossíntese, e suas perdas são provenientes das atividades de respiração, oxidação de íons metálicos, perdas para atmosfera e decomposição da matéria orgânica (ESTEVES, 1998). Além disso, os valores de oxigênio dissolvido sofrem interferências da temperatura do meio, visto que temperaturas mais baixas apresentam maior solubilidade do oxigênio (CETESB, 2021). Os valores baixos de oxigênio dissolvido limitam a oxigenação dos organismos aquáticos, alterando a respiração e circulação, enquanto a anoxia pode ocasionar estresse respiratório que pode conduzir à morte dos indivíduos (HEATH, 1995).

A condutividade elétrica expressa a salinidade da bacia, ou seja, a concentração de sais, ácidos e bases no ambiente aquático (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A variável com

valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em geral, indica ambientes poluídos (CETESB, 2020). Os nutrientes, em especial o fósforo e nitrogênio, estão diretamente relacionados ao metabolismo do ecossistema aquático. Além disso, o nitrogênio atua na formação de proteínas e é um fator limitante para a produção primária, enquanto o fósforo atua no armazenamento de energia, estruturação das moléculas e age como fator limitante da produtividade do ecossistema (ESTEVES, 1998).

Embora esses nutrientes aumentem o potencial produtivo do ecossistema, em excesso podem alterar o estado trófico do sistema aquático de oligotrófico para mesotrófico, eutrófico ou até hipereutrófico. Elevados valores de condutividade elétrica associados a ambientes mais impactados estão frequentemente relacionados à trofia do corpo (ARAÚJO, 2018), bem como a maiores amplitudes de exploração de nichos ecológicos devido à redução de recursos alimentares (GAMBAROTTO, 2018).

A turbidez avalia a passagem do feixe de luz na coluna d'água para quantificar a sua dispersão, estimando indiretamente a concentração de partículas em suspensão, com influência direta sobre a produtividade do ecossistema (ESTEVES, 1998). Além disso, a turbidez costuma interferir na distribuição e abundância de determinadas espécies de peixes (FELIPE; SÚAREZ, 2010), inclusive na busca por alimento (PUSEY, ARTHINGTON, 2003; CASATTI, 2010).

Nesse contexto, avaliar as características físicas, químicas e biológicas de uma bacia associadas aos elementos que compõem a paisagem, torna-se importante, por exemplo, para a melhor compreensão da evolução da paisagem (Motta *et al.*, 2002), capacidade de drenagem (PISSARRA; POLITANO; FERRAUDO, 2004) e dos processos de inundações (FRANCO; SANTO, 2015), além de permitir monitorar e estabelecer os limites de exploração dos recursos hídricos (OLSZEWSKI *et al.*, 2011).

3. 2 Impactos ambientais sobre bacias hidrográficas

De acordo com a Resolução n.º 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 1986), define-se como Impacto Ambiental as alterações nas características físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, que afetam direta ou

indiretamente a saúde, segurança, bem estar da população, atividades socioeconômicas, biota, condições estéticas e sanitárias e qualidade dos recursos ambientais.

Segundo Tundisi *et al.* (2006), as principais atividades que interferem nos sistemas aquáticos brasileiros são desmatamento, introdução de espécies exóticas, remoção de espécies críticas, construção de reservatórios e despejo de material poluente, os quais ocasionam impactos como eutrofização, aumento do material em suspensão e assoreamento, perda da diversidade hidrológica, alteração no ciclo hidrológico, perda da capacidade tampão, expansão geográfica de doenças e toxicidade.

Os crescimentos de centros urbanos e industriais requerem cada vez mais água para atividades como abastecimento. Parte dos efluentes domésticos e industriais ainda são lançados nos ambientes aquáticos das bacias, o que tem reduzido os seus potenciais hídricos (ESTEVES, 1998). Santos, Rufino e Barros Filho (2017) demonstram que as expansões urbana e industrial alteram a impermeabilização do solo, reduzem o potencial de infiltração, aumentam o escoamento superficial e ocasionam sobrecarga no sistema de drenagem. A eutrofização artificial dos ambientes aquáticos também está relacionada com efeitos dos crescimentos urbano, industrial e do agronegócio, a partir da emissão de água residuária não tratada, uso de fertilizantes químicos na agricultura e de produtos de limpeza com a presença de polifosfato (ESTEVES, 1998).

A agricultura necessita de alto fluxo dos recursos hídricos para a irrigação, o que se acirra ainda mais em períodos de estiagem (VASCONCELOS; HADAD; MARTINS JUNIOR, 2012). As áreas que estão expostas ao cultivo ou pastoreio intenso apresentam maior fragilidade, devido às práticas de queima e desmatamento para abertura de novas áreas de cultivo (RIVERO *et al.*, 2009).

Os resíduos provenientes das práticas de pulverização de fertilizante e agrotóxicos podem atingir a bacia de forma direta (chuva ou irrigação) ou indireta (percolação do solo ou dispersão aérea) (ARIAS *et al.*, 2007). Esses resíduos, quando em contato com o ambiente aquático, podem prejudicar a produção de oxigênio dissolvido em razão da redução da densidade do fitoplâncton (PERSCHBACHER; LUDWING; SLATON, 2002), além de poder promover distúrbios no metabolismo dos peixes (GIMENO *et al.*, 1995).

O desmatamento da vegetação ciliar proporciona a redução da zona tampão entre os ecossistemas (aquático e terrestre), de modo a aumentar a concentração de material

particulado dentro da bacia, resultando na perda dos habitats e diminuição de alimento disponível para a fauna (TUNDISI *et al.*, 2006). Além disso, cabe ressaltar que a vegetação ripária desempenha um papel fundamental para o controle do ciclo hidrogeológico da bacia, a partir da reciclagem da água por meio da capacidade de evapotranspiração e infiltração. Dessa forma, entende-se que as atividades resultantes à expansão urbana e dos desenvolvimentos agrícola e industrial interferem na paisagem e potencialmente desequilibram as interações ecológicas (VIANA; PINHEIRO, 1998).

No contexto da ictiofauna, a retirada da vegetação ao entorno das bacias interfere nos hábitos alimentares das espécies, visto que algumas delas dependem da mata ciliar para se alimentar de folhas, frutas e sementes (ALHO; REIS, 2017), além de que a acuidade visual na busca pelos alimentos pode ser afetada pelo aumento da incidência solar acompanhada pelo incremento de sólidos em suspensão (CASSATI, 2010; PUSEY, ARTHINGTON, 2003). O estudo realizado por Casatti *et al.* (2009) realizado no estado de São Paulo na bacia do Rio São José dos Dourados e na Bacia Rio Grande Turvo averiguou que alterações ocasionadas em razão ao desmatamento e assoreamento proporcionam condições que podem favorecer a abundância de espécies de peixes de menor tamanho corporal e tolerância às condições de hipoxia.

3. 3 Ecomorfologia de peixes

A ecomorfologia é o ramo da ciência que visa entender as relações entre a morfologia e aspectos ecológicos, identificando as mudanças no fenótipo no decorrer do processo de adaptação ao ambiente (PERES-NETO, 1999). Uma das abordagens possíveis para o estudo da ecomorfologia é a partir da análise do nicho fundamental das espécies, englobando a combinação das condições e recursos que permitem a viabilidade da presença da população em determinado ambiente (HUTCHINSON, 1957).

As comunidades e associações que permanecem nos ecossistemas são resultados de processos evolutivos complexos e perturbações ambientais podem promover adaptações nos indivíduos (TUNDISI *et al.*, 2006). Nesse contexto, a composição de uma população de uma espécie não tem indivíduos idênticos, pois eles podem apresentar variações referentes não só ao tamanho e taxa de desenvolvimento,

mas também as suas respectivas adaptações às condições ambientais vigentes (Oliveira *et al.*, 2010).

Segundo Wainwright (1994), tanto o limite do desempenho, quanto a amplitude de recursos que um indivíduo pode explorar, são determinados por meio de sua morfologia. A mudança no formato do corpo de um peixe influencia diretamente suas habilidades natatórias, isso implica a forma que a espécie se relaciona com o habitat, forrageio, interações com outras espécies (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005) e sucesso reprodutivo (GUILL; HOOD; HEINS, 2003).

No estudo ecomorfológicos da espécie *Piabina argentea*, na região metropolitana de Belo Horizonte - MG, em uma bacia com diferentes graus de perturbação, Leal *et al.* (2013) encontraram diferenças morfológicas entre as populações, sendo os aspectos das nadadeiras pélvicas a principal. Entretanto, o estudo apresentou baixa correlação entre atributos ecomorfológicos e as características físicas do habitat.

Ferreira Filho *et al.* (2014) avaliaram os padrões ecomorfológicos de *Plagioscion squamosissimus* em diferentes estágios de desenvolvimento. O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Tapacurá em Pernambuco e, observaram diferenças significativas relacionadas aos comprimentos da cabeça, altura da boca e tamanho de abertura da boca, nos diferentes estágios de desenvolvimento da espécie. Além da espécie apresentar correlação entre a morfologia e a alimentação, de forma que adultos tendem a capturar presas maiores, mesmo com valores relativos de boca menores, enquanto os jovens tendem a apresentar uma maior variação no tamanho das presas capturadas.

No estudo de Araújo (2020) realizado em três bacias do município de Londrina e com diferentes graus de perturbação ambiental (urbano, periurbano e rural), foi possível observar diferenças ecomorfológicas entre os locais, visto que no urbano destacaram-se corpos mais altos, comprimidos e com olhos maiores, no periurbano corpos largos e pedúnculos cumpridos e, o rural se diferenciou referentes as nadadeiras e coeficiente de finura. As mudanças observadas no estudo permitem compreender o desenvolvimento de estratégia natatória conforme a integridade ambiental do local.

Ademais, a ecomorfologia pode ser utilizada para compreender se uma espécie apresenta dimorfismo sexual, ou seja, diferença morfológica entre macho e fêmea, o que pode representar diferentes formas de exploração por recursos (DUSSAULT; KRAMER,

1981), como no caso de Simões (2018), realizado no município de Londrina e de Mise *et al.* (2015), realizado no município de Maringá, em que foi observado diferenças significativas entre machos e fêmeas da espécie *Poecilia reticulata* no que se diz respeito a capacidade natatória dos peixes e, hábitos alimentares, confirmando as diferentes maneiras para exploração de recursos.

3.4 Ecologia trófica de peixes

Reconhecer os padrões alimentares de uma comunidade permite a compreensão da integridade do ecossistema, devido aos hábitos alimentares serem influenciados diretamente tanto pelas condições ambientais quanto pela preferência de cada espécie. Abelha, Agostinho e Goulart (2001) sinalizam que por meio destes estudos ainda é possível responder questões ecológicas, como o que as espécies comem, como conseguem os alimentos e qual a variação destes tamanhos.

De acordo com Karr (1981), a posição de topo de cadeia alimentar dos peixes, ao ser comparada com os outros organismos do ecossistema aquático, permite uma melhor compreensão do sistema hídrico, pois estes representam uma ampla cadeia trófica, em consequência a maior disponibilidade de recursos e diversidade presente no sistema, além de que os peixes possuem diferentes níveis tróficos (onívoros, herbívoros, insetívoros, planctívoros ou piscívoros).

Gerking (1994) classifica a habilidade alimentar (plasticidade trófica) dos peixes em três grandes grupos, sendo: generalistas, especialistas e oportunistas. As espécies generalistas abrangem amplos níveis tróficos, visto que não apresentam uma preferência alimentar exclusiva, enquanto as especialistas tendem a ter uma dieta restrita e apresenta adaptações morfológicas. Por fim, as oportunistas se alimentam de uma fonte não usual ou recorrem a uma fonte alimentar abundante e incomum.

Contudo, a presença de um determinado recurso não significa necessariamente que seja o alimento “preferido” da espécie, mas uma resposta da disponibilidade, frequência ou facilidade de captura deste recurso (ZAVALA-CAMIN, 1996). Nesse contexto, entende-se como a plasticidade trófica de uma espécie pode se alterar ao longo do tempo e do espaço conforme a disponibilidade de recursos (ABELHA, AGOSTINHO

E GOULART, 2001). Essa possibilidade ocorre especialmente quando se compara diferentes épocas do ano, como nos períodos de seca e cheia, visto que a cheia proporciona maior diversidade de recursos alimentares devido ao aumento da área de contato com a bacia de drenagem em virtude da elevação do nível hidrométrico, acarretando aumento da diversidade de microhabitats (MATTHEWS, 1998).

Embora a procura, localização e captura de um recurso seja orientada por órgão sensores (ZAVALA-CAMIN, 1996), a ecomorfologia também pode influenciar nas preferências alimentares, preferência de habitat, associadas aos comportamentos de captura (TEIXEIRA; BENNEMANN, 2007). Algumas variáveis ecomorfológicas podem subsidiar importantes inferências ecológicas relacionadas à alimentação, tais como o comprimento relativo da cabeça, que está relacionado diretamente com o tamanho relativo do alimento que será consumido (GATZ, 1979), ou a altura relativa dos olhos, que indica a preferência de habitat na coluna de água (WATSON; BALON 1984).

Ademais, os estudos analisando os hábitos alimentares, também podem ser utilizados para compreender as interações entre as espécies, por meio de adaptações nas estruturas que evitam competição, como observados no estudo de Piorski *et al.* (2005), em que as espécies de *Pygocentrus nattereri* e *Serrasalmus aff. brandtii* embora pertencentes a mesma categoria trófica, apresentaram formas diferentes para obtenção de alimentos e exploração de recursos, evidenciadas por meio dos tamanhos das presas capturadas.

Gambarotto (2017), ao analisar dezenove espécies de peixes presentes em três riachos com condições ambientais diferentes (urbano, periurbano e rural), no município de Londrina, obteve que os riachos mais íntegros apresentaram maior tendência de riqueza e recursos alimentares, enquanto os mais urbanizados apresentaram espécies com características generalistas e diferenças morfológicas. Padrão confirmado também por Araújo (2020), que ao analisar a mesma área, também obteve resultados evidenciando a simplificação de disponibilidade de recursos alimentares nos riachos mais urbanizados e, maior diversidade no riacho relativamente mais íntegro (rural).

3. 5 Geoprocessamento e sua aplicação na análise ambiental

3. 5.1 Geotecnologias

A utilização de geotecnologias aplicadas a área ambiental tem ganhado espaço desde os anos 90, principalmente em relação aos recursos hídricos, visto que os monitoramentos são indispensáveis para sua exploração e a utilização dessa tecnologia melhora o detalhamento e reduz o tempo de estudo (LEAL; TODT; THUM, 2013). As geotecnologias, em especial o geoprocessamento e os sistemas de Informação Geográficas (SIG), são ferramentas que permitem utilizar diferentes escalas temporais e espaciais, além de serem eficientes e econômicas (SAUSEN, 2006; PEREIRA *et al.*, 2019).

3.5.2 Satélites *Landsat*

A série de satélites *Landsat*, provenientes da parceria *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e o *United States Geological Survey* (USGS), fornecem informações calibradas no visível e infravermelho de modo contínuo, o que auxilia na precisão e acurácia para realizar mapeamentos desde a década de 1970 (RODRIGUES *et al.*, 2016). O conjunto de imagens da série *Landsat-8*, lançado em 2013, conta com a presença dos sensores OLI (*Operational Land Imager*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensor*), com capacidade de faixa de área imageada de 185 km, com intervalo de 16 dias e com resolução radiométrica de 12 bits, captando imagens em bandas pancromáticas, multiespectral e termal conforme demonstrado no Quadro 1 (SERVIÇO GEOLÓGICO DOS ESTADOS UNIDOS, 2016; EMBRAPA TERRITORIAL, 2015).

Quadro 1 - Bandas espectrais do satélite Landsat-8

Bandas Espectrais	Resolução Espectral (μm)	Resolução Espacial (m)	Sensor
B1 – Costal	0.433 - 0.453	30	OLI
B2 – Azul	0.450 - 0.515	30	OLI
B3 – Verde	0.525 - 0.600	30	OLI
B4 - Vermelho	0.630 - 0.680	30	OLI
B5 - Infravermelho Próximo	0.845 - 0.885	30	OLI
B6 - Infravermelho Médio	1.560 - 1.660	30	OLI
B7 - Infravermelho Médio	2.100 - 2.300	30	OLI
B8 - Pancromático	0.500 - 0.680	15	OLI
B9 – Cirrus	1.360 - 1.390	30	OLI
Banda 10 – Infravermelho termal 1	10.60 - 11.19	100	TIRS
Banda 11 – Infravermelho termal 2	11.50 - 12.51	100	TIRS

Fonte: Serviço Geológico dos Estados Unidos (2016)

As imagens matriciais (*raster*) coletadas pelos satélites são compostas por séries de elementos (pixels) que representam o valor referente a energia refletida ou emitida em sua superfície correspondente. Para realizar as interpretações dessas imagens é necessário a utilização de técnicas de fotointerpretação, geoprocessamento e classificação, com o intuito de individualizá-las (CÂMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

O processo de classificação de imagens associa cada pixel da imagem coletada a um “rótulo” descritivo, sendo capaz de reconhecer os padrões e objetos homogêneos para mapear a área de interesse. Dessa forma, para cada pixel é associado a uma classe, definido pela reflectância ou emitância do objeto que o compõe e, como resposta, é gerado um mapa de pixels (mapa temático). Entretanto, se o usuário não conseguir definir áreas representativas, o método torna-se ineficiente (CRÓSTA, 1992).

3.5.3 Classificação de imagem

Para realizar a classificação de imagens utiliza-se comumente duas abordagens: classificação digital ou não supervisionada e classificação supervisionada. A classificação não supervisionada não necessita, a priori, do conhecimento das classes presentes na imagem, enquanto a classificação supervisionada necessita do

conhecimento prévio da área, permitindo a seleção confiável das amostras (MORAIS NOVO, 2008).

Entre as aplicações das técnicas de classificação de imagens supervisionadas, têm-se destacado abordagens relacionadas a estudos de estruturas de paisagens (GRISE; BIONDI, 2012), mapeamento de cultivos (LAMPARELLI; NERY; ROCHA, 2011), conflitos e mapeamentos referentes ao uso e ocupação solo (NUNES *et al.*, 2015; GASPARINI *et al.*, 2013; WRUBBLACK; MERCANTE; BOAS, 2013; DIAS; OLIVEIRA, 2015) e monitoramento de vegetação (COSTA; MATRICARDI; PIRES, 2015; GIL *et al.*, 2014).

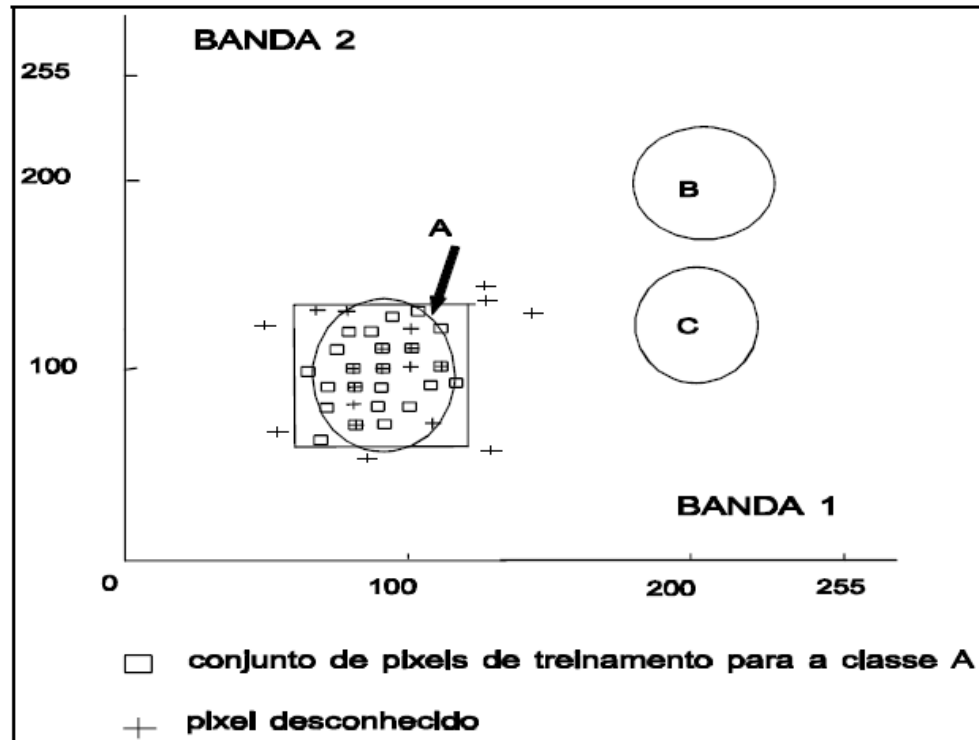
3.5.4 Métodos de classificação de imagem

Os métodos de classificações de imagens supervisionadas mais comuns utilizam os algoritmos denominados como paralelepípedo, distância mínima, máxima verossimilhança e mapeamento por ângulo espectral (CRÓSTA, 1992).

3.5.4.1 Método do paralelepípedo

O método do paralelepípedo (Figura 2) utiliza valores máximos e mínimos de cada banda do conjunto das amostragens de treinamento e, esta área tem forma de quadrado ou paralelepípedo, de forma que todos os pixels presentes dentro dessa área, pertencem a classe atribuída. Entretanto, se um pixel desconhecido estiver situado dentro do limite do quadrado ou paralelepípedo, este também será classificado junto a classe atribuída (CRÓSTA, 1992) podendo resultar em muitas áreas não classificadas e sobreposição de classes.

Figura 2 - Diagrama das amostragens de treinamento, sendo “A”, “B” e “C” diferentes classes

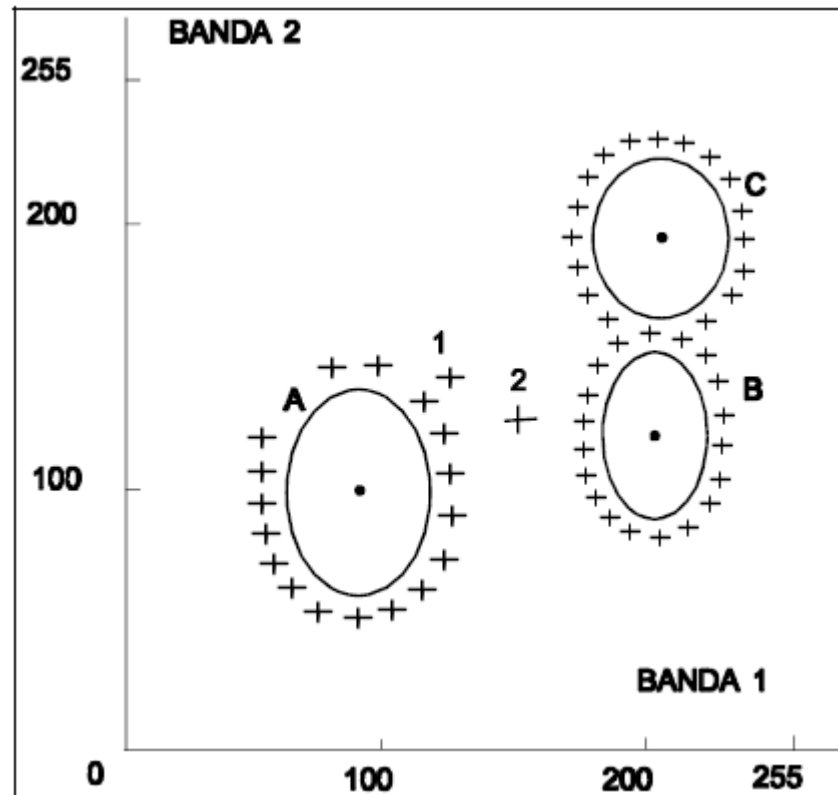


Fonte: (CRÓSTA, 1992).

3.5.4.2 Métodos distância mínima

No método de distância mínima os pixels são classificados de acordo com a proximidade entre as classes, por meio de dados estatísticos, dessa forma o pixel é classificado de acordo com a média das outras classes que for mais próximo a ele. Entretanto, em algumas situações o método não consegue definir em qual classe o pixel pertence. Quando um pixel está na mesma distância das classes, como observado na Figura 3, pelo pixel “2” e classes “A” e “B”, provavelmente o pixel tenha maior afinidade com a classe A, pelo maior tamanho no espaço de atributos, porém não é possível ser resolvido pela distância mínima (CRÓSTA, 1992).

Figura 3 - Diagrama do espaço entre as classes "A," B" e "C" e "1" e "2" representando a posição média de cada classe

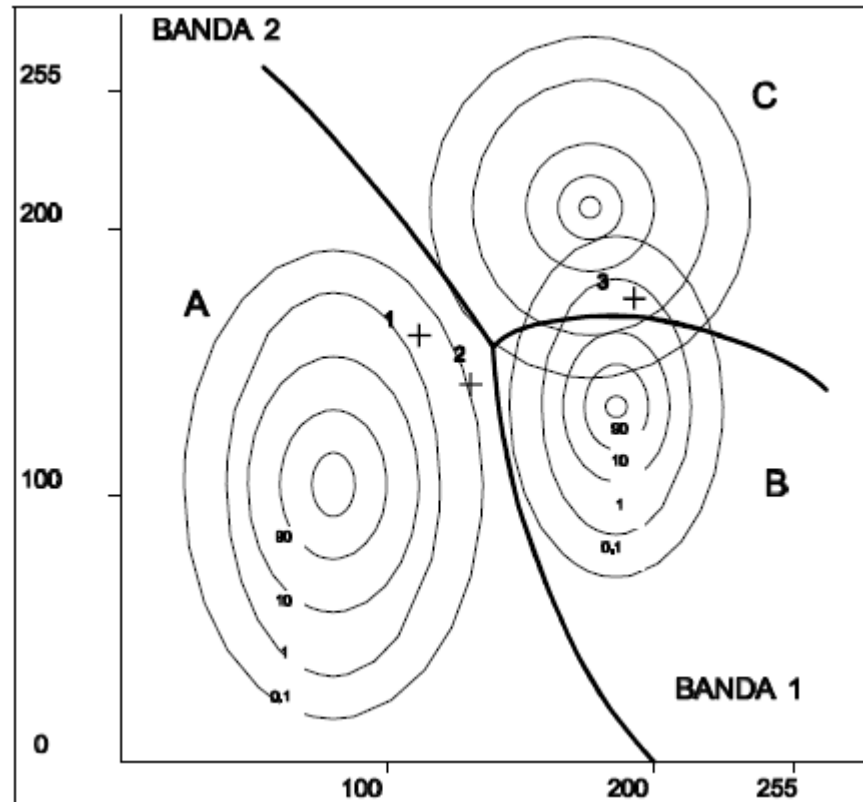


Fonte: (CRÓSTA, 1992).

3.5.4.3 Métodos máxima verossimilhança

O método de Máxima Verossimilhança, que consiste em utilizar a distribuição de probabilidade normal multivariada para cada classe. Para a precisão do método, é necessário realizar uma amostragem suficientemente grande para cada classe. Na Figura 4, as isolinhas podem ser explicadas como a probabilidade de existir um pixel no conjunto de treinamento, ou seja, a probabilidade de qualquer pixel desconhecido pertencer a classe que abrange a isolinha.

Figura 4 - Curvas de probabilidade de o pixel pertencer as classes “A”, “B” ou “C”, com sua respectiva linha de tomada de decisão.

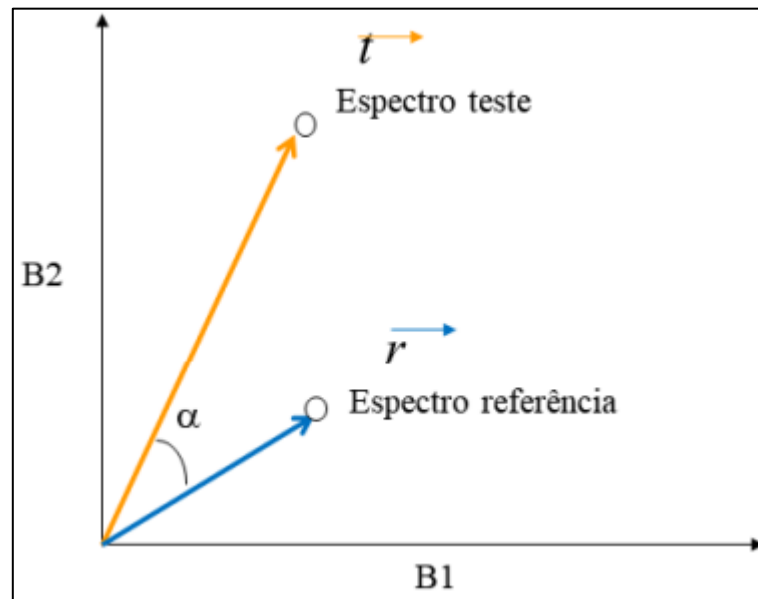


Fonte: (CRÓSTA, 1992).

3.5.4.4 Mapeamento espectral

Por fim, a classificação espectral costuma ser utilizada quando as amostras são relativamente homogêneas. Para isso utiliza-se o Mapeamento por Ângulo Espectral (SAM), no qual trata a resposta do espectro como um vetor multidimensional, de forma a quantificar o grau de similaridade ou distância entre os espectros, por meio do ângulo entre eles (Figura 5). Dessa forma, o valor do ângulo α indica a diferença de comportamento espectral entre as duas amostras, sendo possível avaliar o grau similaridade espectral (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Figura 5 - Demonstração do Ângulo Espectral bidimensional.



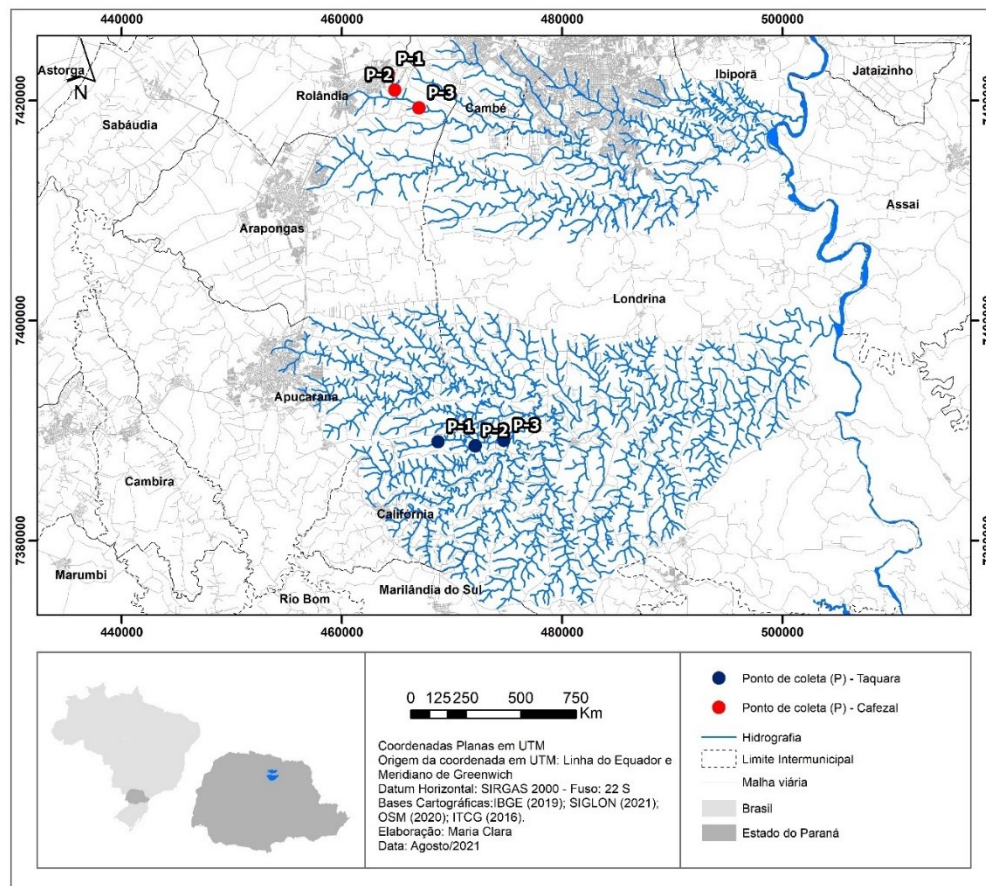
Fonte: BARBOSA; NOVO; MARTINS (2019)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização das áreas de estudo

As amostragens foram realizadas em 2013 e 2014 em três pontos ao longo dos gradientes longitudinais nos trechos superiores de dois ribeirões, um periurbano (Cafezal) e um rural (Taquara) (Figura 6), localizados no norte paranaense, na região metropolitana de Londrina. Historicamente a região do Município de Londrina sofreu com o desmatamento para o cultivo de café, campos de pastagem e grandes monoculturas (GALVES; JEREP; SHIBATTA, 2007).

Figura 6 - Localização dos pontos de amostragem nos ribeirões Cafezal e Taquara analisados no presente estudo



Fonte: Autoria própria (2021)

A bacia do ribeirão Cafezal tem uma extensão de 206 km², englobando as cidades de Londrina, Cambé e Rolândia. De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, esse ribeirão é considerado Classe 2, sendo assim suas águas podem ser destinadas para abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, recreação de uso primário, pesca, irrigação de hortaliças e frutíferas.

A bacia do rio Taquara, por sua vez, tem uma extensão de aproximadamente 894 km², compreendendo áreas dos Municípios de Londrina, Arapongas, Apucarana, Tamarana, Marilândia do Sul e Califórnia. A bacia está inserida em uma área de intensa atividade agrícola, com produção de soja, cana de açúcar e pecuária, apresentando evidentes reflexos de degradação ambiental ao longo dos últimos anos, em geral associados com a supressão da cobertura vegetal, culminando em processos erosivos laminares até voçorocas (STIPP; MENDONÇA, 2010).

4.2 Amostragem da ictiofauna

A amostragem da ictiofauna foi realizada sob licença permanente concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (nº 28113-1), por meio do SISBIO (Sistema de Autorização e Informação da Biodiversidade). Com o intuito de abranger os períodos de estiagem e cheia, as coletas foram realizadas trimestralmente, nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2013 e 2014, nas cabeceiras das bacias selecionadas para o estudo. A coleta de peixes foi realizada por pesca manual, utilizando puçás, peneiras e redinhas, seguida pela pesca elétrica, com o auxílio do gerador portátil de corrente alternada 2,5kW, 200V e 2A, com três pessoas por 40 minutos para cada método de pesca, em um trecho de aproximadamente 50 metros.

Após a coleta, os indivíduos foram fixados em formol 10% e conservados em álcool etílico 70% no Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. Logo após foram pesados (em gramas), medidos o comprimento padrão e total (em centímetros), classificados de acordo com a chave de identificação proposta por Ota *et al.* (2018) e comparados com 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.

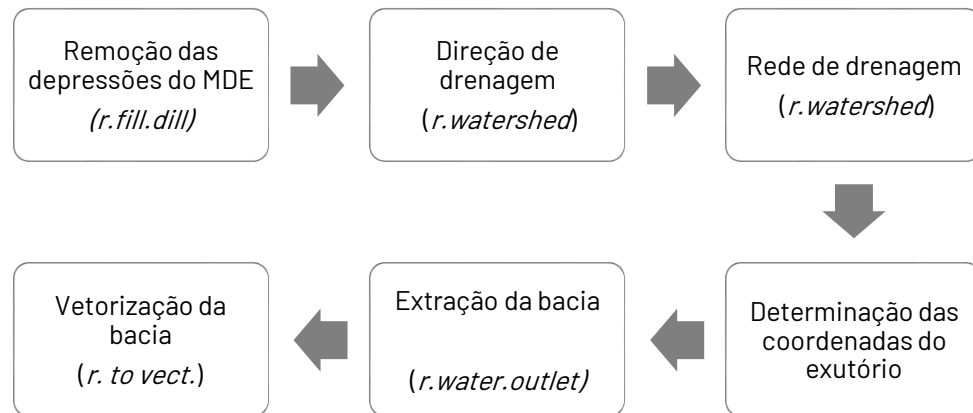
4.3 Técnicas de Geoprocessamento aplicadas

Para a análise do uso e ocupação do solo foram aplicadas técnicas de processamentos de imagens de sensoriamento remoto. Utilizou-se as imagens do satélite *Landsat-8* disponibilizadas pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (2016), com resolução de 30 metros por pixel do sensor OLI, utilizando as bandas B2 (azul), B3 (verde), B4 (vermelho), B5 (Infravermelho próximo) e B7 (Infravermelho próximo). Para o presente estudo utilizou-se imagens do ano de início da coleta da ictiofauna (2013), para melhor representar a condição do uso e ocupação do solo do local na mesma data da realização da amostragem.

4.3.1 Delimitação das sub-bacias analisadas

O modelo digital de elevação (MDE) é uma representação de altitude da bacia dado em formato matricial, onde cada pixel tem um valor de altitude (TONIOLO; SILVA; LOURENÇO, 2021). A utilização do MDE com resolução de 30 metros foi disponibilizada pelo projeto TOPODATA do INPE e possibilitou o emprego da técnica de processamento para delimitação da sub-bacias. Para isso, utilizou-se o *plugin* Grass GIS (2013) (Figura 7).

Figura 7 - Principais etapas realizadas para delimitar as bacias hidrográficas pelo Grass GIS



Fonte: Adaptado de Sobrinho *et al.* (2010)

As falhas do MDE são caracterizadas por áreas que apresentam elevações com valores superiores às cotas e assemelham-se a uma depressão. O processo de preenchimento de depressões espúrias foi realizado pela função “*r.fill.dir*”, o qual trata as altitudes do pixel vizinho para preencher estes espaços (SOBRINHO *et al.*, 2010).

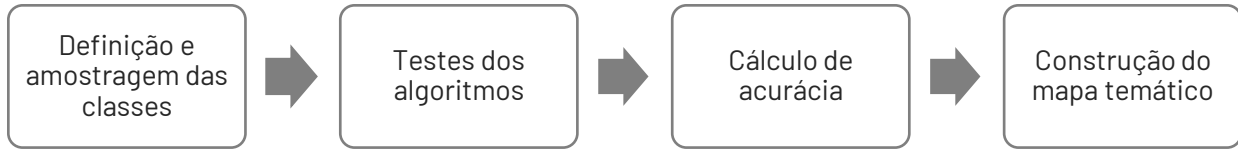
Em seguida determinou-se a direção e rede de drenagem com o comando “*r.watershed*”, onde foi possível a observar da direção do escoamento de água (SANTOS; LOLLO; MAUAD, 2014) e a representação matricial da drenagem da bacia, respectivamente. A partir do resultado da rede de drenagem, determinou-se as coordenadas dos exutórios, considerando o último ponto de coleta (P3) e na sequência, no sentido a montante, os demais pontos (P2 e P1).

A extração da bacia “*r.water.outlet*” foi realizada a partir das coordenadas e da imagem resultante de direção de escoamento. Por fim, foi realizada a vetorização da bacia resultante.

4.3.2 Uso e ocupação do solo

Para a classificação supervisionada de imagens de sensoriamento remoto utilizou-se o plugin *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP) (CONGEDO, 2021), seguindo as etapas da Figura 8.

Figura 8 - Principais etapas para construção do mapa temático de uso e ocupação do solo



Fonte: Autoria própria (2021)

Determinou-se cinco classes de uso e ocupação do solo para as imagens: área urbana, água, área agrícola, vegetação e solo exposto. A classe área urbana consiste em toda área urbanizada da paisagem. A área agrícola engloba as áreas que são destinadas para uso agrícola, tais como pastagens e plantações. O solo exposto representa a área com solo desprovido de qualquer recobrimento vegetal ou de construção.

Logo após, digitalizou-se os polígonos de treinamento, atribuindo de quinze a vinte amostras para cada tipo de cobertura do solo. A imagem de cada sub-bacia foi processada pela metodologia de classificação Supervisionada pixel a pixel, pelos algoritmos de Máxima Verossimilhança (Maximum Likelihood Classification), Mínima Distância, Paralelepípedo e mapeamento por Ângulo Espectral (Spectral Angle Mapper - SAM).

Em seguida utilizou-se o Índice de Kappa (Equação 1; MOREIRA, 2001) para avaliar a acurácia da classificação, com o objetivo de verificar qual classificador apresenta melhor acurácia.

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_i * X_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_i * X_{+1})} \quad (1)$$

Onde:

K: Índice de exatidão Kappa;

r: Número de linhas da matriz;

X_{ii} : número de observações na linha i e coluna j; X_{i+} e X_{+i} : totais marginais da linha i e coluna j, respectivamente;

N: número totais de observações.

A partir dos intervalos do Índice de Kappa (Tabela 1) foi realizada a classificação do nível de acurácia (LANDIS; KOCH, 1977) do mapa temático resultante.

Tabela 1 - Intervalo de aceitação para o Índice de Kappa (K)

Índice de Kappa (K)	Características
$K \leq 0,2$	Ruim
$0,2 < K \leq 0,4$	Razoável
$0,4 < K \leq 0,6$	Bom
$0,6 < K \leq 0,8$	Muito bom
$K \geq 0,8$	Excelente

Fonte: LANDIS e KOCH (1977)

Dessa forma, para este estudo foram empregados os índices com melhor aceitação para construir o mapa temático de cada sub-bacia.

Os processamentos digitais se diferem na forma com que um pixel fora da área de amostragem é classificado. A classificação pelo método de Máxima Verossimilhança é realizada de acordo com a probabilidade de pertencer a uma classe de treinamento. Pelo método da distância mínima, a classificação ocorre de acordo com a média das outras classes mais próximas. No método do paralelepípedo utiliza-se a área do entorno (em formato de quadrado ou paralelepípedo) do conjunto das amostragens e todos os pixels presentes nesta área, pertencem a classe atribuída. Por fim, pelo Mapeamento por Ângulo Espectral é calculado o grau de similaridade ou distância entre os espectros por meio do ângulo formado entre eles (CRÓSTA, 1992; BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

4.4 Análise ecomorfológica

Analisou-se os 217 indivíduos da espécie *I. schubarti* (Figura 9). Foram selecionados apenas adultos para evitar o efeito da ontogenia (variação na forma do corpo do indivíduo devido as fases de desenvolvimento: larva, juvenil e adulto). No ponto 1 do Cafezal (P-C1) não houve ocorrência de indivíduos da espécie.

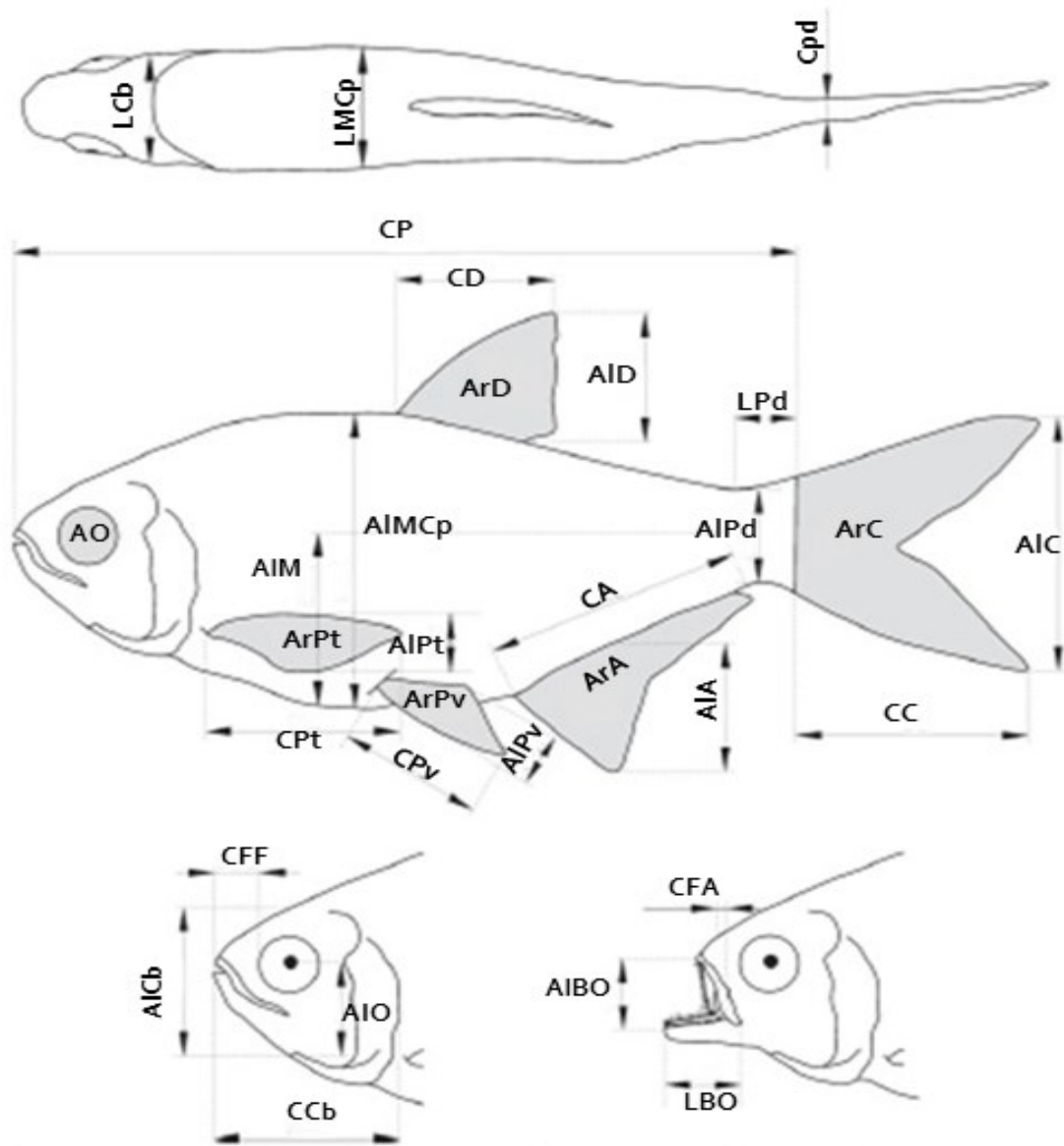
Figura 9 - *Imparfinis schubarti*



Autor: Cristian Marcucci

Para cada indivíduo foram realizadas 36 medidas morfológicas lineares (Quadro 2; Figura 10 com o auxílio de um paquímetro digital; Mitutuyo, precisão de 0,01mm). Em seguida foram estimadas seis áreas internas a partir do contorno das estruturas (olhos e nadadeiras), as quais foram escaneadas e digitalizadas no software AutoCad Autodesk (versão 2021 para estudantes).

Figura 10 - Diagrama com a descrição gráfica das siglas das medidas morfológicas lineares



Fonte: Oliveira *et al.* (2010) e Araújo (2020)

Quadro 2 - Medidas morfológicas, siglas e descrição a ser utilizadas no estudo

	Medidas	Sigla	Descrição
1	Comprimento padrão	CP	Distância da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal
2	Altura máxima do corpo	AMC	Maior distância vertical perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
3	Altura da linha média do corpo	ALm	Distância do ventre até a linha horizontal que se estende da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal na linha da altura máxima do corpo.
4	Largura máxima do corpo	LMCp	Maior distância horizontal perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
5	Comprimento do pedúnculo caudal	CPd	Distância do ponto mais posterior da base da nadadeira anal até o término do pedúnculo caudal.
6	Altura do pedúnculo caudal	AIPd	Menor altura do pedúnculo.
7	Largura do pedúnculo caudal	LPd	Medida horizontal do pedúnculo no ponto de menor altura, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
8	Comprimento da cabeça	CCa	Distância da extremidade anterior da cabeça até a porção óssea mais posterior do opérculo.
9	Altura da cabeça	AICa	Medida vertical no ponto médio do comprimento da cabeça.
10	Altura da cabeça na linha dos olhos	ALO	Medida vertical na linha dos olhos.
11	Largura da cabeça	LCa	Distância horizontal na região do olho perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
12	Comprimento do focinho com a boca fechada	CFf	Distância entre a extremidade anterior da cabeça até a margem anterior dos olhos com a boca fechada.
13	Comprimento do focinho com a boca aberta	CFa	Distância entre a extremidade anterior da cabeça até a margem anterior dos olhos com a boca aberta.
14	Altura da boca	AlBo	Distância vertical da abertura bucal sem distender os músculos.
15	Largura da boca	LBo	Distância horizontal da abertura bucal sem distender os músculos.
16	Posição dos olhos	PO	(1) dorsal; (2) dorso-lateral; (3) lateral; (4) ventro-lateral.
17	Altura dos olhos	AIO	Distância vertical do centro do olho até a parte ventral da cabeça.
18	Área do olho	ArO	Área delimitada pelo contorno externo da linha do olho.

Continua...

19	Posição da boca aberta	PBa	(1) supraterminal; (2) terminal; (3) subterminal; (4) ventral.
20	Posição da boca fechada	PBf	(1) supraterminal; (2) terminal; (3) subterminal; (4) ventral.
21	Comprimento da nadadeira dorsal	CD	Maior distância horizontal no sentido antero-posterior da nadadeira.
22	Atura da nadadeira dorsal	AID	Maior distância entre a base e a extremidade mais superior da nadadeira em um eixo perpendicular ao eixo do seu comprimento.
23	Área da nadadeira dorsal	ArD	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira dorsal.
24	Comprimento da nadadeira caudal	CC	Distância do final do pedúnculo caudal até sua extremidade mais posterior.
25	Altura da nadadeira caudal	AIC	Maior distância vertical perpendicular ao eixo do seu comprimento.
26	Área da nadadeira caudal	ArC	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira caudal.
27	Forma da nadadeira caudal	FC	(1) bifurcada; (2) emarginada; (3) truncada; (4) arredondada; (5) dificerca.
28	Comprimento da nadadeira anal	CA	Maior distância anteroposterior da nadadeira anal.
29	Altura da nadadeira anal	AIA	Maior distância em um eixo perpendicular ao eixo do seu comprimento.
30	Área da nadadeira anal	ArA	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira anal.
31	Comprimento da nadadeira peitoral	CPT	Maior distância da base da nadadeira peitoral até sua extremidade distal.
32	Altura da nadadeira peitoral	AlPt	Maior distância em um eixo perpendicular ao eixo do seu comprimento.
33	Área da nadadeira peitoral	ArPt	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira peitoral.
34	Comprimento da nadadeira pélvica	CPv	Maior distância da base da nadadeira pélvica até sua extremidade distal.
35	Altura da nadadeira pélvica	AlPv	Maior distância em um eixo perpendicular ao eixo do seu comprimento.
36	Área da nadadeira pélvica	ArPv	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira pélvica.

Fonte: Oliveira *et al.* (2010)

A partir das medidas morfológicas mesuradas, foram realizados os cálculos dos índices ecomorfológicos (Quadro 3), com o intuito de minimizar o efeito do tamanho do corpo, por meio de proporções relativas (Oliveira *et al.*, 2010).

Quadro 3 - Índices ecomorfológicos e suas respectivas fórmulas de cálculo a partir das medidas morfológicas lineares

	Índice	Fórmula	Significado funcional
1	Altura relativa do corpo	$ARCP = \frac{AMC}{CP}$	Valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas (GATZ, 1979).
2	Largura relativa do corpo	$LRCP = \frac{LMC}{CP}$	Maiores valores indicam peixes habitando ambientes mais rápidos (WATSON; BALON, 1984)
3	Índice de compressão lateral	$ICL = \frac{AMC}{LMC}$	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	$ICV = \frac{Alm}{AMC}$	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	$ICP = \frac{AlPd}{LPd}$	Pedúnculos comprimidos indicam indivíduos de natação lenta e pouca manobrabilidade (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2010).
6	Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRP = \frac{CPd}{CP}$	Pedúnculos compridos indicam peixes hábeis na natação (WATSON; BALON, 1984)
7	Altura relativa do pedúnculo caudal	$ARP = \frac{AlPd}{AMC}$	Baixos valores indicam alta capacidade de manobrabilidade (WINEMILLER, 1991).
8	Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRP = \frac{LPd}{LMC}$	Altos valores indicam nadadores contínuos (WINEMILLER, 1991)
9	Razão aspecto da nadadeira caudal	$RAC = \frac{ALC^2}{ArC}$	Baixos valores indicam boa aceleração, enquanto altos valores favorecem a natação contínua (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).

Continua...

10	Altura relativa da nadadeira caudal	$ARC = \frac{ALC}{AMC}$	Diretamente proporcional à velocidade de natação (OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2010)
11	Razão aspecto da nadadeira peitoral	$RAP = \frac{CPt}{AlPt}$	Altos valores indicam nadadeiras peitorais longas e estreitas, correspondendo a nadadores de alta velocidade (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002)
12	Altura relativa da nadadeira peitoral	$ARPt = \frac{AlPt}{AMC}$	Altos valores indicam nadadores de alta velocidade (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002).
13	Altura relativa da nadadeira anal	$ARA = \frac{AIA}{AMC}$	Altos valores indicam maior capacidade de manobrabilidade e estabilização do movimento (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
14	Altura relativa da nadadeira pélvica	$ARPv = \frac{AlPv}{AMC}$	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	$RAPv = \frac{ArPv}{AMC}$	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	$ARD = \frac{AID}{AMC}$	Maiores valores indicam peixes com maior estabilidade natatória (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
17	Comprimento relativo da cabeça	$CRCb = \frac{CCa}{CP}$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
18	Altura relativa da cabeça	$ARCb = \frac{AlCa}{AMC}$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
19	Largura relativa da cabeça	$LRCb = \frac{LCa}{LMC}$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).

Continua...

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

Fonte: Araújo (2020).

4.5 Ecologia trófica

Após realizar as análises ecomorfológicas, com o intuito de identificar os hábitos alimentares dos indivíduos selecionados, foram analisados os conteúdos estomacais dos indivíduos até um terço do trato intestinal. Pressupõem-se que os itens consumidos que estejam dispostos até essa região do trato digestório estejam menos digeridos, possibilitando sua identificação.

Para isso, os estômagos foram abertos, pesados em uma balança analítica e os recursos alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico, com o auxílio do microscópio, lupa, pinças, agulhas e placas de Petri. Em seguida estimou-se as seguintes métricas (HYSLOP, 1980) para cada recurso alimentar:

a) Frequência de ocorrência (FO): número de vezes que o recurso apareceu no estômago analisado;

b) Frequência Numérica (FN): porcentagem da abundância numérica de um determinado recurso alimentar em relação à soma de todos os recursos alimentares, e

c) Frequência Volumétrica (FV): corresponde à porcentagem do volume de um determinado recurso alimentar em relação a todos os recursos presentes nos estômagos.

Devido ao tamanho dos itens, por serem recursos alimentares de pequeno tamanho, o método dos pontos proposto por Cadwallader (1975) foi adaptado. A adaptação consiste em avaliar visualmente o grau de repleção, ou seja, o volume interno total do estômago e/ou intestino preenchido com os recursos alimentares de 0 a 4, sendo considerado: intestino vazio (0), volume total do estômago e/ou intestino de 0 – 25% (1), volume total de 25 a 50% (2), volume total de 50 a 75% (3) e volume acima de 75% (4).

A partir dessas frequências, calculou-se o Índice de Importância Relativa (IIR) (Equação 2) proposto por Pinkas (PINKAS *et al.*, 1971):

$$IIR = FO * (FN + FR) \quad (2)$$

Sendo:

IIR = Índice de Importância Relativa dos Recursos Alimentares;

FO = Frequência de Ocorrência (%);

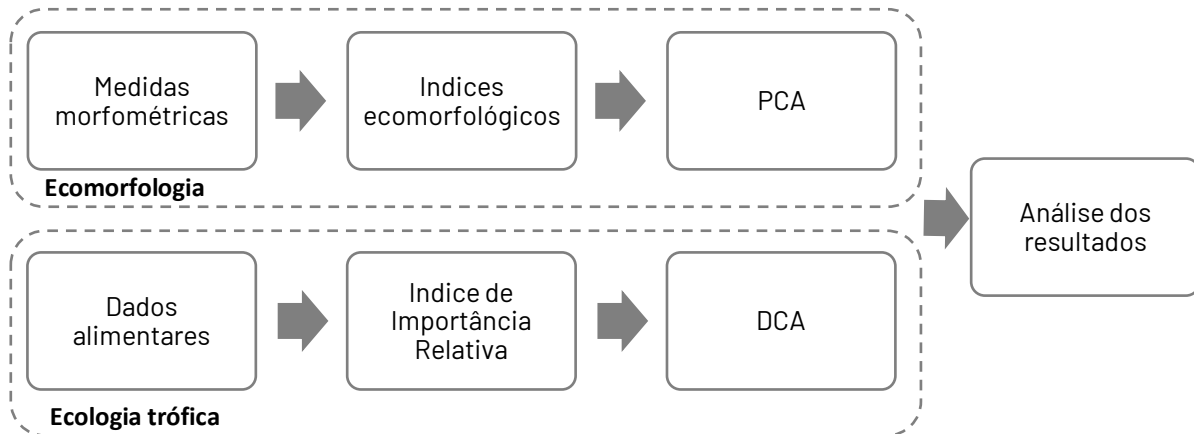
FN = Frequência Numérica (%);

FV = Volume Relativo (%).

4.6 Análise dos dados

De acordo com Peres-Neto (1999), a descrição da forma do corpo de um organismo pode ser representada por vetores multidimensionais. Estes vetores representam a variação na forma do indivíduo durante o processo de desenvolvimento, sendo assim, para o estudo do conjunto dos dados é necessário utilizar análises multidimensionais (Figura 11).

Figura 11 - Principais etapas realizadas com os dados dos indivíduos de *I. schubarti*



Fonte: Autoria própria (2021)

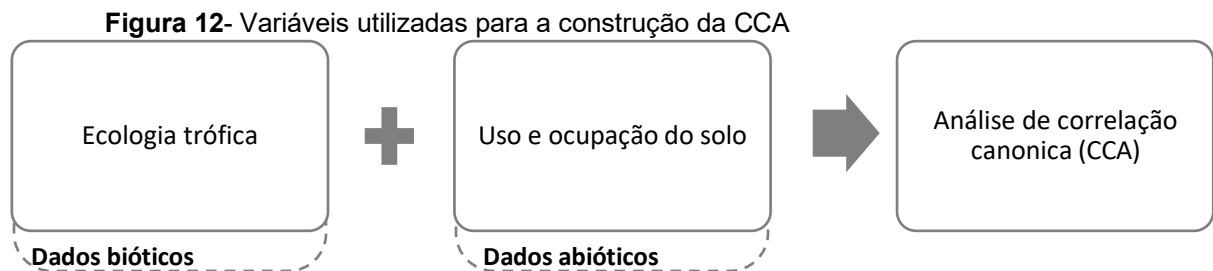
A Análise dos Componentes Principais (*Principal Component Analysis* – PCA) proposta originalmente por Karl Pearson em 1907 visa reduzir dimensões de dados multivariados. Esta análise gera componentes principais (eixos) a partir de combinações das variáveis originais que explicam a variabilidade do conjunto dos dados multivariados, porém estas novas variáveis não se correlacionam entre si (GOTELLI; ELLISON, 2011). As significâncias dos eixos da PCA foram testadas aplicando o modelo de *broken stick*, o qual cria distribuições aleatórias de autovalores para comparar com autovalores coletados, com o intuito de testar quais eixos apresentam estruturas diferentes de eixos gerados ao acaso (JOHNSON; WICHERN, 1998).

A PCA foi aplicada a partir da matriz de correlação de Pearson entre os índices ecomorfológicos dos indivíduos dos dois ribeirões estudados. A análise de componentes principais (PCA) e o modelo *broken stick* foram aplicados nos dados de ecomorfologia de *I. schubarti* para avaliar se há diversificação ecomorfológica entre os dois ribeirões estudados. Foi aplicada a Análise de Variância (ANOVA) para testar se havia diferença significativa entre os escores dos indivíduos gerados pelos eixos significativos da PCA entre os dois ribeirões estudados.

A partir dos dados das dietas alimentares dos indivíduos analisados e sumarizados com o IIR (PINKAS, 1971) foi possível verificar se há variação e/ou similaridade nos hábitos alimentares entre os ribeirões com aplicação da Análise de Correspondência

Destendenciada (*Detrended Correspondence Analysis* – DCA). A DCA revela a distribuição dos espécimes no espaço multivariado em função da composição específica dos seus respectivos recursos alimentares explorados, a qual é resumida principalmente pelos dos eixos com maiores autovalores (LUDWIG e REYNOLDS, 1988).

A Análise de Correlação Canônica (*Canonical Correlation Analysis* - CCA) foi aplicada para verificar as possíveis correlações multivariadas entre os diferentes pontos dos ribeirões, as variáveis bióticas (alimentação) e abióticas (uso e ocupação do solo) (Figura 12). As correlações entre o uso e ocupação do solo e os eixos canônicos formados a partir das combinações lineares entre as variáveis foram plotados na forma de vetores, indicando as correlações entre as variáveis e os pontos no espaço multivariado (JOHNSON; WICHERN, 1998). Todas as análises foram realizadas nos softwares STATISTICA10® e PC-Ord (MCCUNNE; MEFFORD, 1999).



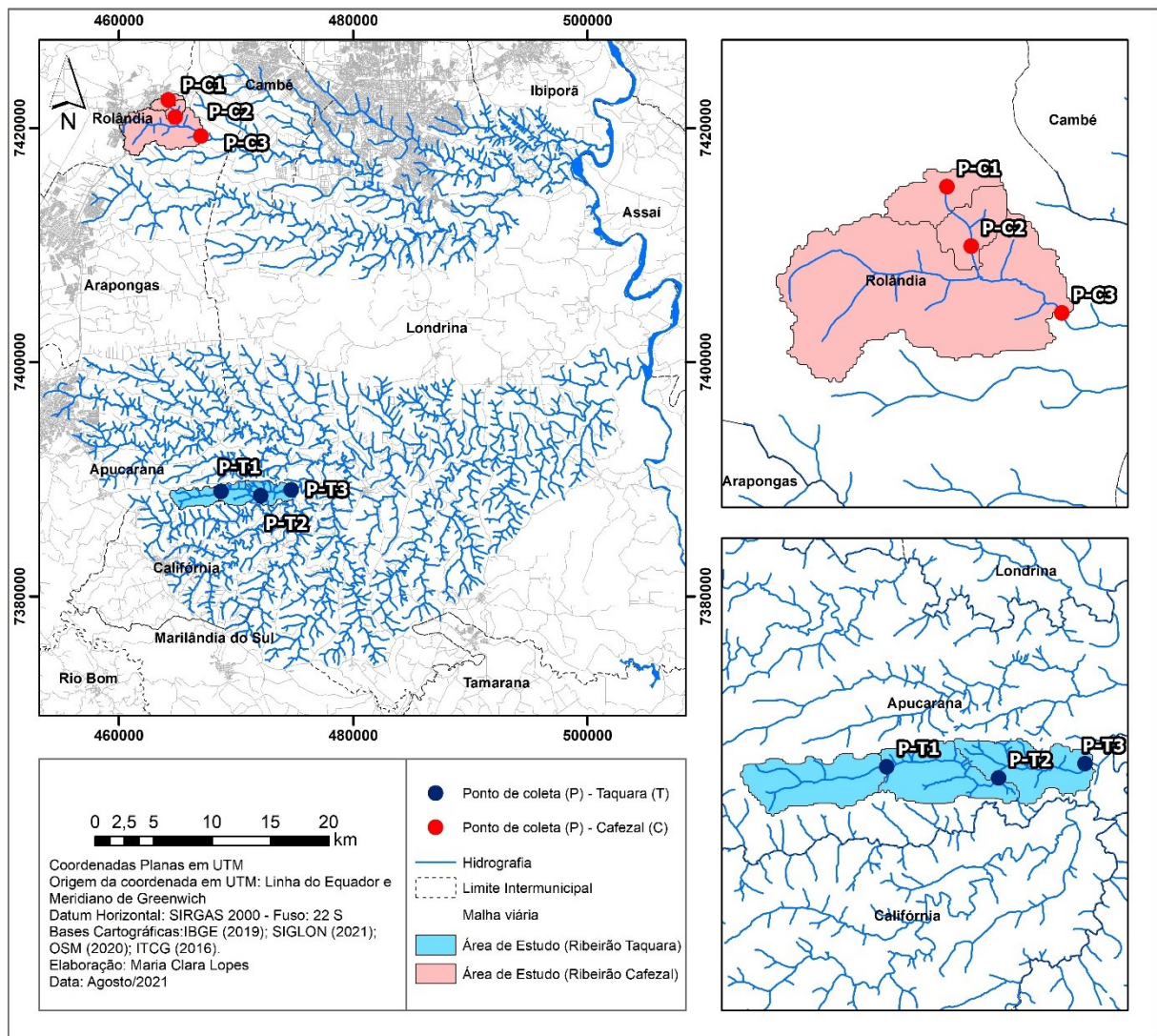
Fonte: Autoria própria (2021)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Uso e ocupação do solo

Para realizar a análise de uso e ocupação do solo foram necessários realizar as delimitações das sub-bacias do Taquara e Cafezal (**Figura 13**)

Figura 13 - Delimitação das sub-bacias



Fonte: Autoria própria (2021)

O índice Kappa dos algoritmos utilizados para elaborar os mapas com a classificação dos elementos de paisagem dos ribeirões estudados selecionou o algoritmo de Máxima Verossimilhança para o ribeirão Cafezal e o de Mapeamento por Ângulo Espectral para o Taquara por apresentarem os menores índices erro Kappa (91% de concordância) entre os classificadores (Tabela 2). A partir desses classificadores foram construídos os mapas temáticos dos ribeirões Cafezal (Figura 14) e Taquara (Figura 15), com posterior cálculo dos percentuais referentes à distribuição de cada classe de uso e ocupação do solo (Tabela 3 e Tabela 4 respectivamente).

Tabela 2 - Valores de concordância na aplicação do índice Kappa para diferentes classificadores

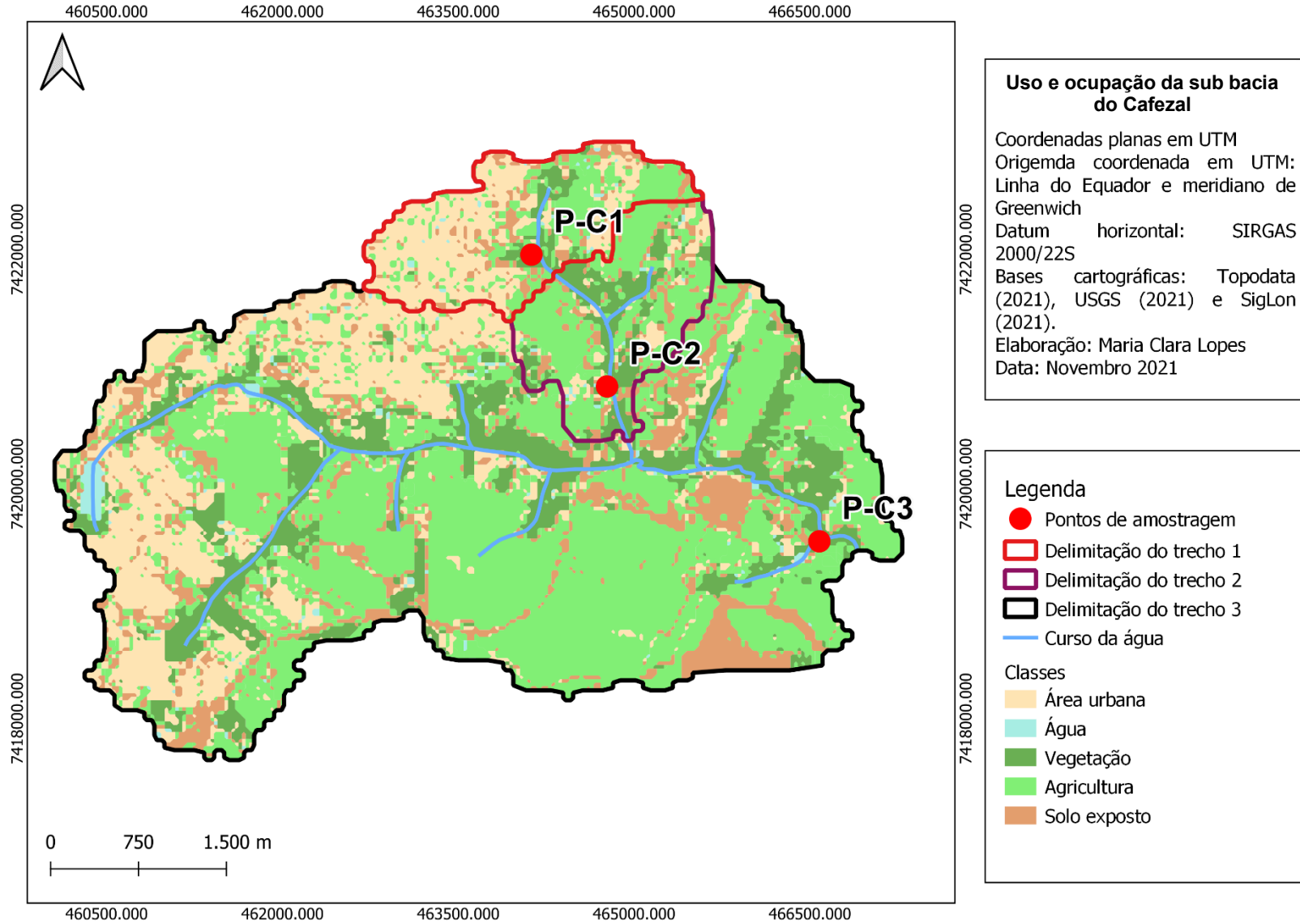
	Máxima Verossimilhança	Mapeamento por Ângulo Espectral	Mínima distância	Paralelepípedo
Cafezal	0,9145	0,7824	0,7315	0,0680
Taquara	-0,0870	0,9119	0,8851	0,0552

Fonte: Autoria própria (2021)

A bacia do ribeirão Cafezal apresenta historicamente uma ocupação com predominância agrícola e urbana (HERRERA, 2017; MARCUCCI 2016). Observa-se que o ponto 1 está localizado próximo a uma nascente do ribeirão, porém dentro da zona urbana da cidade de Rolândia-PR, por isso com ocupação predominantemente urbana (48,99%) seguida por área agrícola (29,15). Gambarotto (2014) e Moraes (2015) relataram registros de resíduos de construção civil e indicativos de assoreamento ao longo desse trecho.

O ponto 2 está localizado próximo à zona urbana da cidade de Rolândia, à margem de uma rodovia estadual com intenso fluxo de veículos. Entretanto, percebe-se um aumento da área agrícola (39,83%), vegetação (15,37%) e solo exposto (13,20%), bem como uma redução da área urbana (30,52%). Embora haja aumento da vegetação no entorno do corpo hídrico, Moraes (2015) descreve que esse ponto apresenta reduzida cobertura da vegetação ripária e intenso processo de assoreamento. Por fim, o ponto 3 está localizado em uma área rural de Rolândia, apresentando predominância agrícola (46,35%) e maior porcentagem de vegetação (16,15%).

Figura 14 - Classificação das unidades de paisagem do ribeirão Cafezal



Fonte: Autoria própria (2021)

Tabela 3 - Distribuição das classes de uso e ocupação do solo em unidades de paisagem em relação as sub-bacias do ribeirão Cafezal

Classes	Área (km ²)			Porcentagem (%)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Área urbana	1,20	1,41	5,57	48,98	30,52	22,88
Água	0,03	0,05	0,31	1,22	1,08	1,27
Vegetação	0,19	0,71	3,93	7,76	15,37	16,15
Área agrícola	0,71	1,84	11,28	28,98	39,83	46,35
Solo exposto	0,32	0,61	3,25	13,06	13,2	13,35
Total	2,45	4,62	24,34	100	100	100

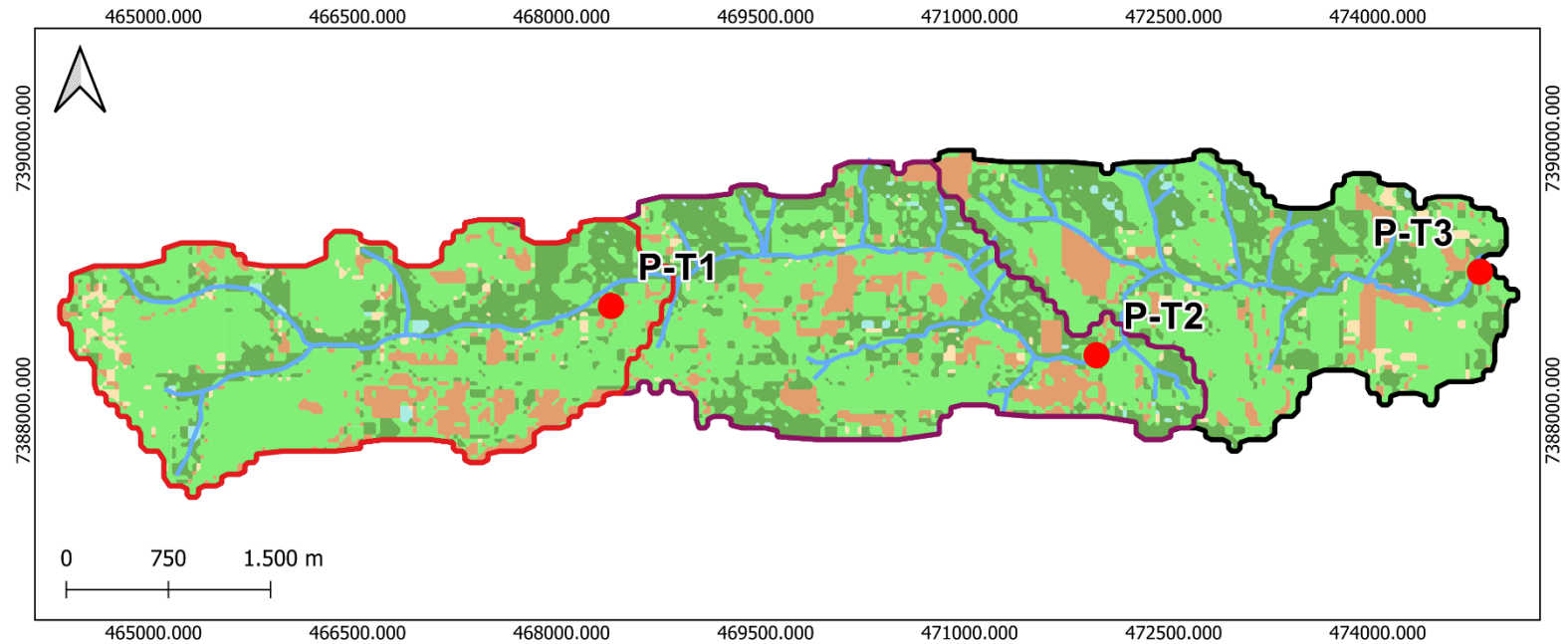
Fonte: Autoria própria (2021)

A bacia do ribeirão Taquara tem se revelado predominantemente agrícola, a partir de levantamentos históricos já realizados nessa sub-bacia (MARCUCCI, 2016; VALENTIM, 2017). O ponto 1 desse ribeirão também está localizado próximo a uma nascente, com uma predominância da área agrícola (63,81%), seguida pela vegetação (21,15%) e solo exposto (11,73%). No ponto 2, a área agrícola permanece dominante na paisagem, com 58,44%, acompanhada por um aumento da cobertura de vegetação (26,37%) e solo exposto (12,56%). Gatzke (2017) ressalta que os pontos 1 e 2 desse ribeirão apresentava abundante quantidade de material proveniente da vegetação ripária do entorno. Por fim, o ponto 3 está inserido na zona rural do Município de Rolândia, com 57,21% de área agrícola e 28,08% de vegetação. Marcucci (2016) também revelou que, os mesmos pontos, no ribeirão Taquara apresenta maiores percentuais para agricultura e pastagem (P1=64,78% P2=59,84% e P3=61,22%), e os menores valores para áreas impermeabilizadas (P1=2,46%, P2=1,26% e P3=0,88%).

Os padrões de uso e ocupação de solo dos ribeirões Cafezal e Taquara revelam que suas condições periurbana e rural, respectivamente, refletem diferentes pressões ambientais sobre a paisagem. No ribeirão Cafezal observa-se a transição ao longo de um gradiente urbano-rural, no sentido cabeceira-trecho médio. O ponto mais urbanizado, o de cabeceira, historicamente apresenta maiores valores de urbanização e de solo exposto, bem como menor percentual de vegetação. Dessa forma, entende-se que o processo de urbanização da área está diretamente associado à supressão da vegetação (MARCUCCI 2016, 2019). Nesse contexto, cabe salientar que a remoção da vegetação ripária pode promover significativos impactos negativos para a ictiofauna, tais como perda de espécies, homogeneização da fauna e diminuição da biomassa (CASATTI, 2010). Por

outro lado, o ribeirão Taquara (essencialmente rural) apresenta maior cobertura vegetal ao longo do gradiente cabeceira-trecho médio, reforçando sua condição de uso agrícola da paisagem.

Figura 15 - Classificação das unidades de paisagem do ribeirão Taquara



Uso e ocupação do solo da sub bacia do Taquara

Coordenadas planas em UTM
 Origem da coordenada em UTM: Linha do Equador e meridiano de Greenwich
 Datum horizontal: SIRGAS 2000/22S
 Bases cartográficas: Topodata (2021), USGS (2021) e SigLon (2021).
 Elaboração: Maria Clara Lopes
 Data: Novembro 2021

Legenda

● Pontos de amostragem	— Curso da água
□ Delimitação do trecho 1	Classes
□ Delimitação do trecho 2	■ Área urbana
□ Delimitação do trecho 3	■ Água
	■ Vegetação
	■ Agricultura
	■ Solo exposto

Fonte: Autoria própria (2021)

Tabela 4 - Porcentagem das unidades de paisagem em relação as sub-bacias do Ribeirão Taquara

Classes	Área (km ²)			Porcentagem (%)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Área urbana	0,16	0,23	0,35	2,58	1,94	2,11
Água	0,04	0,08	0,12	0,73	0,69	0,72
Vegetação	1,28	3,06	4,76	21,15	26,37	28,08
Área agrícola	3,86	6,78	9,70	63,81	58,44	57,21
Solo exposto	0,71	1,46	2,01	11,73	12,56	11,89
Total	6,05	11,61	16,94	100	100	100

Fonte: Autoria própria (2021)

5.2 Ecomorfologia

Os índices ecomorfológicos foram sumarizados pela análise de componentes principais (PCA). Os três primeiros eixos foram significativos de acordo com o modelo de *broken stick*, explicando juntos 58,92% da variabilidade total dos dados, com o primeiro eixo explicando 31,46%, o segundo 17,93% e o terceiro 9,53% (Tabela 5). Os escores dos indivíduos (Figura 16) gerados pelo eixo 1 segregaram significativamente os dois grupos coletados nos dois ribeirões estudados (ANOVA; $F = 15,5$; $p < 0,05$), indicando que para esse eixo os indivíduos do Cafezal e Taquara apresentaram formas do corpo significativamente diferentes no espaço multivariado gerado pela PCA.

Os índices ecomorfológicos que mais influenciaram a distribuição de indivíduos com escores positivos na PCA foram o índice de compressão do pedúnculo (ICP), abertura relativa da boca (ARB) e razão aspecto da nadadeira peitoral (RAP). Esses indivíduos segregaram mais e corresponderam a uma subpopulação do ribeirão Taquara. Por outro lado, os índices que mais contribuíram com a distribuição dos indivíduos no lado negativo do eixo 1 foram a razão aspecto da nadadeira caudal (RAC), largura relativa do corpo (LRCp), altura relativa da nadadeira peitoral (ARPt) e altura relativa da nadadeira pélvica (ARPv).

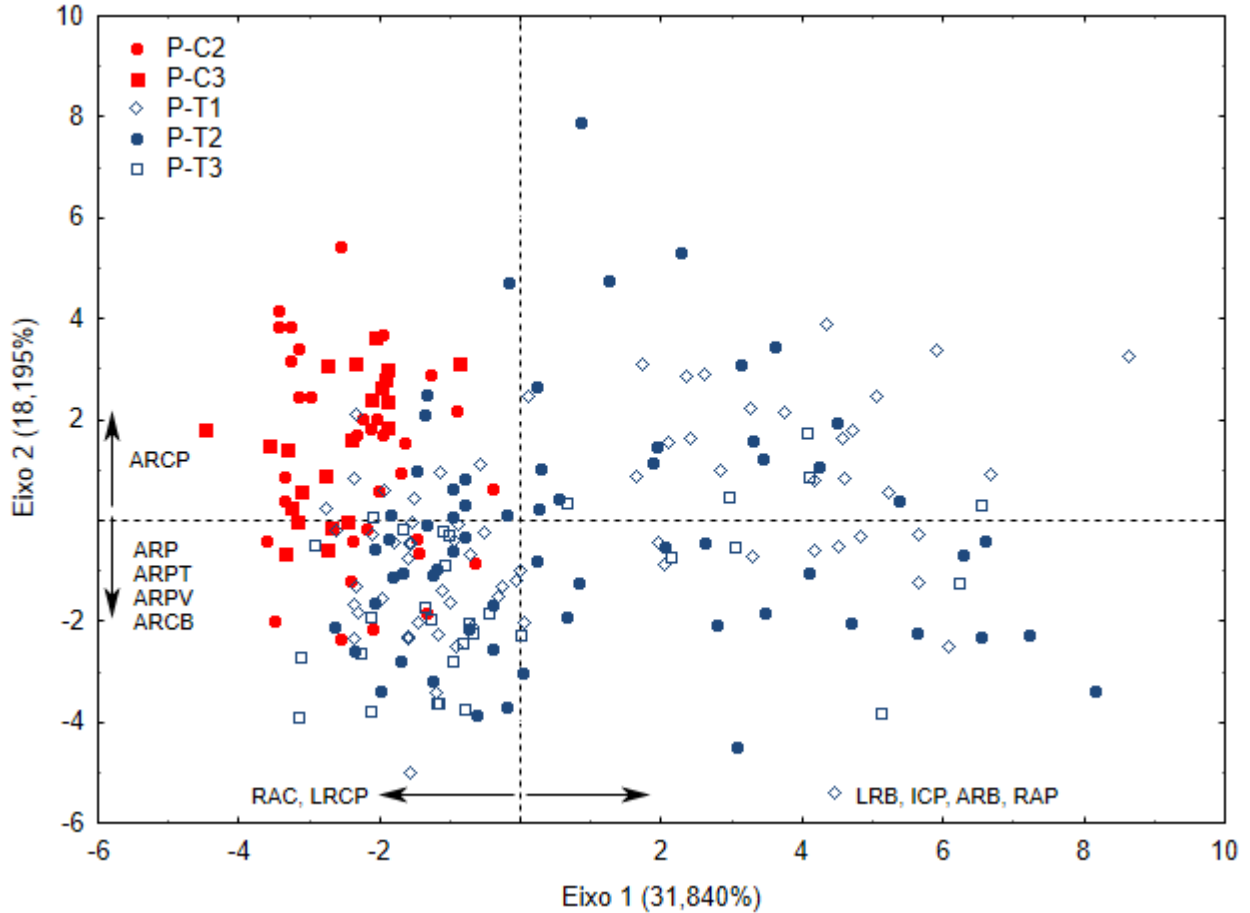
Enquanto para o eixo 2, o índice ecomorfológico que mais influenciou a distribuição de indivíduos com escores positivos na PCA foi altura relativa do corpo (ARCP), segregando mais indivíduos do ribeirão Cafezal. Por outro lado, os índices que mais contribuíram com a distribuição dos indivíduos no lado negativo do eixo 2 foram altura

relativa do pedúnculo caudal (ARP), altura relativa da cabeça (ARCb), altura relativa da nadadeira pélvica (ARPV) e altura relativa da nadadeira peitoral (ARPt).

Tabela 5 - Contribuição dos índices ecomorfológicos para a formação dos eixos da PCA. Os maiores autovetores estão marcados em negrito. Na parte inferior da tabela estão descritos os autovalores dos eixos, os seus percentuais da variabilidade explicada e os autovalores calculados a partir do modelo de *broken stick*.

Índices	1	2	3
ARCP	-0,5002	0,7034	0,2701
LRCP	-0,6497	0,4228	-0,5507
ICL	0,3787	0,1638	0,8459
ICV	0,4597	-0,1329	-0,3512
ICP	0,7233	-0,1029	-0,0735
CRP	-0,4072	0,021	-0,0393
ARP	0,1017	-0,7546	-0,1902
LRP	-0,4872	-0,1686	0,5683
RAC	-0,7524	0,0003	0,148
ARC	-0,5788	-0,5508	-0,0372
RAP	0,7799	0,082	-0,1274
ARPT	-0,6003	-0,6421	-0,0315
ARA	-0,5307	-0,6081	0,1136
ARPV	-0,6003	-0,6421	-0,0315
RAPI	0,5725	-0,4419	-0,2067
ARD	-0,5211	-0,5328	0,0276
CRCB	-0,6042	-0,2879	0,0698
ARCB	0,0727	-0,6741	-0,3023
LRCB	0,3859	-0,2788	0,693
ASB	0,6784	-0,0697	0,1295
ARB	0,7794	-0,3675	-0,1136
LRB	0,7106	-0,4116	0,3314
IP	0,5832	0,1177	-0,0989
TO	-0,2568	-0,3213	0,2043
TRO	-0,5514	-0,084	0,155
CP	0,6335	-0,6098	0,0846
Autovalor	8,278	4,731	2,478
% Variância	31,840	18,195	9,531
Variância acumulada	31,840	50,035	59,566
<i>Broken Stick</i>	3,854	2,854	2,354

Figura 16 - Escores dos eixos 1 e 2 da PCA para indivíduos de *I. schubarti* coletados nos riachos Cafezal e Taquara. Os índices apresentados referem-se àqueles com maiores autovetores positivos e negativos para os dois eixos.



Fonte: Autoria própria (2021)

O primeiro eixo da PCA separou parte das subpopulações dentro do mesmo riachão Taquara, em função da mobilidade de seus indivíduos e abertura da boca, de tal forma que uma dessas subpopulações se segregou em função de corpos e pedúnculos mais largos, o que indica peixes que habitam áreas com um fluxo de água mais rápido (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002) e predam presas maiores (GATZ, 1979). Estas características correspondem a peixes que vivem em habitats de maior correnteza (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).

5. 3 Ecologia trófica

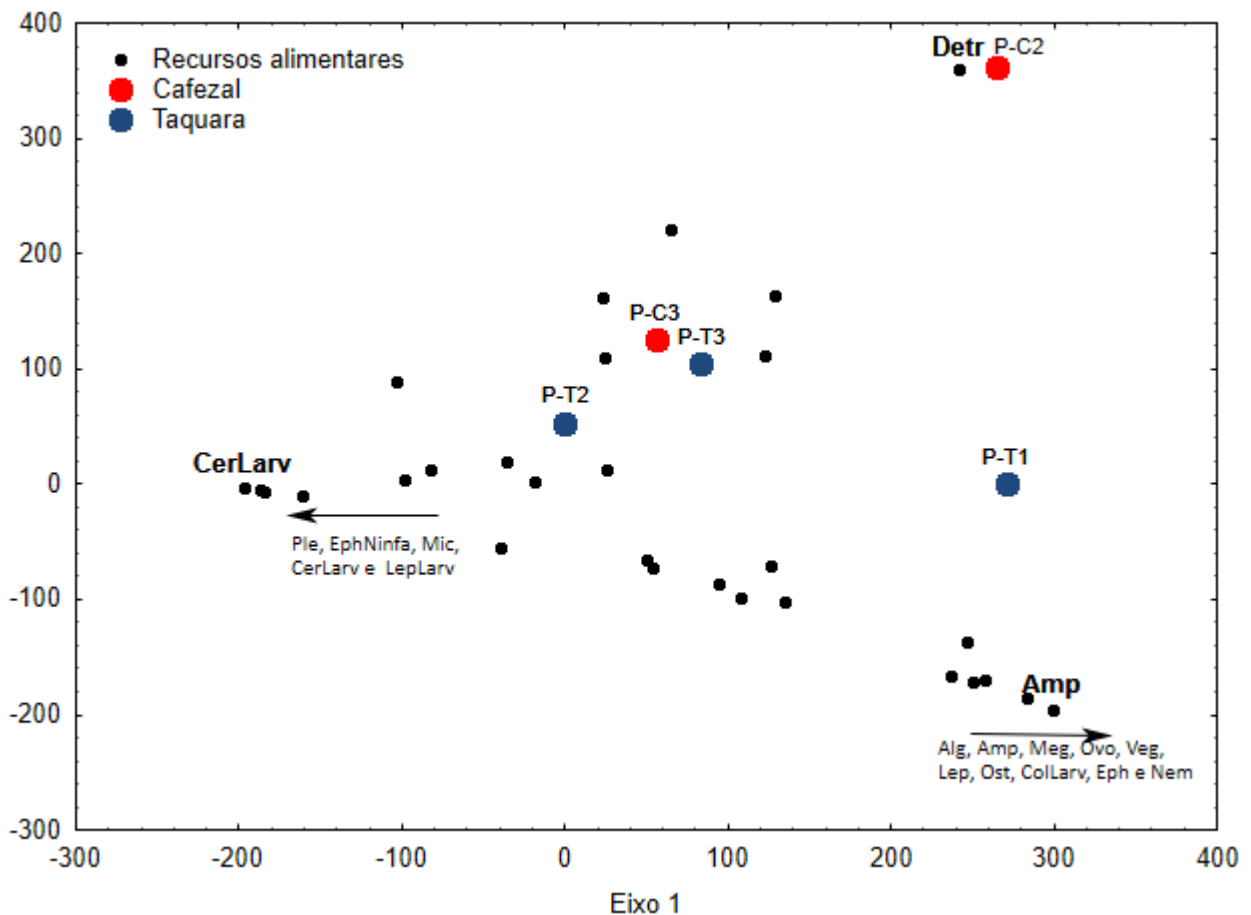
Os recursos alimentares foram identificados até o menor táxon possível e agrupados em categorias. Para cada ponto de amostragem e recurso foi calculado o IIR e em seguida, os dados foram sumarizados pela DCA. A Figura 17 apresenta a distribuição dos escores dos pontos de amostragem dos ribeirões no espaço multivariado gerado pela DCA e a distribuição dos escores dos recursos alimentares explorados pelos indivíduos analisados no espaço multivariado. Nessa análise, quanto mais distantes os pontos estiverem no espaço multivariado, menor relação que eles mantêm entre si em razão dos recursos alimentares explorados. Quanto menor for a correspondência entre a ocorrência de um dado recurso alimentar ao longo de um determinado eixo da DCA, com a disposição dos pontos de amostragem em relação ao mesmo eixo, mais os indivíduos coletados naqueles pontos exploram prioritariamente aqueles recursos alimentares.

O eixo 1 da DCA discriminou principalmente o ponto 1 do Taquara e o ponto 2 do Cafezal com escores mais positivos, e o ponto 2 do Cafezal com escore mais negativo (Figura 17). No ponto 1 do Taquara observa-se a preferência alimentar da espécie por insetos (Amphipoda, Megaloptera, Lepidoptera, larva de Coleoptera e Ephemeroptera), seguido por vegetais (briófitas e fragmentos de vegetais não identificados tais como ramo, folha, fruto e semente), algas (filamentosas) e ovos de peixe. Os indivíduos do ponto 2 do Cafezal, também com escores positivos em média elevados, se destacaram pelo consumo preferencial de detritos, aos quais está comumente associada a matéria orgânica morta ou algas e bactérias perifíticas. Por outro lado, com escores menos positivos para o eixo 1 estão os indivíduos do ponto 2 do Taquara, com indicativo de predominância de insetos (adultos e larvas de Plecoptera, ninfa de Ephemeroptera e larva de Ceratopogonidae).

Esses resultados demonstram que os indivíduos do ribeirão Taquara tenderam a explorar uma diversidade maior de recursos alimentares, em relação àqueles do Cafezal. A preferência dos indivíduos do ponto 2 por detritos pode ter relação com a simplificação desse sistema, em razão das suas características físicas e de entorno, com menor cobertura de vegetação ripária e indicativos de assoreamento. Por outro lado, a maior diversidade de recursos alimentares explorados pelos indivíduos dos pontos do Taquara

pode ter relação com a maior integridade ambiental observada nessa sub-bacia, incluindo maior cobertura vegetal (Tabela 4).

Figura 17 - Análise da DCA para os pontos amostrados nos Ribeirões Cafezal e Taquara. Projeção dos escores dos eixos 1 (autovalor 0,21) e 2 (autovalor 0,14) da DCA. Detr= Detrito; CerLarv = Ceratopogonidae (larva), Plec = Plecoptera, EphNinfa = Ephemeroptera Ninfa, Mic = Microplastico, LepLarv = Lepidoptera (larva); Amp = Amphipoda, Alg = Alga, Meg =Megaloptera, Ovo = Ovo, Veg = Vegetais, Lep = Lepidoptera, Ost = Ostracoda, CollLarv = Coleoptera larva, Eph = Ephemeroptera e Nem = Nematoda.



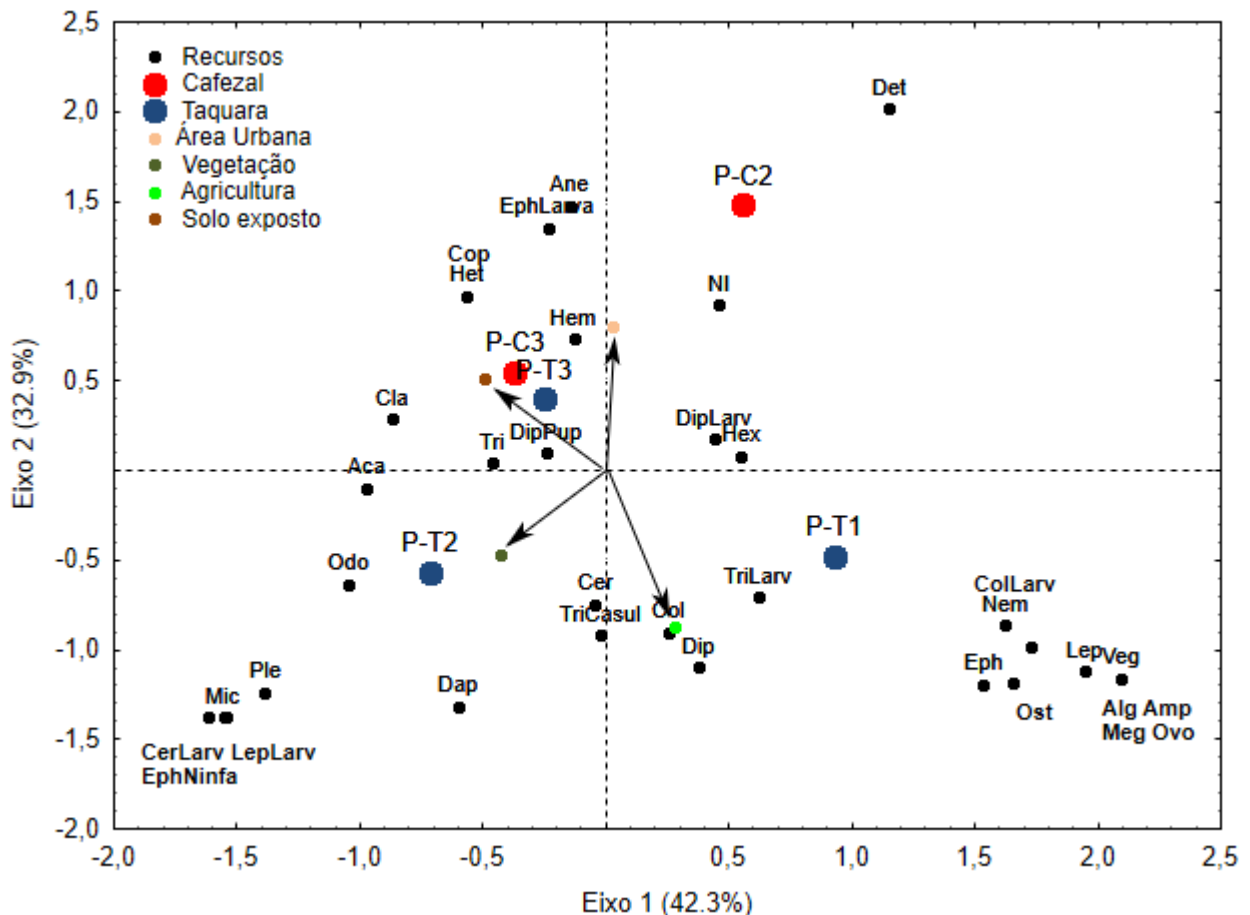
Fonte: Autoria própria (2021)

5.4 Correlação entre o uso e ocupação do solo e alimentação

A Figura 18 apresenta o diagrama da CCA parcial, atribuindo a distribuição no espaço multivariado dos escores referente aos recursos alimentares explorados pelos indivíduos e uso e ocupação do solo dos pontos de amostragem dos riachos. O primeiro eixo revela que os indivíduos do ponto 1 do Taquara (cabaceira) revelaram-se

influenciados pelo uso agrícola da paisagem, com dieta rica e diversa composta principalmente por larvas de insetos. Essa riqueza de larvas de insetos denotam a presença de vegetação ripária estruturada (BIS; KOSMALA, 2005).

Figura 18 - Diagrama da CCA parcial. Resultado para os parâmetros de recursos alimentares (Aca = Acarina, Alg = Alga, Amp = Amphipoda, Ane = Anelidae, Cer = Ceratopogonidae, CerLarv = Larva de Ceratopogonidae, Cla = Cladocera, Col = Coleoptera, ColLarv = Larva de Coleoptera, Cop = Copepoda, Dap = Daphnia, Det = Detrito, Dip = Diptera, DipLarv = Larva de Diptera, DipPup = Pupa de Diptera, Eph = Ephemeroptera, EphLarva = Larva Ephemeroptera, EphNinfa = Ninfa de Ephemeroptera, Hem = Hemirptera, Het = Heteroptera, Hex = Hexapoda, Lep = Lepidoptera, LepLarv = Larva de Lepidoptera, Meg = Megaloptera, Mic = Microplástico, NI = Não identificado, Nem = Nematoda, Odo = Odonata, Ost = Ostracoda, Ovo = Ovo, Ple = Plecoptera, Tri = Trichoptera, TriLarv = Larva de Trichopter, TriCasul = Casulo de Trichoptera, Veg = Vegetais), uso e ocupação do solo (área urbana, vegetação, área agrícola e solo exposto) e os pontos de amostragem (P2 e P3 Cafezal e P1, P2 e P3 Taquara)



Fonte: Autoria própria (2021)

A Figura 16 também mostra que os indivíduos do ponto 2 Taquara se mostraram mais influenciados pelo solo exposto, com menor consumo de larvas e mais de adultos

de insetos. Essa resposta confirma a integridade dos pontos do Taquara, na medida em que a maior diversidade de grupos taxonômicos explorados por esses indivíduos, como Odonata, Acarina, Cladocera, Thricoptera e Plecoptera, reforçam o indicativo de boa qualidade ambiental. As ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Megaloptera, Lepidoptera são exemplos de organismos sensíveis às alterações ambientais, pois necessitam de águas mais oxigenadas para a sobrevivência (GOULART; CALLISTO, 2003; MORETTI, 2014), assim como as Amphipoda e Coleoptera, que se alimentam de material vegetal e tendem a ser encontradas associados à vegetação ripária (BIS; KOSMALA, 2005).

Em outro extremo, os indivíduos do ponto 2 Cafezal revelaram forte influência da urbanização, o que se refletiu na preferência alimentar por detrito. Oliveira e Bennemann (2005) alegam que as alterações no ambiente, como a remoção da mata ciliar, podem alterar a composição alimentar de uma espécie, tornando-a em oportunista por utilizar um item dominante (detrito) e não uma variedade de recursos, como ocorre nos demais pontos.

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste estudo indicam que as estruturas ecomorfológicas e tróficas dos indivíduos *I. schubarti* em uma sub-bacia caracterizada como periurbana (Cafezal) e outra rural (Taquara) apresentaram diferenças em razão dos diferentes uso e ocupação do solo no seu entorno, principalmente quando associados a urbanização.

A sub-bacia do ribeirão Cafezal apresentou maior cobertura de área urbana, enquanto a sub-bacia do Taquara demonstrou-se mais íntegro, como aumento significativo da cobertura vegetal. O processo de urbanização da área está diretamente relacionado à remoção da vegetação no entorno dos sistemas lóticos.

Constatou-se nítida influência da vegetação ripária sobre a dieta da espécie, pois se revelou associada a uma maior diversidade de recursos alimentares de origem alóctone (sementes e insetos), como observados nos trechos dos pontos 1 e 2 Taquara. Nesses pontos a espécie tendeu a uma alimentação mais especializada, enquanto no ponto 3 Cafezal tendeu a uma alimentação mais generalista. Dessa forma, entende-se que as alterações na paisagem, em razão da urbanização, podem ter reduzido a disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna.

Os resultados revelaram que os indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar uma variação ecomorfológica e trófica intraespecífica significativa em razão de sofrer diferentes pressões ambientais. Essas diferenças podem indicar um provável processo de adaptação local da espécie às novas condições ambientais às quais os sistemas lóticos estão submetidos.

Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de monitoramento e práticas para a redução das interferências antrópicas nestes ecossistemas, para a conservação da espécie.

REFERÊNCIAS

ABELHA, Milza Celi Fedatto; AGOSTINHO, Angelo Antonio; GOULART, Erivelto. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 25-434, jan. 2001.

ALHO, C.J; REIS, Roberto e. Exposure of Fishery Resources to Environmental and Socioeconomic Threats within the Pantanal Wetland of South America. **International Journal Of Aquaculture And Fishery Sciences**, [S.L.], p. 022-029, 4 maio 2017. Peertechz Publications Private Limited. <http://dx.doi.org/10.17352/2455-8400.000024>.

ARAÚJO, Jéssica Camilla Da Silva Vieira De. Ecomorfologia trófica de peixes bioindicadores de riachos submetidos a diferentes graus de antropização. 2020. 78 folhas. **Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental)** – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina.

ARIAS, Ana Rosa Linde; BUSS, Daniel Forsin; ALBURQUERQUE, Carla de; INÁCIO, Alan Ferreira; FREIRE, Marina Moreira; EGLER, Mariana; MUGNAI, Riccardo; BAPTISTA, Darcilio Fernandes. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 61-72, mar. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-81232007000100011>

BARBOSA, Claudio C. F.; NOVO, Evlyn M. L. M.; MARTINS, Vítor S. **Introdução ao sensoriamento remoto de ecossistemas aquáticos**. São José dos Campos: Inpe, 2019. 178 p.

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

BIS, B. KOSMALA, G. **Chave de Identificação para Macroinvertebrados Bentônicos de Água Doce**. Departamento de Limnologia e Ecologia de Invertebrados. Instituto de

Ecologia e Proteção Ambiental, Universidade de Lódz, Polónia. EC funded Project CONFRESH. 226682-CP1. GR-COMENIUS-C21. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução Conama nº 1, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília, DF, 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

BREDA, Luciani; OLIVEIRA, Edson Fontes de; GOULART, Erivelto. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, [S.L.], v. 27, n. 4, p. 371-381, 26 mar. 2005. Universidade Estadual de Maringá.

CADWALLADER, Philip Leonard. The food of the New Zealand common river galaxias, *Galaxias vulgaris* Stokell (Pisces: Salmoniformes). **Marine and Freshwater Research**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 15, 1975. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/mf9750015>

CALLISTO, Marcos; MORENO, Pablo. BIOINDICADORES COMO FERRAMENTA PARA O MANEJO, GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Anais**: IIº Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental, Erechim, v. 1, n. 1, p. 206-223, ago. 2006.

CÂMARA, Gilberto; DAVIS, Clodoveu; MONTEIRO, Antônio Miguel Vieira. **Introdução À Ciência Da Geoinformação**. São José dos Campos: Inpe, 2011. 345 p.

CASATTI, Lilian. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotrop.**, vol. 10, no. 4, 2010.

CASATTI, Lilian., FERREIRA, C.P; CARVALHO, F.R. Grass- dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia** 632: 273–283. 2009.

CASATTI, Lilian; CASTRO, Ricardo Macedo Correa e. 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.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Apêndice E**: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Disponível em < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-E-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-variaveis.pdf>>. Acesso 17 de agosto de 2021.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Oxigênio Dissolvido**. Disponível em < <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>>. Acesso 11 de agosto de 2021.

COSTA, Olívia Bueno; MATRICARDI, Eraldo Aparecido Trondoli; PIRES, José Salatiel Rodrigues. Análise do Processo de Fragmentação da Floresta nos Municípios de Corumbiara e Buritis - RO. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 22, n. 3, p. 334-344, set. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.044113>.

CONGEDO, Luca, (2021). **Semi-Automatic Classification Plugin**: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172, <https://doi.org/10.21105/joss.03172>

CRÓSTA, Alvaro Penteado. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. 4. ed. Campinas: Biblioteca Central - Unicamp, 1992. 170 p.

DIAS, Renê Lepiani; OLIVEIRA, Regina Célia de. Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoral sul do estado de São Paulo. **Sociedade & Natureza**, [S.L.], v. 27, n. 1, p. 111-123, abr. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320150108>.

DUSSAULT, G. V.; KRAMER, D. L. Food and feeding behavior of the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae). **Canadian Journal of Zoology**, v. 59, n. 4, p. 684-701, 1981.

EMBRAPA TERRITORIAL. **Satélites de Monitoramento**. Campinas, 2018. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento> >. Acesso em: 15 ago. 2021.

EMBRAPA SOLOS. **Caracterização Geoambiental em Áreas com Barragem Subterrânea no Semiárido Brasileiro**. Rio de Janeiro, 2015.

ESTEVES, Francisco de Assis. **A ciência Limnologia: aspectos históricos e estratégias de pesquisa**. Spectrum: J. Bras. Ci., 2:11-13, 1982.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FELIPE, Thiago Rota Alves; SÚAREZ, Yzel Rondon. Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**. 10(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/pt/abstract?article+bn03810022010>.

FERREIRA FILHO, Valdir P.; GUERRA, Thiago P.; LIMA, Maria Cecília S.; TEIXEIRA, Daniela F. F.; COSTA, Raquel R.; ARAËJO, Isabela M. S.; EL-DEIR, Ana Carla A.; MOURA, Geraldo J. B. de. Padrões ecomorfológicos associados à dieta de *Plagioscion squamosissimus* (Perciformes, Scianidae) em reservatório permanente, no Nordeste do

Brasil. **Iheringia**. Série Zoologia, [S.L.], v. 104, n. 2, p. 134-142, jun. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-476620141042134142>.

FRANCO, Ana Carolina Vicenzi; SANTO, Mariane Alves dal. CONTRIBUTION OF MORPHOMETRY TO FLOOD STUDIES IN THE LUÍS ALVES BASIN/SC, BRAZIL. *Mercator*, [S.L.], v. 14, n. 3, p. 151-167, 15 dez. 2015. **Mercator - Revista de Geografia da UFC**. <http://dx.doi.org/10.4215/rm2015.1403.0009>.

FREITAS, Carlos Edwar C.; SIQUEIRA-SOUZA, Flávia K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 39-45, 1 ago. 2009. IFSULDEMINAS (Instituto Federal do Sul de Minas). <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v1n2200975>.

FROMM, Paul O. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. **Environmental Biology Of Fishes**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 79-93, jan. 1980. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00000954>.

GALVES, Wanner; JEREP, Fernando Camargo; SHIBATTA, Oscar Aiko. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Panamjas: Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, [s.i.], v. 2, n. 1, p.55-65, abr. 2007.

GALO, Maria de Lourdes Bueno Trindade; NOVO, Evlyn Marcia Leao de Moraes. **Aplicação de redes neurais artificiais e sensoriamento remoto na caracterização ambiental do Parque Estadual Morro do Diabo**. 2000. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

GAMBAROTTO, Bruno Luiz. Redes de interação trófica de peixes em riachos expostos a diferentes pressões ambientais. **Programa de pós graduação em Engenharia Ambiental Campus Londrina/Apucarana**, 2017.

GASPARINI, Kaio Allan Cruz; LYRA, Gustavo Bastos; DELGADO, Rafael Coll; FACCO, Alexandro Gomes; FRANCELINO, Márcio Rocha; OLIVEIRA, José Francisco de. Técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Aplicadas na Identificação de Conflitos do Uso da Terra em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], p. 1-1, 2013. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2013.030>.

GATZKE, Estevão Gottlieb. **INTEGRIDADE AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS SUBMETIDAS A DIFERENTES GRAUS DE CONSERVAÇÃO**. 2017. 53 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

GATZ, A. John. **Community Organization in Fishes as Indicated by Morphological Features**. **Ecology**, v. 60, n. 4, p. 711 - 718, 1979.

GRASS-PROJECT. **Geographic resource analysis support system**. <http://grass.osgeo.org>, 2013.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish**. Califórnia: Academic Press, 1994.

GIL, Artur; YU, Qian; ABADI, Mohamed; CALADO, Helena. Using aster multispectral imagery for mapping woody invasive species in pico da vara natural reserve (Azores Islands, Portugal). **Revista Árvore**, [S.L.], v. 38, n. 3, p. 391-401, jun. 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622014000300001>.

GIMENO, L., FERRANDO, M.D., SANCHEZ, S., GIMENO, L.O. & ANDREU, E. 1995. Pesticide effects on eel metabolism. **Ecotox. Environ. Saf.** 31(2):153-157.

GOTELLI, Nicholas J.; ELLISON, Aaron M. **Princípios de estatística em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 527 p.

GOULART, M.; CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, vol 2, no 1.

GRISE, Mayssa Mascarenhas; BIONDI, Daniela. Análise da estrutura da paisagem do Parque Nacional do Superagüi – PR e sua zona de amortecimento. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 22, n. 1, 30 mar. 2012. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/198050985076>.

GUILL, J. M.; HOOD, Craig s; HEINS, David C. **Body shape variation within and among three species of darters (Perciformes: percidae)**. Ecology Of Freshwater Fish, [S.L.], v. 12, n. 2, p. 134-140, jun. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00008.x>.

HEATH, Alan. **Water pollution and fish physiology**. 2. ed. Boca Raton: Crc Press, 1995. 384 p.

HERREIRA, Bruno Bono. **Qualidade da água e uso e cobertura do solo da microbacia hidrográfica do ribeirão cafezal em Londrina – PR**. Programa de especialização em Gestão Ambiental. Universidade Federal do Paraná. 2017

HUTCHINSON, G.E. 1957. **Concluding Remarks**. Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol., 22, pp. 425-427.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. **Journal Of Fish Biology**, [S.L.], v. 17, n. 4, p. 411-429, out. 1980. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>.

JOHNSON, R. A., WICHERN, D. W., 1988, “Principal Components”, In: **Applied Multivariate Statistical Analysis**, 2 ed, Chapter 8, Englewood Cliffs, NJ, PrenticeHall, USA, p.340-377.

JOHNSON, R.A; WICHERN, D.W. **Applied multivariate statistical analysis**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1998.

KARR, James R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, [S.L.], v. 6, n. 6, p. 21-27, nov. 1981. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)0062.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446(1981)0062.0.co;2).

LAMPARELLI, Rubens A. C.; NERY, Luiz; ROCHA, Jansle V. Utilização da técnica por componentes principais (ACP) e fator de iluminação, no mapeamento da cultura do café em relevo montanhoso. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 31, n. 3, p. 584-597, jun. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162011000300018>.

LANDIS, J.; KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data, Washington, USA. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, 1977.

LEAL, Cecília G.; JUNQUEIRA, Nara T.; SANTOS, Hersília de A. e; POMPEU, Paulo S.. Variações ecomorfológicas e de uso de habitat em *Piabina argentea* (Characiformes, Characidae) da bacia do Rio das Velhas, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**. Série Zoologia, [S.L.], v. 103, n. 3, p. 222-231, set. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0073-47212013000300003>

LEAL, Josabeth Viana; TODT, Viviane; THUM, Adriane Brill. O USO DE SIG PARA MONITORAMENTO DE ÁREAS DEGRADADAS -ESTUDO DE CASO: APP DO ARROIO GIL, TRIUNFO-RS. **Revista Brasileira de Cartografia**, [Si], v. 5, n. 65, p. 967-983, 2013.

LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.F. **Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing**. Wiley-Interscience Pub., New York. 1988.

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.

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.

MAROTTA, Humberto; SANTOS, Roselaine Oliveira dos; ENRICH-PRAST, Alex. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, n. 1, p. 67-79, jan. 2008

MATTHEWS, W. J. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. Massachusetts, EUA: Kluwer Academic Publishers, 1998. 756 p.

McCune, B. and M. J. Mefford. 1999. **PC-ORD**. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

MISE, Fábio T.; SOUZA, Fagner de; PAGOTTO, João P. A.; GOULART, Erivelto. Intraspecific ecomorphological variations in *Poecilia reticulata* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes): comparing populations of distinct environments. **Iheringia**. Série Zoologia, [S.L.], v. 105, n. 2, p. 217-222, jun. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-476620151052217222>

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicações**. São Jose dos Campos: INPE; 2001.

MORETTI, Marcelo da Silva. **Atlas de Identificação Rápida dos Principais Grupos de Macroinvertebrados Bentônicos**. 2004. Instituto de Ciências Biológicas Departamento de Biologia Geral Laboratório de Ecologia de Bentos

MOTTA, Paulo Emilio Ferreira da; CARVALHO FILHO, Amaury de; KER, João Carlos; PEREIRA, Nilson Rendeiro; CARVALHO JUNIOR, Waldir de; BLANCANEUX, Philippe. Relações solo-superfície geomórfica e evolução da paisagem em uma área do Planalto Central Brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S.L.], v. 37, n. 6, p. 869-878, jun. 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2002000600017>.

MORAIS, Mônica Luiza Rivaroli de. **Uso e ocupação do solo e sua relação com as características limnológicas da Bacia do Ribeirão Cafezal** - Londrina/PR. 2015. 85 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

MORAES NOVO, Evlyn L.M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 3ª Edição. São Paulo: Blucher, 2008.

NUNES, A. B.; LEITE, E. F. Geoprocessamento aplicado ao estudo de caracterização física e ambiental da bacia hidrográfica do rio areias, no estado do Tocantins. **Espaço em Revista**, [S. l.], v. 19, n. 2, 2018. DOI: 10.5216/er.v19i2.49600. Disponível em: <https://www.revistas.ufg.br/espaco/article/view/49600>. Acesso em: 19 ago. 2021

NUNES, Emanuel Junior da Silva; SILVA, Edgley Pereira da; SOUZA, Eliana de; ROCHA FILHO, Jesulino Alves da; SILVA, Diana Suzete Nunes da. Geotecnologias no diagnóstico de conflitos de uso do solo de uma microbacia do município de Alta Floresta – MT. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 25, n. 3, p. 1-1, 30 set. 2015. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509819619>.

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

OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotrop.** Jan/Jun 2005, vol. 5. <https://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005>. ISSN 1676-0603

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, Luiz Ricardo de Souza; VISMARA, Melina Rizzato. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, [S.L.], v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-62252010000300002>.

OLSZEWSKI, Nelci; FERNANDES FILHO, Elpidio Inácio; COSTA, Liovando Marciano da; SCHAEFER, Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud; SOUZA, Eliana de; COSTA, Oldair Del'Arco Vinhas. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, [S.L.], v. 35, n. 3, p. 485-492, jun. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622011000300011>.

OTA, Renata Rúbia; DEPRÁ, Gabriel de Carvalho; GRAÇA, Weferson Júnio, PAVANELLI, Carla Simone. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: Revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, p. 1–111, 2018.

PALMER, M.A., BERNHARDT, E.S., ALLAN, J.D., LAKE, P.S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C.N., FOLLSTAD, J., GALAT, D.L., LOSS, S.G., GOODWIN, P., HART, D.D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G.M., LAVE, R., MEYER, J.L., O'DONNELL, T.K., PAGANO, L. & SUDDUTH, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. **Journal Of Applied Ecology**, [S.L.], v. 42, n. 2, p. 208-217, 14 mar. 2005. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x>.

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.

PEARSON, Kall. **On lines and planes of closest fit to a system of points in space**. The London, Edinburgh and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science, 6. 2: 557-572.

PEREIRA, Mariana Antonio de Souza; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Corrêa; TELES, Ana Paula Silva; AYRES, Fabio Martins. Caracterização ambiental do uso e ocupação do solo das áreas de influência em municípios da Rota de Integração Latino-Americana. **Interações**. Campo Grande, p. 255-266, 30 jul. 2019. Universidade Católica Dom Bosco. <http://dx.doi.org/10.20435/inter.v20iespecial.2147>.

PERES-NETO, P.R. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. **Oecologia Australis**, [S.L.], v. 06, n. 01, p. 209-236, 1999. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.1999.0601.07>.

PERSCHBACHER, P.W., LUDWIG, G.M. & SLATON, N. 2002. Effects of common aerially applied rice herbicides on the plankton communities of aquaculture ponds. **Aquac**. 214(1-4):241-246

PIMENTA, Sandro Morais; BOAVENTURA, Geraldo Resende; PEÑA, Alfredo Palau; RIBEIRO, Tiago Godoi. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 198-210, 26 jan. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambiente-agua.1672>.

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.

PISSARRA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.L.], v. 28, n. 2, p. 297-305, abr. 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832004000200008>.

PIORSKI, Nivaldo Magalhães; ALVES, José de Ribamar Lima; MACHADO, Monica Rejany Barros; CORREIA, Maria MarluCIA Ferreira. Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: characidae) do lago de viana, estado do maranhão, brasil. **Acta Amazonica**, [S.L.], v. 35, n. 1, p. 63-70, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/s0044-59672005000100010>.

PUSEY, Bradley J.; ARTHINGTON, Angela H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine And Freshwater Research**, [S.L.], v. 54, n. 1, p. 1, maio 2003. CSIRO Publishing. <http://dx.doi.org/10.1071/mf02041>.

RIVERO, Sérgio; ALMEIDA, Oriana; ÁVILA, Saulo; OLIVEIRA, Wesley. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na amazônia. **Nova Economia**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 41-66, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-63512009000100003>.

RODRIGUES, Thanan Walesza Pequeno; GUIMARÃES, Ulisses Silva; ROTTA, Luiz Henrique da Silva; WATANABE, Fernanda Sayuri Yoshino; ALCÂNTARA, Enner; IMAI, Nilton Nobuhiro. Delineamento amostral em reservatórios utilizando imagens *Landsat-8/oli*: um estudo de caso no reservatório de Nova Avanhandava (estado de São Paulo, Brasil). **Boletim de Ciências Geodésicas**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 303-323, jun. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1982-21702016000200017>.

SANTOS, Adeisany Stephany Ramos Machado dos; MAURO, Thiago Luiz; SOUZA, Lindomar Alves de; SENIGALIA, Ritielly Laiany Carvalho; CASTRO, Dione Aparecido; SANTOS, Erbert Silva dos. **Métodos de classificação supervisionada aplicados no uso e ocupação do solo no município de Presidente Médice – RO**. Biodiversidade, v. 18, n. 1, p. 150-159, jan. 2019.

SANTOS, Karla Azevedo; RUFINO, Iana Alexandra Alves; BARROS FILHO, Mauro Normando Macêdo. Impactos da ocupação urbana na permeabilidade do solo: o caso de uma área de urbanização consolidada em campina grande - pb. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 22, n. 5, p. 943-952, out. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016146661>.

SANTOS, Franciane Mendonça dos; LOLLO, José Augusto de; MAUAD, Frederico Fábio. DRAINAGE CHARACTERIZATION OF THE CÓRREGO CAÇULA RIVER BASIN – ILHA SOLTEIRA/SP. **Anais**: Encontro Nacional das Aguas Urbanas, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 1-4, jul. 2014.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p.60-68, 2013.

SAUSEN, T.M. **Sensoriamento remoto e suas aplicações para recursos naturais**. Apostila de Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (2006). Disponível em <<http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/educasere/apostila.htm#tania>> Acesso em 16 de agosto de 2021.

SERVIÇO GEOLÓGICO DOS ESTADOS UNIDOS. **Landsat Missions**. Disponível em: <<http://landsat.usgs.gov/>>. Acesso em: 15 ago. 2021.

SEVERO-NETO, Francisco; TERESA, Fabrício B.; FROEHLICH, Otávio. Ecomorphology and diet reflect the spatial segregation between two Siluriformes species inhabiting a stream of the Bodoquena Plateau, in Central Brazil. **Iheringia**. Série Zoologia, [S.L.], v. 105, n. 1, p. 62-68, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766201510516268>.

SILVA, Telma Mendes; PAES, Thainá Vasconcelos. Morphometric parameters applied to tectonic-erosive analysis in watersheds. **Geo Uerj**, [S.L.], n. 33, p. 1-26, 31 dez. 2018. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.12957/geouerj.2018.37684>.

SIMÕES, Gabriela Zoli. Variação nas estruturas ecomorfológicas e trófica da espécie de peixe *Poecilia reticulata* entre riachos sob diferentes pressões ambientais na região de Londrina-PR. 2018. 53 f. **Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental**, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2018

StatSoft, Inc. (2011). **STATISTICA** (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.

STIPP, Nilza Aparecida Freres; MENDONÇA, Francisco de Assis. Uma abordagem empírica sobre a fragilidade de ambientes naturais e antropizados na área da bacia hidrográfica do ribeirão taquara, no município de Londrina – Pr (BR). **Sustentabilidade da “Gaia”**: Ambiente, Ordenamento e Desenvolvimento, Coimbra, Portugal, maio 2010.

SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; AYRES, F. M.. Delimitação automática de bacias hidrográficas utilizando dados SRTM. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 46-57, jan. 2010.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S.T. Ecomorphology reflect the fish diet in a reservoir in South Brazil. **Biota Neotrop**. May/Aug 2007 vol. 7, no. 2 <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00807022007>.

TERESA, Fabrício B.; CASATTI, Lilian. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology Of Freshwater Fish**, [S.L.], v. 21, n. 3, p. 433-442, 19 mar. 2012. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>.

TERESA, Fabrício Barreto; CASATTI, Lilian. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *American Journal Of Aquatic Sciences*, [s. l], v. 5, n. 3, p. 444-453, 2010.

TONIOLO, B. P.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Estudo comparativo de rede de drenagem na SABESP Oeste com auxílio de provedores SIG. **Revista Geografia em Atos** (Online), v. 5, ano 2021, p. 1-20. DOI: <https://doi.org/10.35416/geoatos.2021.8081>

TUCCI, C. E. M. 1997. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 1997.

TUNDISI, Jose Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako; ABE, Donato S.; ROCHA, Odete. Limnologia de Águas Interiores: Impactos, Conservação e Recuperação de Ecossistemas Aquáticos. In: REBOUÇAS, Aldo; BRAGA, Benedito; TUNDISI, José Galizia. **Águas Doces no Brasil**: Capital Ecológico, Uso e Gestão. 3. ed. -: Escrituras Editora, 2006. Cap. 7. p. 187-230.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.

VALENTIM, Gabriella de Moraes. **Avaliação do Índice De Qualidade Da Água (IQA) de pontos selecionados do Ribeirão Taquara e Cambé Em Londrina - Pr.** 2017. 56 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

VASCONCELOS, Vitor Vieira; HADAD, Renato Moreira; MARTINS JUNIOR, Paulo Pereira. Estudos hidrológicos sobre a bacia de Entre-Ribeiros e avaliação do impacto do uso consuntivo de água para irrigação. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, [S.L.], v. 9, n. 2, p. 47-61, 2012. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. <http://dx.doi.org/10.21168/reg.a.v9n2.p47-61>.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. Série Técnica, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998

VIEIRA, Daniel B.; SHIBATTA, Oscar A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, [Si], v. 7, n. 1, fev. 2007.

WAINWRIGHT, P. C. Functional morphology as a tool in ecological research. In: Wainwright, C. P. & Reilly, S. M. eds. **Ecological Morphology: Integrative Organismal Biology**. Chicago, University of Chicago Press. p.42-54, 1994.

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

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.

WRUBLACK, Suzana C.; MERCANTE, Erivelto; BOAS, Marcio A. Vilas. Mapping of use and occupation of the soil and irrigation water quality in the city of Salto do Lontra-Paraná, Brazil. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 33, n. 5, p. 1024-1037, out. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162013000500014>

ZAVALA-CAMIN, Luis Alberto. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. 1. Ed. Maringá. Editora UEM. 1996.