

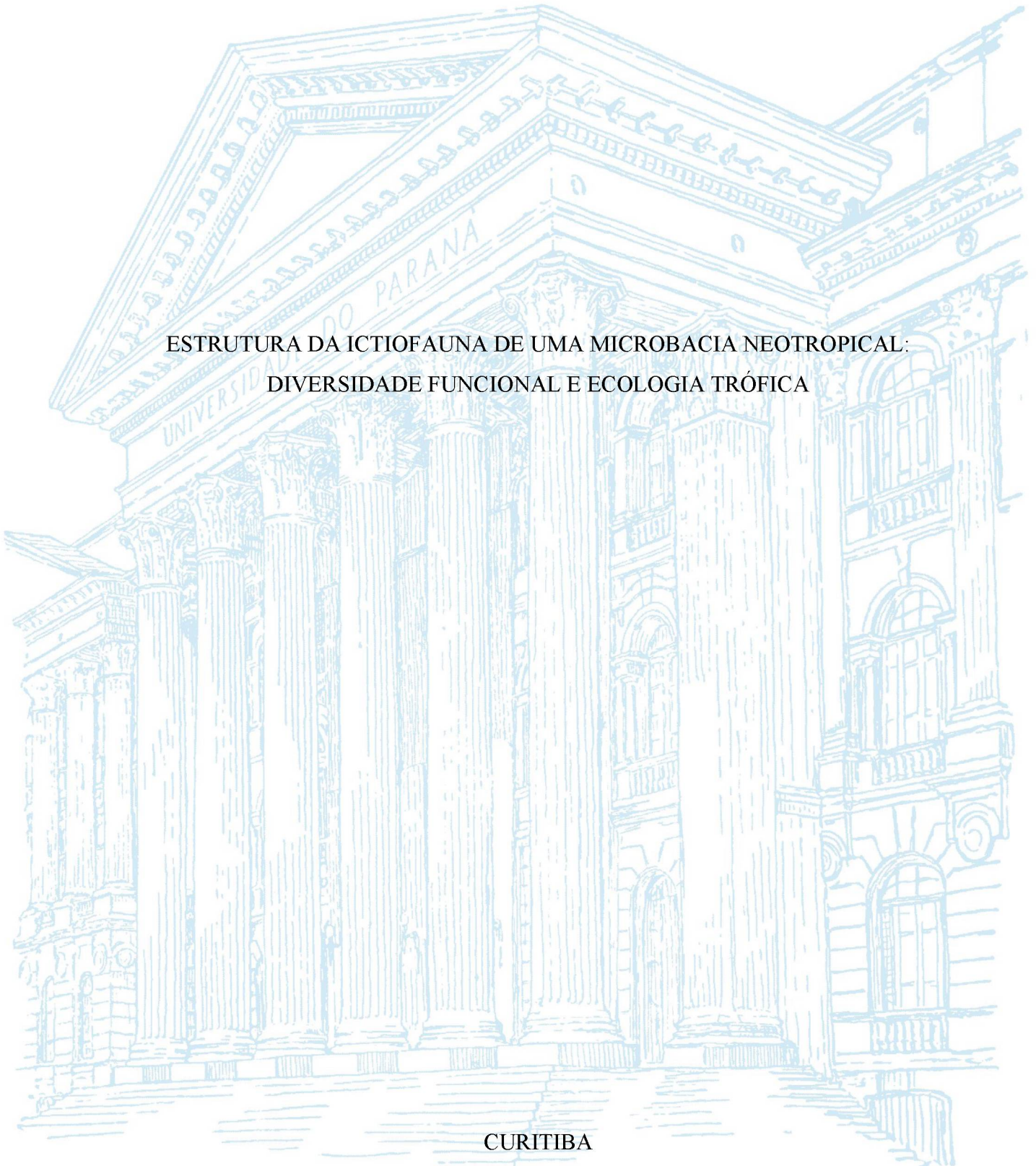
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ESTEVAN LUIZ DA SILVEIRA

ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE UMA MICROBACIA NEOTROPICAL:  
DIVERSIDADE FUNCIONAL E ECOLOGIA TRÓFICA

CURITIBA

2020



ESTEVAN LUIZ DA SILVEIRA

ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE UMA MICROBACIA NEOTROPICAL:  
DIVERSIDADE FUNCIONAL E ECOLOGIA TRÓFICA

Tese apresentada ao curso de Pós-graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Zoologia.

Orientador: Eduardo Luis Cupertino Ballester

Coorientador: André Martins Vaz-dos-Santos

CURITIBA

2020

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.  
Biblioteca de Ciências Biológicas.  
(Rosilei Vilas Boas – CRB/9-939).

Silveira, Estevan Luiz da.

Estrutura da ictiofauna de uma microbacia neotropical: diversidade funcional e ecologia trófica. / Estevan Luiz da Silveira. – Curitiba, 2020. 239 f. : il.

Orientador: Eduardo Luis Cupertino Ballester.

Coorientador: André Martins Vaz-dos-Santos.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Peixes - Ecologia. 2. Peixes - Pesquisa. 3. Morfologia. 4. Hábitos alimentares. 5. Biomarcadores. 6. Ácidos graxos. 7. Isótopos estáveis. 8. Água – Controle de qualidade. I. Título. II. Ballester, Eduardo Luis Cupertino. III. Vaz-dos-Santos, André Martins. IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20.ed.) 597

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ESTEVAN LUIZ DA SILVEIRA** intitulada: **ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE UMA MICROBACIA NEOTROPICAL: DIVERSIDADE FUNCIONAL E ECOLOGIA TRÓFICA**, sob orientação do Prof. Dr. EDUARDO LUIS CUPERTINO BALLESTER, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 08 de Setembro de 2020.

Assinatura Eletrônica

15/09/2020 16:32:44.0

EDUARDO LUIS CUPERTINO BALLESTER

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

19/09/2020 21:10:59.0

ROSANA MAZZONI BUCHAS

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO)

Assinatura Eletrônica

15/09/2020 12:54:25.0

PAULO DE TARSO DA CUNHA CHAVES

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

16/09/2020 09:00:58.0

ROSILENE LUCIANA DELARIVA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ)

*Tudo o que acontece, acontece.  
Tudo o que, ao acontecer, faz com que  
outra coisa aconteça, faz com que outra  
coisa aconteça.  
Tudo o que, ao acontecer, faz com que ela  
mesma aconteça de novo, acontece de  
novo.*

*Isso, contudo, não acontece  
necessariamente em ordem cronológica.*  
**Douglas Adams. *Praticamente Inofensiva*. Rio de  
Janeiro: Editora Sextante, 2006.**

*Não vou ficar parado, não vou passar  
batido*

*Se nada faz sentido, há muito que fazer*

**Engenheiros do Hawaii. *Esportes Radicais*.  
Surfando Karmas & DNA: Universal Music,  
2002.**

## AGRADECIMENTOS

Cá estou, pela segunda vez na minha carreira acadêmica, visitando o *Vórtice da Perspectiva Total (VPT)*; ver Douglas Adams e sua “trilogia de cinco livros” da série *O Guia do Mochileiro das Galáxias*). O *VPT* se utiliza do princípio extrapolativo da matéria, o qual estabelece que cada átomo de matéria é afetado pelo conjunto de todos os átomos presentes no universo. Assim, a partir de um mero pedacinho de pão-de-ló, o *VPT* é capaz de extrapolar a totalidade da criação e a projetar na mente do usuário. Nessa projeção, o *VPT* insere uma pequena seta sobre um pontinho microscópio, a qual indica a localização do insignificante e totalmente desprezível usuário considerando a sua escala física em relação à insana e absurda infinidade do cosmo. Aquele com coragem e despreendimento da vida suficientes para fazer uso do *VPT*, é mental, física e moralmente nocauteado de forma instantânea e arrebatadora. Seus efeitos sobre o usuário são tão avassaladores que o *VPT* tem sido utilizado como a mais destrutiva tortura psicológica jamais criada em todo o universo. Você pode torturar o corpo de um indivíduo utilizando diferentes instrumentos, pode destruir sua sanidade mental com a poesia Vagon, pode tirar sua vida e quebrar seu espírito de diferentes formas, mas somente o *Vórtice da Perspectiva Total* é capaz de arrebatá-lo, torcer, revirar, pulverizar e aniquilar a alma do pobre infeliz.

A seção de agradecimentos atua de forma correlata ao *VPT*: propicia um exercício mental que expõe o quão insignificante a autor do trabalho o é e quão mais insignificante ainda ele o seria se não fossem as pessoas citadas na referida seção.

Reconhecidamente, eu seria muito mais insignificante do que o sou e essa tese jamais teria sido produzida se não fosse o apoio que recebi de inúmeras pessoas. Não apenas por isso, sou muito grato:

Aos meus pais e a seu amor e apoio incondicionais. Se não bastasse toda a dedicação prestada ao longo do meu crescimento, eles ainda dedicaram atenção, trabalho e carinho para transformar sua casa em um hotel e sua cozinha em um restaurante-café-bar que acolheram e alimentaram as equipes de laboratório durante as 13 coletas que executamos no rio Verde;

Ao professor Dr. André Martins Vaz-dos-Santos e à sua enorme amizade. Entre a produção do projeto, aprovação de financiamento e o presente momento foram cinco anos

percorridos juntos. Foram muitas conversas, exemplos e aprendizados vivenciados, por meio dos quais a admiração profissional se transformou em admiração pessoal e amizade. Seu apoio, dedicação e confiança foram elementos-chave, não apenas para o desenvolvimento desse trabalho e do meu crescimento profissional, mas, principalmente, para o meu crescimento e amadurecimento pessoal – por isso, reforço aqui o meu agradecimento: muito obrigado por me acompanhar nessa jornada, André!

Ao professor Dr. Eduardo Luis Cupertino Ballester e à sua amizade, apoio, dedicação e exemplos profissionais e pessoais experienciados durante o desenvolvimento desta tese;

Ao professor Dr. Marcelo Ricardo Vicari, que nos apoiou durante a produção do projeto, colaborou ativamente em diversas coletas, nos cedeu espaço físico para o desenvolvimento de triagens e análises junto à Universidade Estadual de Ponta Grossa e nos dedicou sua amizade;

À professora Dr<sup>a</sup> Marta Regina Barroto do Carmo, que nos cedeu espaço físico junto à Universidade Estadual de Ponta Grossa para o desenvolvimento de triagens;

À professora Dr.<sup>a</sup> Ana Maria Gealh e ao professor Dr. José Marcelo Rocha Aranha, os quais me acompanharam durante a graduação e o mestrado, respectivamente. Muito daquilo que apliquei no desenvolvimento deste trabalho e que aplico à minha vida foi me foi ensinado por eles;

À Fundação Araucária e ao Grupo Boticário, pelo financiamento concedido para a execução do projeto Estrutura da comunidade e dinâmica populacional da ictiofauna neotropical de uma microbacia paranaense, Sul do Brasil, bem como à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutoramento a mim concedida. Esses financiamentos garantiram a compra de materiais de insumo e de equipamentos, custearam de missões de coleta e de bolsas de estudos a estagiários, e permitiram minha dedicação integral ao presente trabalho.

Ao Lions Clube Ponta Grossa Pitangui, em especial aos senhores João Carlos Glapinski e Dárcio Glapinski, que concederam apoio e financiamento para o desenvolvimento de coletas, além de intermediarem importantes parcerias junto à comunidade e ao setor público pontagrossense, as quais foram essenciais para o sucesso do nosso trabalho.

Às equipes voluntárias, que nos auxiliaram durante todas as nossas coletas. Foram 13 missões de coleta de 24 horas consecutivas de esforço de campo que mobilizaram mais de quatro dezenas de pessoas sob sol, chuva, vento e frio. Certamente, citar nomes é correr o risco de ser injusto. No entanto, posso afirmar sem ônus a ninguém que essas coletas jamais teriam sido executadas com a qualidade e seriedade que o foram se não fosse pelos senhores Celso Ribas, Gilberto Ribas, Antonio Gilmar R. Santos, Herculano Machado Ribas, Ivan Benk, Hamilton Otto, Gabriel Marra Schade e Mateus Moleta. Agradeço também aos comandantes, tenentes e soldados do 13º Batalhão de Infantaria Blindada e do 3º Regimento de Carros de Combate pelo apoio prestado na logística de distribuição e recolhimento de materiais de pesca e de transporte de espécimes capturados, bem como pelo esforço de amostragem dispendido no ponto 2;

Ao Supermercados Tozetto, pelos alimentos e bebidas doados para abastecer os acampamentos das equipes de coleta, bem como ao senhor Antônio Bento de Paiva, da Adega Imperial, pela doação de gelo para a conservação dos espécimes capturados, e ao 1º Tenente Henrique de Sá Ribas, da Polícia Ambiental – Força Verde da Polícia Militar do Paraná, pelo suporte prestado em campo;

Às pessoas que compuseram as equipes de laboratório, pelo trabalho de triagem;

Aos amigos do Laboratório de Esclerocronologia, que me acompanharam durante os quatro anos do doutoramento;

E a todos os amigos que aturaram meus surtos nos dias que antecederiam as coletas, auxiliaram em análises e compartilharam conhecimentos, sorrisos e alegrias.

## RESUMO

Compreender os fatores que controlam a estruturação das comunidades ictíicas é uma tarefa desafiadora. Esses fatores atuam tanto em escala local quanto global, são afetados por flutuações espaciais, temporais e antrópicas, e sofrem influência de respostas intra e interespecíficas a nível populacional, comunitário e ecossistêmico. A bacia do rio Verde (*BRV*) foi escolhida enquanto modelo para estudo de comunidades ictíicas devido a sua complexidade contextual, a qual envolve aspectos de qualidade de água e complexidade de habitat influenciados por atividades antrópicas, criando um gradiente longitudinal associado à perda da qualidade ambiental. Tal contexto é comum a muitos corpos d'água pertencentes à ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*). No período de maio de 2016 a abril de 2017 foram realizadas coletas mensais, padronizadas e sinóticas, em quatro áreas amostrais, cada uma com diferentes características de qualidade de água, complexidade de habitat e padrões de atividades antrópicas. Essas coletas proveram dados de diversidade de espécies, abundância de indivíduos, configuração morfológica e dieta (baseada em conteúdos estomacais), os quais foram analisadas sob abordagem integrativa, utilizando curvas de rarefação extrapoladas e interpoladas, análises estatísticas univariadas, além de técnicas multivariadas englobando teste de hipótese e análises de ordenação (restritivas e não-restritivas). Essas análises revelaram diferenças espaciais e temporais, na diversidade e dieta das diferentes espécies ictíicas que habitam a *BRV*. Tais diferenças foram relacionadas à história paleogeomorfológicas da bacia, aos padrões espaciais de qualidade da água e complexidade de habitat influenciados pelas atividades antrópicas desenvolvidas nas paisagens de entorno da *BRV*, às características e comportamentos específicos de cada espécie e a relações ecológicas interespecíficas. Os métodos empregados neste trabalho e seus resultados podem ser aplicados e estendidos para a *EARP*, fornecendo subsídios para a conservação e gestão sustentável dos seus recursos hídricos e das paisagens terrestres, bem como da biota associada a eles. Um desdobramento do estudo de alimentação foi a produção de uma extensa e necessária revisão bibliográfica sobre métodos disponíveis para a avaliação da ecologia trófica de peixes, incluindo técnicas não-invasivas (ex.: observações subaquáticas e análises de resíduos fecais) e invasivas (ex.: análises de ácidos graxos, isótopos estáveis globais e de componentes específicos e de conteúdos estomacais baseadas em avaliações visuais e de DNA). Essa revisão prestou especial atenção aos métodos utilizados para obtenção, identificação, quantificação e tratamento de informações obtidas a partir de itens presa recuperados do trato digestivo de peixes. Foram padronizados nomes e equações de métodos e, além disso, foram resolvidas confusões e interpretações equivocadas relacionadas a estes, sanando erros acumulados ao longo de décadas na literatura científica. Embora os métodos apresentados nessa revisão tenham enfoque em espécies e comunidades ictíicas, os mesmos podem ser utilizados para a avaliação da ecologia trófica de diversos outros organismos consumidores.

Palavras-chave: Curvas de rarefação. Traços funcionais. Ecomorfologia. Comportamento alimentar. Dieta de peixes. Atividades antrópicas. Biomarcadores lipídicos. Ácidos graxos. Isótopos estáveis. Isótopos de compostos específicos. Conteúdo estomacal.

## ABSTRACT

Understanding the factors that control the structuring of ichthyic communities is a challenging task. These factors operate on both local and global scales, being affected by spatial, temporal anthropic fluctuations, and influenced by intra- and interspecific responses at populational, community and ecosystemic levels. The Verde River basin (*VRB*) was chosen as a model for the study of ichthyic communities due to its contextual complexity, which involves aspects of water quality and habitat complexity affected by anthropic activities, which creating a longitudinal gradient associated with the loss of environmental quality. Such context is common to many waterbodies belonging to the upper Paraná River ecoregion (*UPRE*). From May 2016 to April 2017, monthly, standardized and synoptic samplings were carried out in four sample areas, each one with different characteristics of water quality, habitat complexity and anthropic activity patterns. These samplings provided data on species diversity, abundance of individuals, morphological configuration and diet (based on stomach contents), which were analyzed under an integrative approach using extrapolated and interpolated rarefaction curves, univariate statistical analyzes, and multivariate methods encompassing hypothesis tests, and hierarchical and ordering (constrained and unconstrained) technics. These analyzes revealed spatial and seasonal differences in the diversity and diet of the different fish species that inhabit the *VRB*. Such differences were related to the paleogeomorphological history of the basin, to spatial and temporal patterns of water quality and habitat complexity influenced by human activities developed in the *VRB*' surrounding landscapes, to features and specific behaviors of each species, and to interspecific ecological relationships. The methods employed in this thesis and their results can be applied and extended to *UPRE*, providing subsidies for the conservation and sustainable management of its water resources and terrestrial landscapes, as well as the biota associated with them. A positive collateral effect from the feeding study in *VRB* was the production of an extensive review regarding methods for assessing the trophic ecology of fish, including non-invasive techniques (e.g. underwater observations and analysis of feces) and invasive (e.g. analysis of fatty acids, stable isotopes based in bunk and specific components, and stomach contents based on visual and DNA assessments) also constitutes this doctoral thesis. This review focused on the methods used for obtaining, identifying, quantifying and treating information related to prey items recovered from the fish digestive tract. Method names and equations were standardized and confusions and misinterpretations related to them were solved, correcting wrongs accumulated over decades in the scientific literature. Although the methods presented in this review focus on fish species and communities, they can also be used to assess the trophic ecology of consumers from other animal groups.

**Keywords:** Rarefaction curves. Functional traits. Ecomorphology. Feeding behaviour. Fish diet. Anthropic activities. Lipid biomarkers. Fatty acids. Stable isotopes. Isotopes of specific compounds. Stomach content.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- FIGURA 2.1** - BACIA DO RIO VERDE E ÁREAS AMOSTRAIS (1-4). A) AMÉRICA DO SUL E ECORREGIÃO DO ALTO RIO PARANÁ (*EARP*; EM PRETO); B) *EARP* E BACIA DO RIO TIBAGI (*BRT*; EM PRETO); C) *BRT* E BACIA DO RIO PITANGUI (*BRP*; EM PRETO); D) *BRP* E BACIA DO RIO VERDE (EM PRETO); E) HIDROGRAFIA; F) ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ESCARPA DEVONIANA; G) PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS; H) DIREÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA. FONTE: MODIFICADO DE SILVEIRA et al. (2018)..... 30
- FIGURA 2.2** - ÁREAS AMOSTRADAS NA BACIA DO RIO VERDE. A) LOCAL 1; B) CACHOEIRA DO CAPÃO DA ONÇA, À JUSANTE DO LOCAL 1; C) LOCAL 2; D) LOCAL 3; E) LOCAL 4. FONTE: modificado de SILVEIRA et al. (2018)..... 31
- FIGURA 2.3** - CURVAS DE RAREFAÇÃO DE ESPÉCIES BASEADAS EM INDIVÍDUOS INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS ATÉ O DOBRO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA LOCAL AMOSTRADO NA BACIA DO RIO VERDE (LINHAS TRACEJADAS).  ${}^0D$  = DIVERSIDADE;  ${}^1D$  = ENTROPIA DE SHANNON;  ${}^2D$  = DIVERSIDADE DE SIMPSON. INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE E O TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA LOCAL AMOSTRADO. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018)..... 37
- FIGURA 2.4** - COMPARAÇÃO ENTRE AS CURVAS DE RAREFAÇÃO DE ESPÉCIES BASEADAS EM INDIVÍDUOS INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS (LINHAS TRACEJADAS) A) EM FUNÇÃO DO MAIOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS ( $SPB_{obs}$  DO LOCAL 3;  $n = 2,375$ ) E B) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO MENOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS ( $SPB_{ext}$  DO LOCAL 4:  $n_{obs} = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ) DA BACIA DO RIO VERDE.  ${}^0D$  = DIVERSIDADE;  ${}^1D$  = ENTROPIA DE SHANNON;

<sup>2</sup>D = DIVERSIDADE DE SIMPSON. INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE EM CADA ÁREA AMOSTRAL. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018). ..... 38

**FIGURA 2.5** - CURVAS DE RAREFAÇÃO DE ESPÉCIES BASEADAS EM COBERTURA INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS (LINHAS TRACEJADAS) A) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA ÁREA AMOSTRADA E B) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO MENOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS (LOCAL 4:  $n_{obs} = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ;  $SC_{ext} = 0,9752$ ). NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM EM A) VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE E DE COBERTURA E EM B) O TAMANHO AMOSTRAL  $m$  ESTIMADO PARA CADA COMUNIDADE AMOSTRADA SOB VALOR DE ESTIMADOR DE COBERTURA DE  $SC_{ext} = 0,9752$  (LINHA PRETA PONTILHADA). INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).....39

**FIGURA 2.6** - COMPARAÇÃO ENTRE AS CURVAS DE RAREFAÇÃO BASEADAS EM COBERTURA INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS (LINHAS TRACEJADAS) A) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA ÁREA AMOSTRADA E B) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO MENOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS (LOCAL 4:  $n_{obs} = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ;  $SC_{ext} = 0,9752$ ). NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INFORMAM EM A) VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE E COBERTURA EM FUNÇÃO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA ÁREA AMOSTRA E EM B) VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE EM FUNÇÃO DO ESTIMADOR DE COBERTURA  $SC_{ext} = 0,9752$ . INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018)..... 40

- FIGURA 2.7** - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA ENTRE AS VARIÁVEIS DE COMPLEXIDADE AMBIENTAL E QUALIDADE DE ÁGUA E DE DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE. VIDE LEGENDA CONFORME TABELA 1. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018). ..... 41
- FIGURA 3.1** - BACIA DO RIO VERDE E ÁREAS AMOSTRAIS (1-4). A) AMÉRICA DO SUL E ECORREGIÃO DO ALTO RIO PARANÁ (*EARP*; EM PRETO); B) *EARP* E BACIA DO RIO TIBAGI (*BRT*; EM PRETO); C) *BRT* E BACIA DO RIO PITANGUI (*BRP*; EM PRETO); D) *BRP* E BACIA DO RIO VERDE (EM PRETO); E) HIDROGRAFIA; F) ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ESCARPA DEVONIANA; G) PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS; H) DIREÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018). ..... 59
- FIGURA 3.2** - ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020). ..... 64
- FIGURA 3.3** - DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E FREQUÊNCIA ABSOLUTA DE INDIVÍDUOS CAPTURADOS NA BACIA DO RIO VERDE POR LOCAL NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017. FONTE: O autor (2020). ..... 66
- FIGURA 3.4** - VARIAÇÃO INTERESPECÍFICA DOS ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CALCULADOS PARA AS ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE. BD = PROFUNDIDADE CORPORAL; Mpos = POSIÇÃO DA BOCA; Epos = POSIÇÃO DO OLHO; Esz = TAMANHO DO OLHO; rHL = COMPRIMENTO RELATIVO DA CABEÇA; rHH = ALTURA RELATIVA DA CABEÇA; PcP = POSIÇÃO DA NADADEIRA PEITORAL; rCpL = COMPRIMENTO RELATIVO DO PEDÚNCULO CAUDAL; rCpH = ALTURA RELATIVA DO PEDÚNCULO CAUDAL. FONTE: O autor (2020). ..... 68
- FIGURA 3.5** - RESULTADOS DA ANÁLISE CANÔNICA BASEADA EM A) ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CONDICIONADOS ÀS VARIÁVEIS DE COMPLEXIDADE AMBIENTAL E DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS PERSPECTIVAS B) INTERESPECÍFICA E C) ESPACIAL PARA AS ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE CONSIDERADAS NAS ANÁLISES ECOMORFOLÓGICAS.

D) APRESENTA OS SUBESPAÇOS MULTIVARIADOS OCUPADOS POR CADA ESPÉCIE EM RELAÇÃO À PERSPECTIVA ESPACIAL. *Ast.fas* = *Astyanax* aff. *fasciatus*; *Ast.par* = *A. paranae*; *Apa.sp* = *Apareiodon* sp.; *Cor.ehr* = *Corydoras ehrhardti*; *Geo.bra* = *Geophagus brasiliensis*; *Hop.mal* = *Hoplias* aff. *malabaricus*; *Hyp.alb* = *Hypostomus albopunctatus*; *Hyp.anc* = *H. ancistroides*; *Hyp.str* = *H. strigaticeps*; *Hyp.tie* = *H. tietensis*; *Neo.yap* = *Neoplecostomus yapo*; *Oli.par* = *Oligosarcus paranensis*; *Pha.harF* = *Phalloceros harpagos* fêmea; *Pha.harM* = *P. harpagos* macho; *Rha.que* = *Rhamdia quelen*. LEGENDAS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS ESTÃO CITADAS NA TABELA 3.2. FONTE: O autor (2020).....71

- FIGURA 4.1** - BACIA DO RIO VERDE E ÁREAS AMOSTRAIS (1-4). A) AMÉRICA DO SUL E ECORREGIÃO DO ALTO RIO PARANÁ (EARP; EM PRETO); B) EARP E BACIA DO RIO TIBAGI (BRT; EM PRETO); C) BRT E BACIA DO RIO PITANGUI (BRP; EM PRETO); D) BRP E BACIA DO RIO VERDE (EM PRETO); E) HIDROGRAFIA; F) ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ESCARPA DEVONIANA; G) PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS; H) DIREÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).....92
- FIGURA 4.2** - FREQUÊNCIA ESPACIAL DE ESTÔMAGOS AMOSTRADOS NA BACIA DO RIO VERDE POR ESPÉCIE ICTÍCA. FONTE: O autor (2020). N.E. = número de estômagos analisados..... 96
- FIGURA 4.3** - TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE POR MEIO DE ANÁLISE DE AGRUPAMENTO HIERÁRQUICO. FONTE: O autor (2020).....98
- FIGURA 4.4** - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA APLICADA À DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. UNIDADES AMOSTRAIS FORAM LEGENDADAS DE ACORDO COM AS TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS PELA AHH. FONTE: O autor (2020).....100
- FIGURA 4.5** - FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DAS CATEGORIAS ALIMENTARES NO PERFIS DE CADA TENDÊNCIA ALIMENTAR IDENTIFICADO NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).....102

<b>FIGURA 4.6</b> - TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS NA DIETA DAS ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).....	103
<b>FIGURA 4.7</b> - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E INTERESPECÍFICA DAS TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).....	104
<b>FIGURA 5.1</b> - CLASSIFICAÇÃO GERAL DOS MÉTODOS APLICADOS À AVALIAÇÃO DA DIETA DE PEIXES. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020a).....	133
<b>FIGURA 5.2</b> - CONTEXTOS DE INTERESSE E INVESTIGAÇÃO DAS DIFERENTES ABORDAGENS APLICADAS À QUANTIFICAÇÃO DA DIETA DE PEIXES. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020a).....	146
<b>FIGURA 5.3</b> - CURVA CUMULATIVA ASSINTÓTICA DE PRESAS CONSUMIDAS DESTACANDO O NÚMERO MÍNIMO DE ESTÔMAGOS (NMS <sub>j</sub> ) A SER ANALISADO ( $n = 245$ ) PARA DADOS DE <i>Centropomus parallelus</i> . FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020a). ....	148

## LISTA DE TABELAS

- TABELA 2.1** VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO ( $\pm$ ) DOS PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE ÁGUA E DAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS AVALIADAS NA BACIA DO RIO VERDE NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017, INCLUINDO OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( $O_2$ ), pH, CLORETOS DISSOLVIDOS (Cl), FÓSFORO TOTAL DISSOLVIDO (Phosp), NITROGÊNIO AMONIACAL TOTAL (AmonN), SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (SuspSol), CLOROFILA ALFA (ChlorA), DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO (DBO), VELOCIDADE DA ÁGUA (WatVel), COMPLEXIDADE DO SUBSTRATO DO RIO (SbstCmpx), ESTABILIDADE DAS MARGENS (BankStabl) E INTEGRIDADE DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA (RipIntg). ... 34
- TABELA 2.2** - DIVERSIDADE ICTÍICA AMOSTRADA NA BACIA DO RIO VERDE NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017. ABUNDÂNCIA ABSOLUTA DE INDIVÍDUOS POR ÁREA AMOSTRAL..... 36
- TABELA 2.3** - RESULTADOS DA ANOVA DOIS FATORES AVALIANDO VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NOS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE ( $^0D$ ), ENTROPIA DE SHANNON ( $^1D$ ) E DIVERSIDADE DE SIMPSON ( $^3D$ ). GL = GRAUS DE LIBERDADE; SQ = SOMA DOS QUADRADOS; MQ = MÉDIA DOS QUADRADOS. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA. .... 36
- TABELA 2.4** - RESULTADOS DOS DESCRITORES EXPLANATÓRIOS DA ACC EM RELAÇÃO À INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DE COMPLEXIDADE AMBIENTAL E QUALIDADE DE ÁGUA SOBRE A DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA DA ICTIOFAUNA NA BACIA DO RIO VERDE. .... 41
- TABELA 2.5** - RESULTADOS DA ANOVA COM 9.999 PERMUTAÇÕES EXAMINANDO A VARIÂNCIA ENTRE OS EIXOS DA ACC. GL: GRAUS DE LIBERDADE. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA. .... 41
- TABELA 3.1** - ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS E ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CALCULADOS PARA A COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. Abreviações: nad. = nadadeira; ped. = pedúnculo; rel. = relativo(a).....63

<b>TABELA 3.2</b>	VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO ( $\pm$ ) DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA E DE COMPLEXIDADE DE HABITAT AVALIADOS NA BACIA DO RIO VERDE NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017, INCLUINDO OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( $O_2$ ), pH, CLORETOS DISSOLVIDOS (Cl), NITROGÊNIO AMONÍACAL TOTAL (AmonN), SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (SuspSol), LARGURA DO RIO (Width), PROFUNDIDADE DO RIO (Deep), VELOCIDADE DA ÁGUA (WatVel), COMPLEXIDADE DO SUBSTRATO DO RIO (SbstCmpx), ESTABILIDADE DAS MARGENS (BankStabl) E INTEGRIDADE DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA (RipIntg).....	64
<b>TABELA 3.3</b>	-ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE CONSIDERADAS NAS ANÁLISES ECOMORFOLÓGICAS E SEUS RESPECTIVOS VALORES MÉDIO E DESVIO PADRÃO PARA AS VARIÁVEIS DE COMPRIMENTO E PESO CORPORAIS. HIERARQUIA TAXONÔMICA CONFORME BETANCUR-R et al. (2017) e FRICKE et al. (2020).....	67
<b>TABELA 3.4</b>	- RESULTADOS DA ANCOVA AVALIANDO VARIÂNCIA INTERESPECÍFICA EM RELAÇÃO AO MODELO DA RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO NAS ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE CONSIDERADAS NAS ANÁLISES ECOMORFOLÓGICAS. GL = GRAUS DE LIBERDADE; SQ (AJ.) = SOMA DOS QUADRADOS AJUSTADOS; MQ (AJ.) = MÉDIA DOS QUADRADOS AJUSTADOS. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.....	67
<b>TABELA 3.5</b>	-RESULTADOS DA PERMANOVA EXAMINANDO DIFERENÇAS INTERESPECÍFICAS E ESPACIAIS NAS CONFIGURAÇÕES DOS ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CALCULADOS PARA A COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. GL: GRAUS DE LIBERDADE; SQ: SOMA DOS QUADRADOS; MQ: MÉDIA DOS QUADRADOS. $R^2$ = VARIÂNCIA EXPLICADA PELO MODELO. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.....	68
<b>TABELA 4.1</b>	- DESCRIÇÃO DA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. <i>A.fas</i> = <i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> ; <i>A.par</i> = <i>A. paranae</i> ; <i>Apa</i> = <i>Apareiodon</i> sp.; <i>C.ehr</i> = <i>Corydoras ehrhardti</i> ; <i>H.str</i> = <i>Hypostomus</i>	

*strigaticeps*; *R.que = Rhamdia quelen*; *G.bra = Geophagus brasiliensis*.....97

<b>TABELA 4.2</b> - RESULTADOS DA PERMANOVA EXAMINANDO DIFERENÇAS INTERESPECÍFICAS, ESPACIAIS E TEMPORAIS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. GL: GRAUS DE LIBERDADE; SQ: SOMA DOS QUADRADOS; MQ: MÉDIA DOS QUADRADOS. $R^2$ = VARIÂNCIA EXPLICADA PELO MODELO. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.....	98
<b>TABELA 4.3</b> - DESCRIÇÃO DAS TENDÊNCIAS ALIMENTARES (TAs) IDENTIFICADAS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE.....	101
<b>TABELA 5.1</b> - EMPREGABILIDADE DE ÍNDICES SIMPLES EM ESTUDOS DE ECOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES.....	153
<b>TABELA 5.2</b> - ETAPAS METODOLÓGICAS NA ALOCAÇÃO DE PONTOS PELO MÉTODO DOS PONTOS CONSIDERAM OS CONTEÚDOS ESTOMACAIS DE UM DADO ESPÉCIME <i>i</i> .....	207

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	20
1.1. Referências .....	22
<b>2. RESPOSTAS DE UMA COMUNIDADE ICTÍICA NEOTROPICAL A VARIAÇÕES AMBIENTAIS E ATIVIDADES ANTRÓPICAS</b> .....	26
2.1. Introdução .....	26
2.2. Material e Métodos .....	28
2.2.1. <i>Área de estudo</i> .....	28
2.2.2. <i>Coleta de dados</i> .....	31
2.2.3. <i>Análise de dados</i> .....	33
2.3. Resultados .....	35
2.4. Discussão .....	42
2.5. Conclusão .....	47
2.6. Referências .....	47
<b>3. ECOMORFOLOGIA DE UMA COMUNIDADE ICTÍICA NEOTROPICAL</b> .....	57
3.1. Introdução .....	57
3.2. Material e Métodos .....	59
3.2.1. <i>Área de estudo</i> .....	59
3.2.2. <i>Coleta de dados</i> .....	60
3.2.3. <i>Análise de dados</i> .....	65
3.3. Resultados .....	65
3.4. Discussão .....	71
3.5. Conclusão .....	77
3.6. Referências .....	79
<b>4. ECOLOGIA TRÓFICA DA COMUNIDADE ICTÍICA DE UMA MICROBACIA NEOTROPICAL</b> .....	90
4.1. Introdução .....	90
3.2. Material e Métodos .....	92
4.2.1. <i>Área de estudo</i> .....	92
4.2.2. <i>Coleta de dados</i> .....	93
4.2.3. <i>Análise de dados</i> .....	94
4.3. Resultados .....	95
4.4. Discussão .....	104

4.5. Conclusão .....	114
4.6. Referências .....	115
<b>5. MÉTODOS PARA AVALIAÇÃO DA ECOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES: UMA REVISÃO CRÍTICA DA ANÁLISE DE ESTÔMAGOS .....</b>	<b>131</b>
5.1. Introdução .....	131
5.2. Dieta .....	132
5.2.1. <i>Métodos não-invasivos</i> .....	133
5.2.2. <i>Métodos invasivos</i> .....	134
5.3. Quantificando a dieta .....	146
5.3.1. <i>Avaliação de estômagos</i> .....	146
5.3.2. <i>Avaliação de conteúdos estomacais</i> .....	147
5.3.3. <i>Dando valor aos alimentos consumidos</i> .....	148
5.3.4. <i>Índices simples</i> .....	152
5.3.5. <i>Índices compostos</i> .....	157
5.4. Medidas de nicho .....	160
5.5. <i>Estatística e outros métodos quantitativos aplicados à análise de estômagos de peixes</i> .....	162
5.6. Conclusões .....	165
5.7. Referências .....	168
5.8. Apêndice .....	201
5.8.1. <i>Introdução</i> .....	201
5.8.2. <i>Avaliação de estômagos</i> .....	201
5.8.3. <i>Índices simples</i> .....	203
5.8.4. <i>Índices compostos</i> .....	208
5.8.5. <i>Referências</i> .....	214
<b>6. CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>225</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Na ecologia, os estudos sobre as interações interespecíficas e suas relações com o ambiente fornecem informações-chave para a compreensão da estrutura e função dos ecossistemas (BEGON et al., 2010). Essas informações são indispensáveis para a gestão e usos múltiplos desses ecossistemas; no caso dos recursos hídricos e de sua biota, pode-se exemplificar o consumo de água, a pesca, a aquariofilia, o lazer, etc. (TUNDISI e TUNDISI, 2008). Nesta perspectiva, a bacia do rio Verde (*BRV*) constitui um importante corpo hídrico para o município de Ponta Grossa-PR e para os rios Pitangui e Tibagi (SILVA et al., 2008), ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*).

A *BRV* está parcialmente inserida no perímetro de duas importantes unidades de conservação, a Área de Preservação Ambiental da Escarpa Devoniana e o Parque Nacional dos Campos Gerais. Ainda assim, a *BRV* está sujeita a inúmeros impactos de origem antrópica, incluindo a degradação da vegetação ripária, o transporte de sedimentos para o leito do rio e seu consequente assoreamento, e o enriquecimento das águas por fertilizantes, ambos resultantes de atividades agrícolas e pecuárias sob práticas inadequadas de uso dos solos (MORO e CARMO, 2007; ROCHA e WEIRICH NETO, 2010). Há também o despejo de efluentes de esgoto tratados e não-tratados (SILVA et al., 2008; SEQUINEL et al., 2011) e deposição irregular de lixo doméstico (GEALH, 2010), impactos relacionados ao zoneamento urbano nas paisagens de entorno da *BRV*. Esse conjunto de agressões imprime alto risco potencial à biodiversidade associado a diminuição e/ou supressão da qualidade da água, bem como da disponibilidade e da complexidade de habitats aquáticos e terrestres para a biota silvestre (NORRIS e THOMS, 1999; ARAÚJO et al., 2003).

Estudos desenvolvidos na *BRV* explicitaram a influência de atividades antrópicas sobre os parâmetros físicos, químicos e biológicos de suas águas (SILVA et al., 2008; SCHEFFER e BUSCH, 2010; SEQUINEL et al., 2011), bem como sobre a diversidade e abundância das comunidades locais de algas (MORO e FERREIRA, 2010) e de macroinvertebrados aquáticos (BARBOLA et al., 2010; BATISTA et al., 2010). Este cenário chamou a atenção para a ictiofauna da *BRV*, a qual concentra espécies de pequeno porte endêmicas da *EARP* e ainda não-descritas, além de espécies em franco processo de especiação (VICARI et al., 2008; BELLAFRONTTE et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2016). Espécies de pequeno porte habitantes de arroios, córregos, riachos e rios apresentam alto grau de endemismo (BUCKUP, 1999; CASTRO, 1999), têm distribuições restritas e baixa dispersão (CASATTI et al., 2001). São

muito dependentes das condições ambientais locais e, por isso, são extremamente sensíveis a alterações ambientais rápidas e drásticas, como aquelas resultantes de atividades antrópicas (LOWE-McCONNELL, 1987). Apesar da importância dessas espécies para o equilíbrio dos ambientes dulcícolas de pequeno porte e de sua fragilidade às alterações ambientais, ainda pouco se sabe sobre as dinâmicas populacionais da maioria dessas espécies e sobre a estruturação dessas comunidades, aumentando seu risco potencial de extinção local (CASTRO e POLAZ, 2020).

Esse contexto de impactos antrópicos aliado à falta de informações sobre a biodiversidade é comum à maioria dos corpos hídricos brasileiros (AGOSTINHO et al., 2005), a despeito dos esforços de pesquisa direcionados ao tema (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; CASATTI, 2003; MAZZONI et al., 2010; CASATTI et al., 2012; BALDASSO et al., 2019). No Brasil, o estudo desses padrões em ictiofaunas tem utilizado metodologias consolidadas (MAGURRAN, 2004; KREBS, 2014), em especial e na avaliação da diversidade ictíica, por meio do cálculo de índices ecológicos (COPATTI e COPATTI, 2011), bem como na investigação de relações tróficas interespecíficas (CASATTI, 2003; ABILHOA et al., 2008), com a produção de informações quali-quantitativas e análises baseadas em técnicas multivariadas (CRIPPA et al., 2009; MAZZONI et al., 2010; BONATO et al., 2012; CASATTI et al., 2012). No entanto, novas técnicas têm sido desenvolvidas e a compreensão da diversidade baseada também em traços funcionais ecomorfológicos (DÍAZ e CABIDO, 1997; LOREAU et al., 2001; VILLÉGER et al., 2017) e da ecologia trófica por meio de métodos robustos, padronizados e analisados em perspectiva multivariada (AHLBECK et al., 2012; BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al., 2017) se impõem como uma nova fronteira no estudo da estrutura da ictiofauna. Em uma perspectiva dinâmica e atual, estas ferramentas permitem avaliar o habitat explorado pelas diferentes espécies ictíicas, além de fornecer respostas sobre variações espaciais, sazonais, ontogenéticas frente a impactos antrópicos, subsidiando a conservação e a gestão responsável e sustentável dos ecossistemas dulcícolas. O presente estudo usou a *BRV* como um modelo para a aplicação dessa abordagem na avaliação da estrutura e função da ictiofauna ao longo de um ciclo anual.

Assim, a presente tese de doutorado está estruturada em quatro capítulos:

- a) Respostas de uma comunidade ictíica neotropical a variações ambientais e atividades antrópicas (Seção 2);
- b) Ecomorfologia de uma comunidade ictíica neotropical (Seção 3);
- c) Ecologia trófica da comunidade ictíica de uma microbacia neotropical (Seção 4);

- d) Métodos para avaliação da ecologia trófica de peixes: uma revisão crítica da análise de estômagos (Seção 5).

Os dois primeiros capítulos objetivaram avaliar a diversidade das comunidades ictíicas da *BRV* e suas respostas a flutuações espaciais e sazonais, bem como a influência de atividades antrópicas em sua estruturação. Foram aplicados índices clássicos combinados com modelos de construção de curvas de rarefação interpoladas e extrapoladas (Seção 2) e traços funcionais ecomorfológicos analisados com técnicas multivariadas para teste de hipóteses e ordenação restritiva/condicionada (Seção 3). O terceiro capítulo versou sobre a ecologia trófica da ictiofauna da *BRV* e suas respostas às variações interespecíficas, espaciais, temporais e de qualidade ambiental (ex.: qualidade da água e complexidade de habitat). No quarto capítulo foram revisados os métodos disponíveis na literatura científica para a avaliação da ecologia trófica de peixes, com destaque para os métodos aplicados na análise de conteúdos estomacais, padronizando termos e equações utilizados nesses métodos.

### 1.1. Referências

- ABILHOA, V.; DUBOC, L. F.; AZEVEDO FILHO, D. P. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, vol. 25, n. 2, pp. 238-246, 2008.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, vol. 19, n. 3, pp. 646-652, 2005.
- AHLBECK, I.; HANSSON, S.; HJERNE, O. Evaluating fish diet analysis methods by individual-based modelling. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 69, n. 7, pp. 1184–1201, 2012.
- ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. A preliminar Index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, vol. 32, n. 4, pp. 516-526, 2003.
- BALDASSO, M. C.; WOLFF, L. L.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 102, n. 5, pp. 783-800, 2019.
- BAKER, R.; BUCKLAND, A.; SHEAVES, M. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. **Fish and Fisheries**, vol. 15, n. 1, pp. 170–177, 2014.
- BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; CAMILOTTI, E. M.; NASCIMENTO, E. A. Macroinvertebrados do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.).

**Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente.** Ponta Grossa: Editora UEPG, 2020. pp. 87-95.

BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Structure and composition of the macroinvertebrate community as a way of evaluating the quality of the water from rio Verde, Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil. **Terra Plural**, vol. 4, n. 2, pp. 241–256, 2010.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems.** 4th ed. Malden: Blackwell Publishing, 2008.

BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia**, vol. 29, n. 1, pp. 27-38, 2012.

BUCKLAND, A.; BAKER, R.; LONERAGAN, N.; SHEAVES, M. Standardising fish stomach content analysis: the importance of prey condition. **Fish Research**, vol. 196, n. 1, pp. 126–140, 2017.

BUCKUP, P. A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P. R.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos.** Série Oecologia Brasiliensis. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. pp. 91-138.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, vol. 1, n. 1-2, pp. 1-15, 2001.

CASSATI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, vol. 2, n. 2, pp. 1-14, 2003.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. O. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, vol. 10, n. 1, pp. 205–2014, 2012.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: Padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos.** Série Oecologia Brasiliensis IV. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. pp. 139–155.

CASTRO, R. M. C.; POLAZ, C. N. Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. *Biota Neotropica*, vol. 20, n. 1, e20180683, 2020 Disponível em: <<http://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0683>>. Acesso em: 3 jul. 2020.

COPATTI, C. E.; COPATTI, B. R. Variação sazonal e diversidade de peixes do rio Cambará, Bacia do rio Uruguai. **Biota Neotropica**, vol. 11, n. 4, pp. 265-271, 2011.

- CRIPPA, V. E. L.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Food resources used by small-sized fish in macrophyte patches in ponds of the upper Paraná river floodplain. **Maringá**, vol. 31, n. 2, pp. 119-125, 2009.
- DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. **Journal of Fish Biology**, vol. 58, n. 3, pp. 832-847, 2001.
- DIAZ, S.; CABIDO, M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. **Journal of Vegetation Science**, vol. 8, n. 4, pp. 463–474, 1997.
- GEALH, A. M. Conhecendo os peixes do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 97-116.
- KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 3. ed. Vancouver: University of British Columbia. 2014. Disponível em: <<http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html>>. Acesso em: 17 Out. 2018.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, D. U.; HUSTON, M. A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, vol. 294, n. 5543, pp. 804-808, 2001.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Malden: Blackwell Publishing, 2004.
- MAZZONI, R.; MORAES, M.; REZENDE, C. F.; MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, vol. 100, n. 2, pp. 162-168, 2010.
- MORO, R. S.; CARMO, M. R. B. A vegetação campestre nos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. pp. 93–98.
- MORO, R. S.; FERREIRA, D. L. Algas e a indicação da qualidade da água. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 53–66.
- NORRIS, R. H.; THOMS, M. C. What is river health? **Freshwater Biology**, vol. 41, n. 2, pp. 197-209, 1999.

- ROCHA, C. H.; WEIRICH NETO, P. H. Padrões de uso das terras e implicações ambientais. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 23–41.
- SCHEFFER, E. W. O.; BUSH, O. M. S. Qualidade da água. In: Gealh, A. M., Melo, M. S., Moro, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 43-51.
- SEQUINEL, R.; ARRÚA, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  presentes nas águas do rio Verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. **Publicatio UEPG - Ciências Exatas e da Terra, Agrárias e Engenharias**, vol. 17, n. 1, pp. 29–37, 2011.
- SILVA, E. C.; COSTA, W.; MARQUES, M. B.; SILVA, N. C.; COSTA, R. P. Um indicativo da relação entre as atividades humanas e a contaminação das águas do rio Verde - Ponta Grossa-Pr. **Publicatio UEPG, Ciências Exatas e da Terra, Ciências Agrárias e Engenharias**, vol. 14, n. 3, pp. 247-254, 2008.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008.
- VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J.. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, vol. 79, n. 3, pp. 783–801, 2017.

## 2. RESPOSTAS DE UMA COMUNIDADE ICTÍICA NEOTROPICAL A VARIAÇÕES AMBIENTAIS E ATIVIDADES ANTRÓPICAS<sup>1</sup>

### 2.1. Introdução

Compreender a organização das comunidades ictíicas ao longo dos sistemas lóticos é uma tarefa desafiadora frente à grande diversidade biológica e à dinâmica desses ambientes (JACKSON et al., 2001). O *conceito do rio contínuo (CRC)* (VANNOTE et al., 1980) constituiu um referencial na avaliação da ecologia de rios (MONTGOMERY, 1999). De acordo com o *CRC*, as comunidades aquáticas são influenciadas pela diversidade e pela disponibilidade de recursos energéticos e de habitats acumulados ao longo do gradiente longitudinal dos sistemas lóticos (VANNOTE et al., 1980). No entanto, o *CRC* ignora os efeitos dos fatores multi-escalares espaciais e temporais que atuam sobre os ambientes aquáticos e suas comunidades, tais como a paleogeografia, a geomorfologia, a biogeografia e as atividades antrópicas sobre as paisagens (WARD e STANFORD, 1983; MINSHALL et al., 1985; FRISSELL et al., 1986; JUNK et al., 1989; GREGORY et al., 1991; SCHLOSSER, 1991; STANFORD e WARD, 1993; MONTGOMERY, 1999; BENDA et al., 2004; THORP et al., 2006). Tais fatores promovem alterações ambientais e ecológicas de intensidade, frequência e duração variáveis que, associados à resistência e à resiliência biológica e ambiental, exercem forte influência sobre a composição e estrutura das comunidades aquáticas (JACKSON et al., 2001; ALBERT et al., 2011; McCLUNEY et al., 2014). Por isso, desde sua publicação em 1980, muitos esforços têm sido dispendidos para adaptar e aprimorar o *CRC*, culminando no desenvolvimento de conceitos complementares e de novas teorias que gradualmente têm sido incorporadas na análise, interpretação e modelagem da dinâmica dos sistemas lóticos, incluindo a composição e estruturação das comunidades aquáticas que os compõem (McCAIN, 2013).

Metodologicamente, a avaliação da dinâmica dos ambientes lóticos frente às alterações ambientais tem se baseado no uso integrado de informações biológicas e ambientais (JACKSON et al., 2001). Informações biológicas podem ser obtidas por meio do cálculo de índices ecológicos e de curvas de rarefação (MAGURRAN, 2004; IGLESIAS-RIOS e MAZZONI, 2014). Tal abordagem foi atualizada por Chao et al. (2014), permitindo a avaliação, comparação e extrapolação de estimadores de diversidade entre diferentes comunidades, áreas e períodos com qualquer tamanho amostral e estimativa de cobertura. Informações ambientais

---

<sup>1</sup> Cite como: SILVEIRA, E. L.; BALLESTER, E. L. C.; COSTA, K. A.; SCHEFFER, E. W. O.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Fish community response to environmental variations in an impacted Neotropical basin. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 27, n. 4, pp. 1126–1139. <http://doi.org/10.1111/EFF.12420>

incluem indicadores da qualidade da água (ex.: parâmetros físicos, químicos e biológicos) e da complexidade ambiental, permitindo a mensuração do status de integridade do ambiente (BARBOUR et al., 1999). Essa abordagem integrada constitui uma ferramenta refinada para a avaliação dos padrões das comunidades ictíicas e de suas variações espaço-temporais.

A região Neotropical tem cerca de 8.000 a 9.000 espécies de peixes de água doce (REIS et al., 2016). Entre as 27 diferentes ecorregiões que compõem o território brasileiro, a ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*) é uma das mais ricas em termos de diversidade ictíica, possuindo mais de 300 espécies (ABELL et al., 2008; ALBERT et al., 2011). A *EARP* concentra uma das maiores proporções de endemismo de toda a região Neotropical (HUBERT e RENNO, 2006). Porém, a *EARP* também concentra as áreas urbanas mais densamente povoadas de todo o território brasileiro, bem como as áreas agrícolas, pecuárias e industriais mais importantes do país (AGOSTINHO et al., 2007; REIS et al., 2016). Além disso, a *EARP* apresenta o maior número de cursos d'água bloqueados por reservatórios de todo o mundo (LIERMANN et al., 2012). Nesse contexto, conflitos entre interesses econômicos, políticos e ambientais têm sido rotineiros e, comumente, a atenção ao aspecto ambiental tem sido negligenciada.

Atividades urbanas, agropecuárias e rurais têm potencial para promover graves mudanças estruturais nos sistemas lóticos devido à supressão da vegetação nativa e consequente movimentação de sedimentos para o leito de rios (PUSEY e ARTHINGTON, 2003), promovendo o assoreamento (CHAPMAN et al., 2014) e a homogeneização desses ambientes (ZENI e CASATTI, 2014). Além disso, influxos de efluentes urbanos, agropecuários e industriais alteram a qualidade da água dos ambientes lóticos, promovendo sua eutrofização (ELSER et al., 2007) e expondo a biota dulcícola a diversos poluentes químicos (RICCIARDI et al., 2009). Essas agressões reduzem a diversidade e a disponibilidade de habitats disponíveis às comunidades ictíicas enquanto abrigo, fonte de alimentos, locais de reprodução e de desenvolvimento de ovos e larvas (BERKMAN e RABENI, 1987; CASATTI et al., 2006), alterando sua estrutura e composição, elevando o potencial para extinção de espécies endêmicas (CASTRO, 1999; MISERENDINO et al., 2011; CASATTI et al., 2012).

A *EARP* é constituída por diversas bacias hidrográficas e, dentre elas, a bacia do rio Tibagi (*BRT*) é uma das mais importantes nos contextos econômico e social brasileiros (MEDRI et al., 2002). A bacia do rio Pitangui (*BRP*) pertence ao conjunto de rios que formam a cabeceira da *BRT*. A *BRP* está localizada em uma área considerada de alta a extremamente alta importância para a conservação brasileira (MMA, 2007), devido a sua geomorfologia única (MELO et al., 2010) e sua rica flora e fauna endêmicos (MORO e CARMO, 2007;

BELLAFRONTE et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2016). Dentre os diversos rios que compõem a BRP, a bacia do rio Verde (BRV) desempenha papéis sociocultural e ecológico-chaves na EARP, concentrando duas importantes Unidades de Conservação sobrepostas, a Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana (APAED) e o Parque Nacional dos Campos Gerais (PNCG). Impressa sobre a formação Furnas, os solos arenosos são predominantes na BRV, apresentando enorme potencial aquífero e alta suscetibilidade à erosão associada com a perda de vegetação nativa (MELO et al., 2010). Ainda assim, extensas áreas da BRV há atividades agrícolas intensivas e semi-intensivas (ex.: milho e soja), pecuária (ex.: gado, porco e frango) e zoneamento urbano (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010). A BRV também recebe efluentes de esgoto não-tratado, lixo de áreas urbanas e efluentes de estação de tratamento de esgoto doméstico. Esse conjunto de atividades antrópicas reduziu a qualidade local das águas da BRV (SEQUINEL et al., 2011) bem como sua diversidade aquática nativa (BATISTA et al., 2010; MORO e FERREIRA, 2010). Empiricamente, é possível supor a existência de um gradiente de complexidade de habitat e de qualidade de água ao longo da BRV, desde a cabeceira (melhor condição) até sua foz (pior condição).

Nesse contexto, as seguintes premissas foram estabelecidas: (i) as comunidades ictíicas de uma determinada área são influenciadas pelas variações espaço-temporais dos fatores ambientais e biológicos, (ii) as atividades antrópicas sobre as paisagens alteram a complexidade e a qualidade de água dos ambientes aquáticos e, (iii) conseqüentemente influenciam a estrutura e composição da ictiofauna associada a esses ambientes. Este é um ciclo de eventos com diferentes respostas cuja modelagem permite compreender a estrutura da ictiofauna e suas relações com a complexidade de habitats e de qualidade de água. A abordagem desenvolvida neste estudo pode ser aplicada em outros sistemas dulcícolas da EARP e do Brasil, servindo como mais uma ferramenta disponível para gestão e conservação sustentáveis.

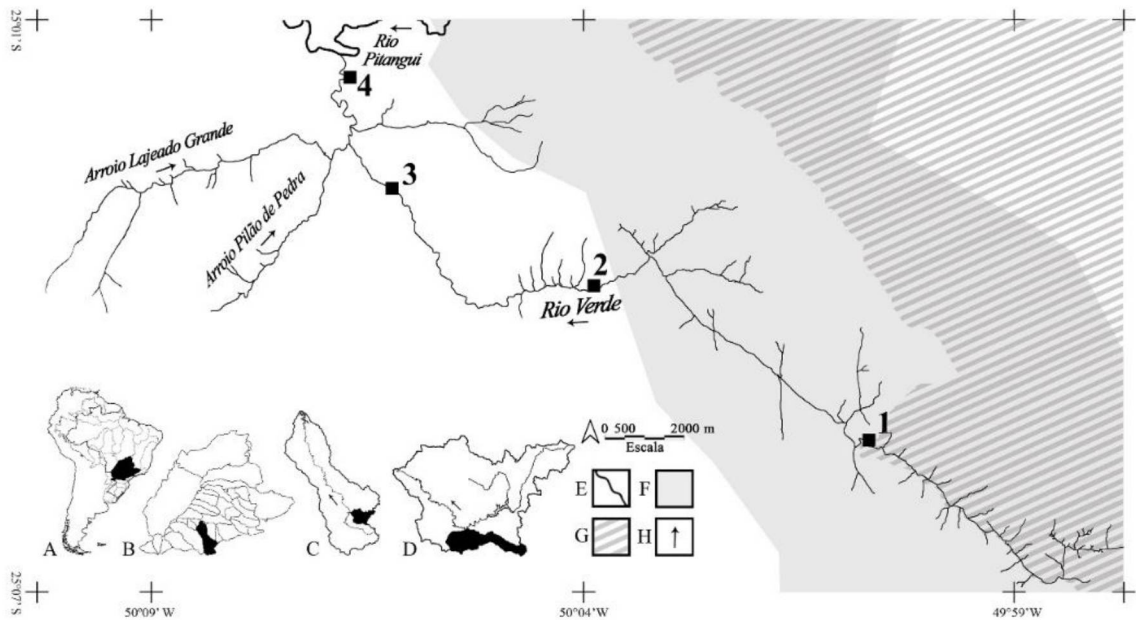
## **2.2. Material e Métodos**

### **2.2.1. Área de estudo**

Um desenho amostral agrupado (*sensu* JOHNSON e NIELSEN, 1989 *apud* BICUDO e BICUDO, 2003) foi adotado em quatro áreas amostrais distintas devido às características geomorfológicas e padrões de atividades antrópicas observados na BRV (FIGURA 2.1), conforme descrito em Silveira et al. (2018). O rio Verde é um copo d'água de terceira ordem, a despeito de variações hierárquicas ao longo do gradiente longitudinal cabeceira-foz. Para

evitar a subjetividade da classificação hierárquica das áreas amostrais, dados de largura do rio, profundidade e velocidade da correnteza são fornecidos na TABELA 2.1.

Nos locais 1 (cabeceira, 25°06'19.67"S 50°01'23.21"W) e 2 (trecho médio superior, 25°04'46.29"S 50°04'56.53"W), o solo nas margens é raso, com afloramentos rochosos e depressões úmidas, favorecendo vegetação do tipo estepe (MORO e CARMO, 2007). No local 1 (FIGURA 2.2a), o trecho do rio é lântico, apresentando substrato arenoso e vegetação ripária preservada. À jusante desse local há uma série de corredeiras e cascatas seguidas por uma pequena represa (com cerca de 2 m de altura) e uma cachoeira (com cerca de 10 m de altura) (FIGURA 2.2b). No local 2 (FIGURA 2.2c), o leito do rio é heterogêneo, apresentando afloramentos rochosos, pequenas cascatas, corredeiras e poços, com vegetação ripária relativamente preservada. Em ambas as áreas a paisagem de entorno é explorada por atividades agrícolas e pecuárias (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010). Nos locais 3 (trecho médio inferior, 25°03'26.11"S 50°07'25.06"W) e 4 (foz, 25°02'28.85"S 50°07'35.59"W), o solo das margens é profundo, suportando a presença de Floresta Ombrófila Mista (MORO e CARMO, 2007). À jusante do local 3 existem áreas agrícolas próximas ao rio, além de extensas áreas em declive ocupadas por zoneamento urbano, nos quais a vegetação ripária original foi substituída por gramíneas. No local 3 (FIGURA 2.2d), embora o leito do rio também seja heterogêneo, há predominância de substratos arenosos. Entre os locais 3 e 4, o rio Verde recebe as águas dos arroios Pilão de Pedra e Lajeado Grande, os quais cortam extensas áreas residenciais, carreando esgoto não-tratado e lixo domésticos (SEQUINEL et al., 2011). Entre essas áreas amostrais o rio Verde também recebe efluentes da estação de tratamento de esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná do município de Ponta Grossa-Pr. No local 4 (FIGURA 2.2e), o leito do rio concentra grandes quantidades de areia e lodo, apresentando margens e vegetação ripária degradadas.



**FIGURA 2.1** - BACIA DO RIO VERDE E ÁREAS AMOSTRAIS (1-4). A) AMÉRICA DO SUL E ECORREGIÃO DO ALTO RIO PARANÁ (*EARP*; EM PRETO); B) *EARP* E BACIA DO RIO TIBAGI (*BRT*; EM PRETO); C) *BRT* E BACIA DO RIO PITANGUI (*BRP*; EM PRETO); D) *BRP* E BACIA DO RIO VERDE (EM PRETO); E) HIDROGRAFIA; F) ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ESCARPA DEVONIANA; G) PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS; H) DIREÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA. FONTE: MODIFICADO DE SILVEIRA et al. (2018).



**FIGURA 2.2** - ÁREAS AMOSTRADAS NA BACIA DO RIO VERDE. A) LOCAL 1; B) CACHOEIRA DO CAPÃO DA ONÇA, À JUSANTE DO LOCAL 1; C) LOCAL 2; D) LOCAL 3; E) LOCAL 4. FONTE: modificado de SILVEIRA et al. (2018).

### 2.2.2. Coleta de dados

Coletas mensais (uma coleta por mês em um intervalo regular de 25-30 dias entre cada coleta) foram realizadas no período de maio/2016 a abril/2017 nas quatro áreas amostrais acima descritas (FIGURA 2.1). (licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade n° 40.132-2 e n° 51.797-1; Certificado do Comitê de Ética no Uso de Animais UFPR-Setor Palotina n° 38/2015), conforme descrito em Silveira et al. (2018). O protocolo de amostragem foi estabelecido após uma coleta piloto na qual a eletro-pesca foi insatisfatória devido à baixa condutividade da água. Dessa forma, diferentes apetrechos de pesca passivos e ativos foram

utilizados objetivando a obtenção de amostragens representativas da ictiofauna (PORTT et al., 2006; ISHIYAMA et al., 2016). As coletas foram sinóticas nas quatro áreas amostrais, entre às 17h de sábado e 17h de domingo. Os apetrechos de pesca passivos tiveram um esforço amostral de 24 horas, com checagem de redes e remoção de espécimes a cada 8 horas. Foram utilizadas nove redes de emalhe, cada uma com 5 metros de comprimento, 1,5 metros de altura e distintas malhagens (1,2; 1,5; 2; 3; 4; 5; 6; 7 e 8 cm entrenós), além de um espinhel, com 10 metros de comprimento, portando um anzol a cada metro, utilizando isca comercial. Os apetrechos de pesca ativos tiveram um esforço amostral de 1 hora (30 minutos durante o período diurno e 30 minutos durante o noturno). Foram utilizadas tarrafas, com 340 cm de diâmetro e 1,2 cm de malha, e puçás, com 38 cm de abertura, 40 cm de profundidade e 0,4 cm de malha. Os espécimes capturados foram sacrificados (250 mg/L de benzocaína) e preservados em caixas térmicas com gelo durante transporte ao laboratório (cerca 10 a 30 minutos de deslocamento). No laboratório, os espécimes foram identificados. Espécimes voucher foram depositados nas coleções ictiológicas do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPÉLIA - NUP) e do Laboratório de Esclerocronologia da Universidade Federal do Paraná (LABESC-UFPR).

Durante as amostragens, foram avaliados os parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas de cada área amostral, incluindo oxigênio dissolvido, pH (ambos utilizando oxímetro LT Luthon DO-5519), cloretos dissolvidos, fósforo total dissolvido, nitrogênio amoniacal dissolvido, sólidos totais em suspensão, clorofila alfa, demanda biológica de oxigênio (*DBO*) e velocidade da água (todos de acordo com BAIRD et al., 2017) (TABELA 2.1). Também foi aplicado um protocolo ambiental rápido para avaliar a integridade da vegetação ripária, a estabilidade das margens e a complexidade do substrato do rio (BARBOUR et al., 1999; CASATTI et al., 2006). De acordo com esse protocolo, a métrica para integridade da vegetação ripária considerou presença, largura e integridade da vegetação nativa que cobria as margens do rio. O critério para avaliar a largura da vegetação ripária seguiu a lei brasileira (30 metros de vegetação ripária em cada margem para corpos aquáticos com até 10 metros de largura). A métrica para a estabilidade das margens considerou se as margens estavam erodidas e seu potencial para erosão, incluindo abundância relativa de áreas desflorestadas, raízes expostas, solos expostos e sinais de erosão. A avaliação da complexidade do substrato do rio considerou a variedade e a abundância relativa de estruturas naturais submersas em cada trecho, tais como plantas aquáticas, rochas, cascalhos, pedregulhos, árvores caídas, troncos, galhos e folhas, e

considerou também a presença e quantidade de sedimentos cobrindo essas estruturas (TABELA 2.1).

### 2.2.3. *Análise de dados*

A plausibilidade da utilização conjunta dos valores de abundância de espécies obtidos a partir de diferentes apetrechos de pesca foi testada estatisticamente (teste de Kruskal-Wallis para as abundâncias e teste de Levene para as variâncias) (FAUCONNET et al., 2015). A avaliação da diversidade ictíica da *BRV* empregou os estimadores de diversidade ( ${}^0D$ ), entropia de Shannon ( ${}^1D$ ), diversidade de Simpson ( ${}^2D$ ) e de cobertura ( $SC$ ) para cada área amostral em cada mês de coleta (CHAO e JOST, 2012; CHAO et al., 2014). Para definir as perspectivas de análise (espacial ou temporal ou ambas), os estimadores foram transformados ( $\log x + 1$ ) para atender a pressupostos de normalidade e homocedasticidade e, então, submetidos à análise de variância (ANOVA) sem replicação (modelo I, áreas amostrais vs. meses). A análise dos resíduos padronizados mostrou adequabilidade dos pressupostos da ANOVA (SOKAL e ROHLF, 2012). Com base nesses resultados, as seguintes análises foram desenvolvidas.

Diferenças espaciais na diversidade das espécies empregaram os estimadores  ${}^0D$ ,  ${}^1D$ ,  ${}^2D$  e  $SC$  na construção de curvas de rarefação interpoladas e extrapoladas com base no número de indivíduos e nos valores de cobertura (CHAO et al., 2014). As curvas de rarefação foram extrapoladas até o dobro do número de indivíduos observados nas comunidades de cada área. Essa análise também validou a utilização conjunta dos dados de captura obtidos a partir de diferentes apetrechos de pesca (ISHIYAMA et al., 2016). Os estimadores de intervalo de confiança (95%) e erro padrão utilizaram 200 replicações *bootstrap*. Os tamanho-base e cobertura-base limitaram a comparação das curvas baseadas em indivíduos e em cobertura, respectivamente, entre as diferentes comunidades. O tamanho-base pode ser definido como o dobro do tamanho amostral da comunidade com o menor tamanho amostral ( $SPB_{ext}$ ) ou como a maior tamanho amostral observado entre as comunidades avaliadas ( $SPB_{obs}$ ), aquele for maior (CHAO et al., 2014). A cobertura-base pode ser definida como o menor valor de  $SC$  obtido para o dobro do tamanho amostral da comunidade que apresentou o menor tamanho amostral observado ( $SC_{ext}$ ) ou como o valor  $SC$  máximo obtido entre as comunidades avaliadas ( $SC_{obs}$ ), aquele que for maior (CHAO et al., 2014).

**TABELA 2.1** - VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO ( $\pm$ ) DOS PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE ÁGUA E DAS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS AVALIADAS NA BACIA DO RIO VERDE NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017, INCLUINDO OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( $O^2$ ), pH, CLORETOS DISSOLVIDOS (Cl), FÓSFORO TOTAL DISSOLVIDO (Phosp), NITROGÊNIO AMONIAICAL TOTAL (AmonN), SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (SuspSol), CLOROFILA ALFA (ChlorA), DEMANDA BIOLÓGICA DE OXIGÊNIO (DBO), VELOCIDADE DA ÁGUA (WatVel), COMPLEXIDADE DO SUBSTRATO DO RIO (SbstCmpx), ESTABILIDADE DAS MARGENS (BankStabl) E INTEGRIDADE DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA (RipIntg).

Áreas amostrais	$O^2$ (mg/L)	pH	Cl (mg/L)	Phosp (mg/L)	AmonN (mg/L)	SuspSol (mg/L)	ChlorA ( $\mu$ g/L)	DBO (mg/L)	WatVel (m/s)	SbstCmpx	BankStabl	RipIntg
Local 1	11,1 $\pm$ 3,38	6,6 $\pm$ 0,63	6,7 $\pm$ 1,57	1,8 $\pm$ 1,86	0,01 $\pm$ 0,01	9,2 $\pm$ 9,00	15,6 $\pm$ 14,80	1,6 $\pm$ 0,67	0,11 $\pm$ 0,09	11,6 $\pm$ 0,79	9,6 $\pm$ 0,51	8,4 $\pm$ 0,51
Local 2	9,4 $\pm$ 2,50	6,4 $\pm$ 0,50	7,0 $\pm$ 0,70	1,6 $\pm$ 1,45	0,01 $\pm$ 0,02	11,7 $\pm$ 12,85	12,3 $\pm$ 11,48	1,7 $\pm$ 0,75	0,26 $\pm$ 0,14	18,0 $\pm$ 0,74	8,1 $\pm$ 0,51	7,1 $\pm$ 0,79
Local 3	8,1 $\pm$ 2,01	6,2 $\pm$ 0,35	10,3 $\pm$ 3,36	2,0 $\pm$ 1,73	0,06 $\pm$ 0,06	12,9 $\pm$ 10,33	14,3 $\pm$ 14,30	3,1 $\pm$ 1,47	0,49 $\pm$ 0,17	17,8 $\pm$ 0,94	6,6 $\pm$ 0,62	7,3 $\pm$ 0,75
Local 4	6,3 $\pm$ 2,18	6,3 $\pm$ 0,33	17,1 $\pm$ 3,12	2,5 $\pm$ 2,12	0,76 $\pm$ 0,38	44,2 $\pm$ 47,33	17,3 $\pm$ 8,88	6,4 $\pm$ 2,10	0,65 $\pm$ 0,11	4,6 $\pm$ 0,51	1,2 $\pm$ 0,40	1,3 $\pm$ 0,45

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

Uma análise de correspondência canônica (ACC) (ter BRAAK, 1986; LEGENDRE e LEGENDRE, 2012) avaliou as relações espaciais entre ictiofaunas e variáveis ambientais. Os dados de espécies foram transformados (transformação de Hellinger; LEGENDRE e GALLAGHER, 2001) e as variáveis ambientais foram padronizadas (*escore Z*; ter BRAAK, 1986). Uma ANOVA com 9.999 replicações testou a significância da variância da ACC. As análises utilizaram o software *R* (R CORE TEAM, 2017) e os pacotes *stats* (R CORE TEAM, 2017) para as análises de variância, *iNEXT* (HSIEH et al., 2016) para o cálculo dos estimadores de diversidade e de cobertura, e para a construção das curvas de rarefação, e *vegan* (OKSANEN et al., 2017) para a ACC.

### 2.3. Resultados

Foram capturados 4.297 indivíduos pertencentes a quatro ordens, nove famílias e 15 espécies (TABELA 2.2). As ordens com as maiores diversidades foram Siluriformes (4 famílias, 8 espécies, representando 53,3% do total de indivíduos amostrados) e Characiformes (3 famílias, 5 espécies, 33,3%). As ordens com as maiores abundâncias de indivíduos capturados foram Cyprinodontiformes (74,6% da amostra total), Characiformes (10,8%) e Siluriformes (9,5%). As espécies mais abundantes foram *Phalloceros harpagos* (74,6% da amostra total), *Corydoras ehrhardti* (7,1%), *Astyanax paranae* (7,1%) e *Geophagus brasiliensis* (5,2%). Apenas *Hoplias cf. malabaricus*, *Rhamdia quelen*, *G. brasiliensis* e *P. harpagos* ocorreram em todas as áreas amostrais, enquanto *Oligosarcus paranensis*, *Neoplecostomus yapo* e *Trichomycterus diabolus* ocorreram apenas no trecho médio superior, e *Hypostomus tietensis* ocorreu apenas no trecho médio inferior.

**TABELA 2.2** - DIVERSIDADE ICTÍICA AMOSTRADA NA BACIA DO RIO VERDE NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017. ABUNDÂNCIA ABSOLUTA DE INDIVÍDUOS POR ÁREA AMOSTRAL.

<b>Espécies</b>	<b>Local 1</b>	<b>Local 2</b>	<b>Local 3</b>	<b>Local 4</b>	<b>Total</b>
<b>Ordem Characiformes</b>					
Família Characidae					
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)		2	6	12	20
<i>Astyanax paranae</i> (Eigenmann, 1914)	136	163	4		303
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983		12			12
Família Parodontidae					
<i>Apareiodon</i> sp.		74	45	1	120
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	2	3	1	7
<b>Ordem Siluriformes</b>					
Família Callichthyidae					
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910		68	238		306
Família Loricariidae					
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)		7	3		10
<i>Hypostomus ancistroides</i> Ihering, 1911			14	1	15
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)		23	5		28
<i>Hypostomus tietensis</i> (Ihering, 1905)			4		4
<i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008		11			11
Família Heptapteridae					
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	3	11	12	1	27
Família Trichomycteridae					
<i>Trichomycterus diabolus</i> Bockmann, Casatti & de Pinna 2004		6			6
<b>Ordem Cichliformes</b>					
Família Cichlidae					
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	34	77	94	19	224
<b>Ordem Cyprinodontiformes</b>					
Família Poeciliidae					
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	804	406	1.947	47	3.204

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

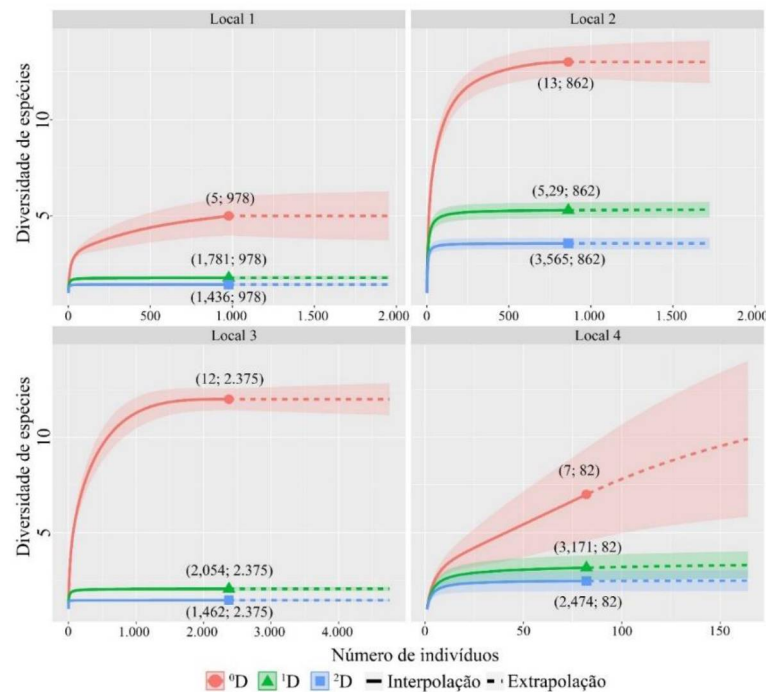
Abundâncias ( $H = 6,565$ ,  $p = 0,090$ ) e variâncias ( $p_L = 0,172$ ) de captura por apetrechos de pesca não diferiram significativamente. Estimadores de diversidade diferiram espacialmente (TABELA 2.3). A análise dos resíduos padronizados indicou adequação da análise.

**TABELA 2.3** - RESULTADOS DA ANOVA DOIS FATORES AVALIANDO VARIAÇÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS NOS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE ( $^0D$ ), ENTROPIA DE SHANNON ( $^1D$ ) E DIVERSIDADE DE SIMPSON ( $^2D$ ). GL = GRAUS DE LIBERDADE; SQ = SOMA DOS QUADRADOS; MQ = MÉDIA DOS QUADRADOS. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.

<b>Estimador de diversidade</b>	<b>Fonte</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>MQ</b>	<b>Valor de F</b>	<b>Valor de p</b>
$^0D$	Meses	11	3,31	0,30	0,99	0,473
	Locais	3	11,82	3,94	12,99	<b>&lt;0,0001</b>
	Resíduos	33	10,00	0,30		
$^1D$	Meses	11	2,42	0,22	1,57	0,154
	Locais	3	8,39	2,80	19,99	<b>&lt;0,0001</b>
	Resíduos	33	4,62	0,14		
$^2D$	Meses	11	2,57	0,23	2,04	0,056
	Locais	3	6,60	2,20	19,23	<b>&lt;0,0001</b>
	Resíduos	33	3,78	0,11		

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

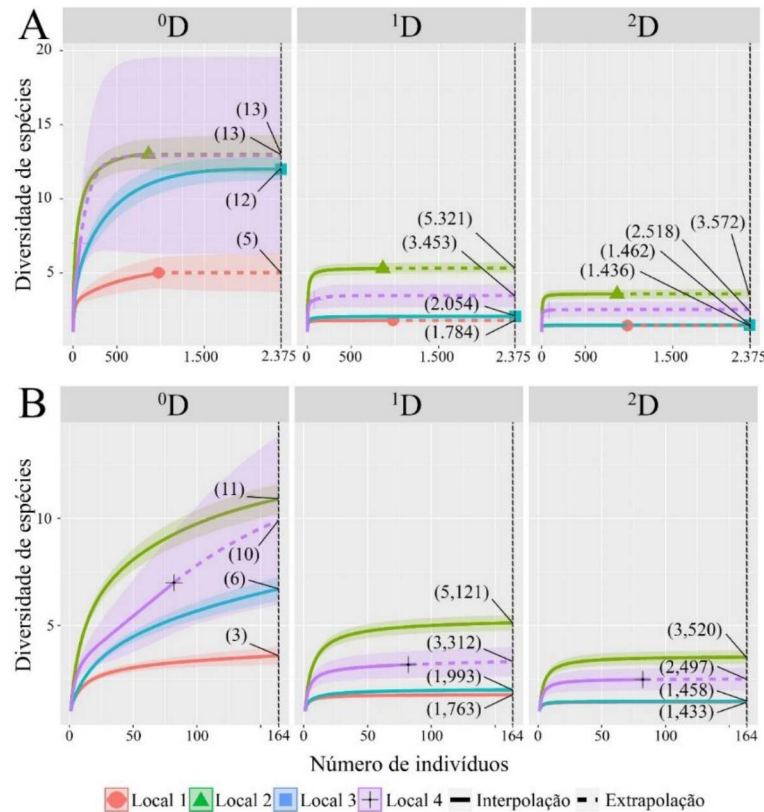
Os maiores valores de diversidade ( $\pm$  desvio padrão) foram registrados nos locais 2 ( ${}^0D = 13$ ) e 3 ( ${}^0D = 12$ ), enquanto os maiores valores de entropia de Shannon e de diversidade de Simpson foram registrados nos locais 2 ( ${}^1D = 5,29 \pm 0,194$ ;  ${}^2D = 3,565 \pm 0,165$ ) e 4 ( ${}^1D = 3,171 \pm 0,368$ ;  ${}^2D = 2,474 \pm 0,263$ ) (FIGURA 2.3). Apenas no local 4 o estimador  ${}^0D$  não atingiu a assíntota, mesmo quando a curva foi extrapolada até o dobro do tamanho amostral observado para a área. Nesse local, o esforço amostral capturou peixes em apenas cinco das doze coletas realizadas.



**FIGURA 2.3** - CURVAS DE RAREFAÇÃO DE ESPÉCIES BASEADAS EM INDIVÍDUOS INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS ATÉ O DOBRO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA LOCAL AMOSTRADO NA BACIA DO RIO VERDE (LINHAS TRACEJADAS).  ${}^0D$  = DIVERSIDADE;  ${}^1D$  = ENTROPIA DE SHANNON;  ${}^2D$  = DIVERSIDADE DE SIMPSON. INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. NÚMEROS ENTRE PARENTESES INDICAM VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE E O TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA LOCAL AMOSTRADO. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

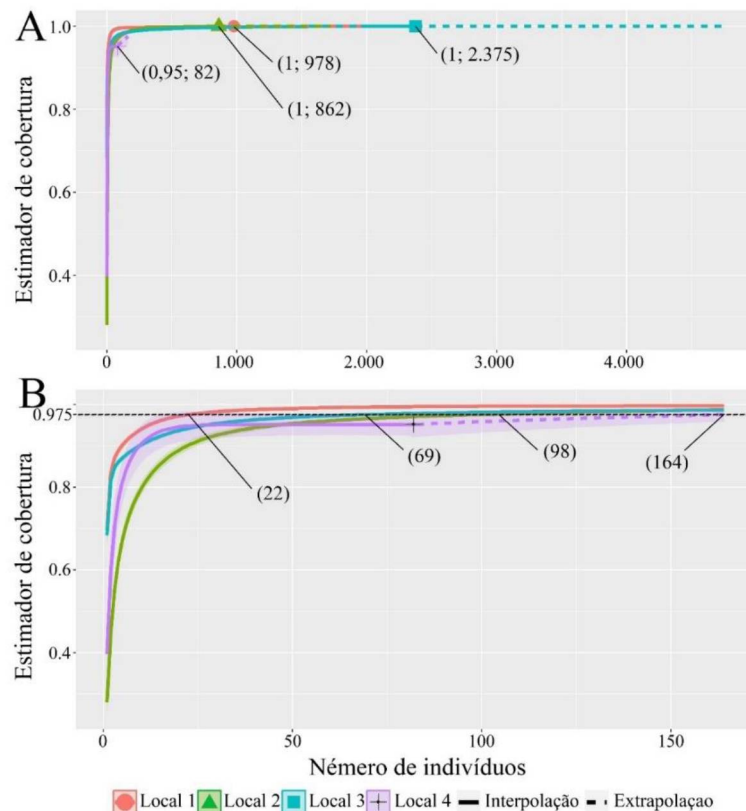
Devido a diferença entre os tamanhos amostrais observados nas quatro áreas amostrais, comparações espaciais baseadas em indivíduos utilizaram tanto o  $SPB_{ext}$ , baseado no dobro do tamanho amostral do local 4 ( $n = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ), quanto no  $SPB_{obs}$ , baseado no  $n$  amostral do local 3 ( $n = 2.374$ ) (FIGURA 2.4). Em ambas as avaliações não houve diferença significativa nos valores obtidos para o estimador  ${}^0D$  dos locais 2, 3 e 4. Para o local 4, o intervalo de confiança (IC) da extrapolação do estimador  ${}^0D$  apresentou acentuada variação tanto para o  $SPB_{ext}$  ( ${}^0D = 10$ ; IC =  $6 \pm 14$ ) quanto para o  $SPB_{obs}$  ( ${}^0D = 13$ ; IC =  $7 \pm 19$ ). Houve diferença

significativa entre as quatro áreas amostrais em relação ao estimador  ${}^1D$ , com exceção dos locais 1 e 3 em amostras pequenas ( $m < 55$  indivíduos). Não houve diferença significativa nos valores do estimador  ${}^2D$  obtidos para os locais 1 e 3 devido a dominância de *P. harpagos* em ambas as áreas.



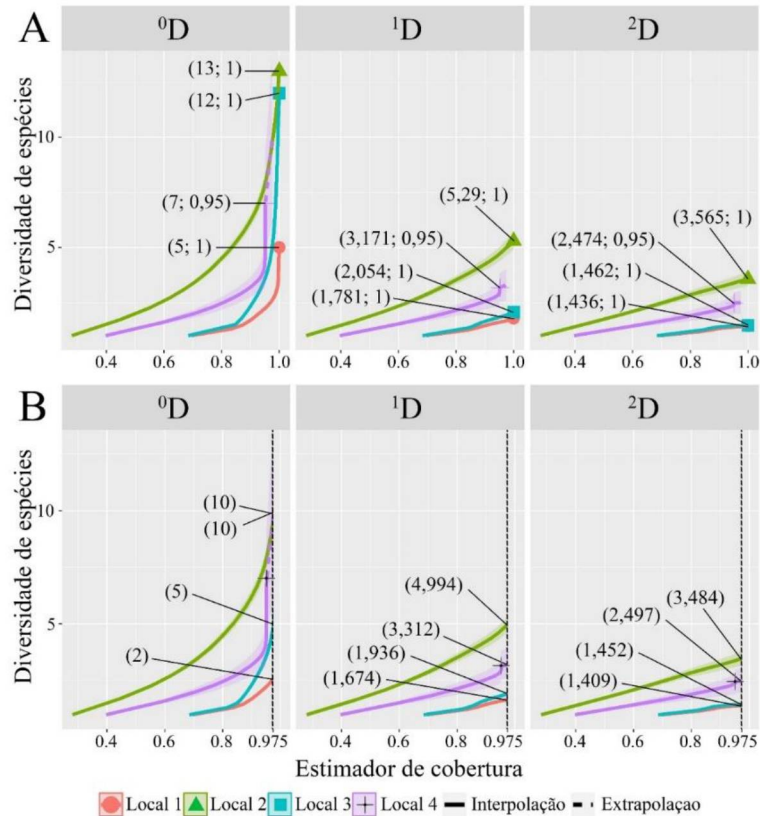
**FIGURA 2.4** - COMPARAÇÃO ENTRE AS CURVAS DE RAREFAÇÃO DE ESPÉCIES BASEADAS EM INDIVÍDUOS INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS (LINHAS TRACEJADAS) A) EM FUNÇÃO DO MAIOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS ( $SPB_{obs}$  DO LOCAL 3;  $n = 2,375$ ) E B) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO MENOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS ( $SPB_{ext}$  DO LOCAL 4:  $n_{obs} = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ) DA BACIA DO RIO VERDE.  ${}^0D$  = DIVERSIDADE;  ${}^1D$  = ENTROPIA DE SHANNON;  ${}^2D$  = DIVERSIDADE DE SIMPSON. INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE EM CADA ÁREA AMOSTRAL. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

Os estimadores de cobertura obtidos foram os mesmo para os locais 1, 2 e 3 ( $SC_{Local\ 1} = 1, m_{Local\ 1} = 978$ ;  $SC_{Local\ 2} = 1, m_{Local\ 2} = 862$ ;  $SC_{Local\ 3} = 1, m_{Local\ 3} = 2.375$ ), diferindo apenas para o local 4 ( $SC_{Local\ 4} = 0,9516, m_{Local\ 4} = 82$ ) (FIGURA 2.5A). Comparações entre as curvas de rarefação baseadas em cobertura das diferentes áreas amostrais utilizaram o  $SC_{ext}$ , baseado no dobro do tamanho amostral do local 4 ( $n_{ext} = 164, SC_{ext} = 0,9752$ ) (FIGURA 2.5B). Essa análise revelou o tamanho amostral  $m$  no qual as diferentes comunidades são comparáveis.



**FIGURA 2.5** - CURVAS DE RAREFAÇÃO DE ESPÉCIES BASEADAS EM COBERTURA INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS (LINHAS TRACEJADAS) A) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA ÁREA AMOSTRADA E B) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO MENOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS (LOCAL 4:  $n_{obs} = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ;  $SC_{ext} = 0,9752$ ). NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INDICAM EM A) VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE E DE COBERTURA E EM B) O TAMANHO AMOSTRAL  $m$  ESTIMADO PARA CADA COMUNIDADE AMOSTRADA SOB VALOR DE ESTIMADOR DE COBERTURA DE  $SC_{ext} = 0,9752$  (LINHA PRETA PONTILHADA). INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

As curvas de rarefação baseadas em cobertura em função do estimador  ${}^0D$  não diferiram entre os locais 2 e 3 (FIGURA 2.6A). Além disso, o estimador  ${}^2D$  não diferiu entre os locais 1 e 3 devido à dominância de *P. harpagos* em ambas as áreas. Não houve diferença significativa entre as curvas baseadas em  $SC_{ext}$  para os estimadores  ${}^0D$  para os locais 2, 3 e 4 (FIGURA 2.6B). Novamente o estimador  ${}^2D$  dos locais 1 e 3 não diferiu devido à dominância de *P. harpagos* em ambas as áreas.



**FIGURA 2.6** - COMPARAÇÃO ENTRE AS CURVAS DE RAREFAÇÃO BASEADAS EM COBERTURA INTERPOLADAS (LINHAS SÓLIDAS) E EXTRAPOLADAS (LINHAS TRACEJADAS) A) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA ÁREA AMOSTRADA E B) EM FUNÇÃO DO DOBRO DO MENOR TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO DENTRE AS COMUNIDADES AVALIADAS (LOCAL 4:  $n_{obs} = 82$ ;  $n_{ext} = 164$ ;  $SC_{ext} = 0,9752$ ). NÚMEROS ENTRE PARÊNTESES INFORMAM EM A) VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE E COBERTURA EM FUNÇÃO DO TAMANHO AMOSTRAL  $n$  OBSERVADO EM CADA ÁREA AMOSTRA E EM B) VALORES OBTIDOS PARA OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE EM FUNÇÃO DO ESTIMADOR DE COBERTURA  $SC_{ext} = 0,9752$ . INTERVALO DE CONFIANÇA (95%) REPRESENTADO EM CORES CLARIFICADAS. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

A ACC explicou 44,4% da distribuição de espécies na *BRV* (TABELA 2.4), com variação significativa entre os componentes principais obtidos (TABELA 2.5). O eixo 1 da ACC sumarizou 32,75% da variância, sendo positivamente correlacionado com variáveis de complexidade ambiental e negativamente àqueles relacionados com baixa qualidade de água (FIGURA 2.7). A estabilidade das margens (ca. 0,85) e a integridade da vegetação ripária (ca. 0,71) foram correlacionadas com os locais 1 e 2, influenciando a ocorrência de *Astyanax paranae* (ca. 0,55) nessas áreas, bem como a de *Trichomycterus diabolus* (ca. 1,00) e *Oligosarcus paranensis* (ca. 0,51) no local 2. A complexidade do leito do rio (ca. 0,48) foi relacionada ao local 2 e influenciou a ocorrência de *Hypostomus albopunctatus* (ca. 0,61) e *Neoplecostomus yapo* (ca. 0,60). Na outra extremidade do eixo 1, velocidade da água (ca. -0,72), Cl (ca. -0,68), *DBO* (ca. -0,63) e nitrogênio amoniacal total (ca. -0,57) foram

correlacionados com os locais 4 e 3, influenciando a ocorrência de *A. aff. fasciatus* (ca. -2,20), *H. tietensis* (ca. -1,37) e *H. ancistroides* (ca. -1,26). O segundo eixo da ACC sumarizou 20,72% da variância. As variáveis de oxigênio dissolvido (ca. 0,26), estabilidade das margens (ca. 0,26), clorofila alfa (ca. 0,26) e pH (ca. 0,21) foram correlacionados com os locais 1, 3 e 4. A complexidade do leito do rio (ca. -0,67) foi principalmente correlacionada com o local 3 e influenciou a presença de *H. albopunctatus* (ca. -0,84) e *Corydoras ehrhardti* (ca. -0,68). Velocidade da água (ca. -0,37) e DBO (ca. -0,16) foram correlacionadas com o local 4.

**TABELA 2.4** - RESULTADOS DOS DESCRITORES EXPLANATÓRIOS DA ACC EM RELAÇÃO À INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DE COMPLEXIDADE AMBIENTAL E QUALIDADE DE ÁGUA SOBRE A DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA DA ICTIOFAUNA NA BACIA DO RIO VERDE.

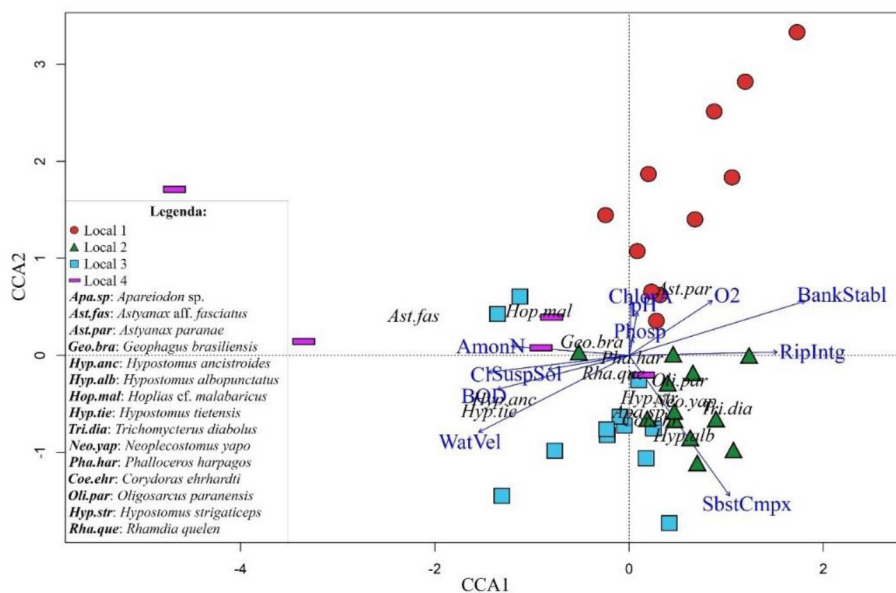
Descritores explanatórios	Inércia	Proporção
Total	2,199	100%
Restritiva	0,976	44,4%
Não-restritiva	1,223	55,6%

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

**TABELA 2.5** - RESULTADOS DA ANOVA COM 9.999 PERMUTAÇÕES EXAMINANDO A VARIÂNCIA ENTRE OS EIXOS DA ACC. GL: GRAUS DE LIBERDADE. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.

Fonte	GL	$\chi^2$	Valor de F	Valor de p
Modelo	12	0,9762	1,8631	<b>0,0004</b>
Resíduos	28	1,2226		

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).



**FIGURA 2.7** - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA ENTRE AS VARIÁVEIS DE COMPLEXIDADE AMBIENTAL E QUALIDADE DE ÁGUA E DE DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE. VIDE LEGENDA CONFORME TABELA 1. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

## 2.4. Discussão

Na bacia do rio Verde (*BRV*), características da paisagem e atividades antrópicas influenciaram a complexidade ambiental e a qualidade da água, afetando a estrutura espacial da ictiofauna. Os resultados evidenciaram que os ambientes aquáticos são compostos por fatores ambientais e biológicos operando em escalas global (i.e.: paleológico, geomorfológico e biogeográfico), local (i.e.: características abióticas, interações ecológicas, atividades antrópicas) e temporal, conjunto de elementos que influencia a estrutura e composição das comunidades aquáticas (FRISSELL et al., 1986; MONTGOMERY, 1999; BENDA et al., 2004; THORP et al., 2006). Embora complexos, esses resultados portem suporte na adequação do esforço amostral, com diferentes apetrechos de pesca assegurando a representatividade da comunidade ictiica (PORTT et al., 2006). A ausência de significância entre as abundâncias e variâncias de indivíduos obtidos por meio de diferentes apetrechos de pesca e os resultados das curvas de rarefação permitiram a análise dos dados agrupados (i.e.: sem fazer distinção entre capturas oriundas de apetrechos ativos e passivos) (FAUCONNET et al., 2015; ISHIYAMA et al., 2016). Além disso, a padronização das diferentes comunidades sob um mesmo valor de cobertura permitiu comparar as comunidades nas perspectivas espacial e temporal, mesmo quando as abundâncias relativas das distintas comunidades foram expressivamente diferentes (CHAO e JOST, 2012; CHAO et al., 2014).

A predominância de Characiformes e Siluriformes constitui uma tendência para a região Neotropical (CASTRO, 1999) e para a ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*) (AGOSTINHO et al., 2007), com destaque para as famílias Characidae e Loricariidae (ALBERT et al., 2011). Tal predominância está associada aos eventos de dispersão que ocorreram a partir dos centros evolutivos de origem desses grupos: os continentes Sul Americano e Africano, durante a Pangeia (BRIGGS, 2005). Adicionalmente, efeitos estocásticos e determinísticos associados com as dinâmicas tectônicas, mudanças no nível do mar e eventos múltiplos de captura de cabeceiras contribuíram para a mistura e seleção da ictiofauna neotropical (HUBERT e RENNO, 2006; ALBERT et al., 2011; REIS et al., 2016). A ictiofauna da *BRV* reflete a conectividade das bacias dos rios Pitangui (*BRP*) e Tibagi (*BRT*), compartilhando diversas espécies de peixes em deslocamentos ascendentes durante períodos reprodutivos, incluindo *A. aff. fasciatus* (SHIBATTA et al., 2007; GEALH e SILVEIRA, 2014). Além disso, análises moleculares desenvolvidas por Vicari et al. (2008) mostraram que a *BRV* possui espécies em processo de especiação após eventos de captura de cabeceira a partir de bacias vizinhas, tal como ocorre com *A. paranae*. A *BRV* possui também espécies endêmicas do alto rio

Paranapanema ainda não descritas, incluindo *Apareiodon* sp. (VICARI et al., 2006; BELLAFRONTE et al., 2009; BELLAFRONTE et al., 2013) e *Trichomycterus* sp. (OLIVEIRA et al., 2016), reforçando o grande endemismo da *EARP* (HUBERT e RENNO, 2006). A maioria dessas espécies tem tamanho corporal pequeno e baixa capacidade de dispersão, o que aumenta sua vulnerabilidade às alterações ambientais resultantes de atividades antrópicas sobre os ambientes aquáticos e as paisagens terrestres de entorno (CASTRO, 1999).

O trecho de cabeceira (local 1), localizado dentro de duas unidades de conservação (i.e: a Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana e o Parque Nacional dos Campos Gerais), apresentou a melhor qualidade de água dentre todas as áreas amostradas na *BRV*, apesar de registrar a menor diversidade de ictífica para a bacia. As corredeiras e cascatas à jusante do local 1 constituem barreiras à conectividade longitudinal entre os trechos de cabeceira e médio da *BRV*. Tais barreiras restringem a dispersão das espécies de peixes e controlam a diversidade genética das comunidades (VILELLA et al., 2004). Esse isolamento associado à presença de vegetação ripária preservada influenciaram a dominância de *A. paranae* e *P. harpagos* no local 1. Trechos de cabeceira tendem a ser influenciados pela produção alóctone oriunda da vegetação ripária (VANNOTE et al., 1980), favorecendo espécies ictíicas consumidoras de itens carregados pela correnteza, tais como *A. paranae* (FERREIRA et al., 2012) e *P. harpagos* (SCHNEIDER et al., 2011).

Entretanto, as atividades humanas têm afetado as paisagens naturais mesmo quando estes em áreas de conservação ambiental, principalmente os ambientes aquáticos e suas bordas (MISERENDINO et al., 2011; ALVES et al., 2019). A *BRV* concentra extensas áreas agrícolas em sistema de plantio direto ao longo dos trechos de cabeceira e médio superior (locais 1 e 2, respectivamente), e parcialmente ao longo do trecho médio inferior (local 3) (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010). No sul e sudeste do Brasil, cultivos em plantio direto adotam o conceito de sistema de fertilização, no qual todo o montante de fertilizantes requerido para as culturas de verão é aplicado durante o inverno, acelerando o plantio e reduzindo custos com insumos, maquinários e mão-de-obra (BOLLIGER et al., 2006). No entanto, é comum na *BRV* o uso excessivo de fertilizantes fosfatados e o manejo inadequado dos solos (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010). Tais práticas promovem a lixiviação de nutrientes e metais, a erosão dos solos e a movimentação desses elementos para dentro dos corpos d'água adjacentes às áreas agrícolas (ELSER et al., 2007), expondo as comunidades aquáticas a alto risco ecológico (CCME, 2002; da SILVA et al., 2017). Embora o fósforo constitua um elemento essencial para a manutenção da homeostase e o desenvolvimento dos organismos, sua disponibilidade natural

em ambientes dulcícolas é baixa, tornando-o um fator limitante para a produtividade primária (ELSER et al., 2007). No entanto, as concentrações de fósforo observadas na *BRV* estiveram sempre acima do limite estabelecido pela resolução brasileira para a qualidade de água (0,1 mg/L; CONAMA, 2005). Durante o período de maio a setembro (final do outono e início da primavera), as concentrações de fósforo nas águas da *BRV* atingiram valores até dezoito vezes superiores àqueles observados nos demais meses do ano. De acordo com a CCME (2004), diferenças marcantes nas concentrações de fósforo entre áreas amostrais de um mesmo corpo d'água indicam alto risco de eutrofização. Tal risco é real para *BRV*. As concentrações de clorofila alfa na bacia aumentaram de forma correlata aos incrementos nas concentrações de fósforo ao longo do período de amostragens, atingindo valores próximos ou acima dos limites estabelecidos pela resolução brasileira (30 µm/L, CONAMA, 2005).

Nos sistemas dulcícolas, a integridade da vegetação ripária e dos solos das paisagens terrestres de entorno influenciam a complexidade ambiental (ALLAN e CASTILLO, 2007). A vegetação ripária reduz o movimento de sedimentos para dentro dos corpos d'água (TIECHER et al., 2017) e supre os ambientes aquáticos com elementos estruturais, tais como troncos, galhos e raízes, além de fornecer nutrientes e matéria orgânica (PUSEY e ARTHINGTON, 2003; ALLAN e CASTILLO, 2007). Esses elementos aumentam a diversidade e a disponibilidade de habitats, suportando complexas comunidades de perifiton (BAATTRUP-PEDERSEN e RIIS, 1999), macroinvertebrados (COBB et al., 1992) e peixes (CASATTI et al., 2012; RIBEIRO et al., 2016). No trecho médio superior da *BRV* (local 2), espécies nectônicas, representadas por *O. paranensis*; espécies nectobentônicas, incluindo *Apareiodon* sp. e *T. diabolus*; e espécies bentônicas, tais como *H. strigaticeps*, *H. albopunctatus* e *N. yapo* foram abundantes e, em alguns casos, exclusivas dessa área amostral. Essas espécies apresentam demandas ecomorfológicas associadas a ambientes estruturalmente complexos e íntegros (CASATTI et al., 2012; RIBEIRO et al., 2016). Enquanto *O. paranensis* depende de recursos alimentares terrestres oriundos da vegetação ripária (SHIBATTA et al., 2007), as demais espécies exploram recursos dependentes de substratos estáveis, incluindo perifiton e macroinvertebrados bentônicos (SAZIMA, 1980; BRAGA et al., 2008; RONDINELI et al., 2009; VILLARES-JUNIOR et al., 2016).

Porém, a diversidade e a abundância de espécies nectobentônicas e bentônicas diminuíram ao longo dos trechos médio inferior (local 3) e foz da *BRV* (local 4), devido a alterações espaciais na complexidade ambiental e qualidade da água. No local 3 espécies como *O. paranensis*, *T. diabolus* e *N. yapo* desapareceram, enquanto as abundâncias de *C. ehrhardti*

e *H. ancistroides* aumentaram. Ambas as espécies são associadas a ambientes com substratos instáveis e tolerantes a impactos ambientais de origem antrópica (ARANHA et al., 1993; CASATTI et al., 2012). Na foz da *BRV* (local 4), houve uma expressiva redução na abundância de indivíduos e na diversidade de espécies nectobentônicas e bentônicas, com a quase supressão de especialistas em detrimento de generalistas tolerantes à degradação ambiental, como *A. aff. fasciatus*, *G. brasiliensis* e *P. harpagos* (SCHULZ et al., 2001; SILVA et al., 2013; MONACO et al., 2014). Essas mudanças espaciais na estrutura das comunidades ictíicas dos trechos médio inferior e foz da *BRV* são reflexo do severo grau de degradação ambiental ao qual essas áreas estão expostas (MAZZONI e LOBÓN-CERVIÁ, 2000; MISERENDINO et al., 2011; CASATTI et al., 2012; PARKS et al., 2014).

A complexidade ambiental diminuiu gradativamente a partir do trecho médio superior (local 2) em direção aos trechos médio inferior e foz (locais 3 e 4, respectivamente) devido à supressão da vegetação ripária. Ambientes estruturalmente complexos tendem a ser facilmente suprimidos por atividades antrópicas que afetem as dinâmicas de movimentação e de entrada de sedimentos nos corpos d'água (ZENI e CASATTI, 2014), principalmente em áreas com solos arenosos, tais como os da *BRV* (MELO et al., 2010). Nos locais 3 e 4, a complexidade ambiental foi fortemente suprimida pelo assoreamento do leito do rio. Tal assoreamento decorre de alterações longitudinais nas paisagens da *BRV*, incluindo as atividades agrícolas nos trechos de cabeceira (local 1) e médio superior (local 2) discutidos anteriormente, além do zoneamento urbano entre os trechos médio superior (local 2) e médio inferior (local 3) da *BRV*. Nesse trecho, o zoneamento urbano promoveu a substituição da vegetação ripária nativa por gramíneas, bem como a impermeabilização de solos e a construção de drenagens pluviais inadequadas. Situação similar é observada nos arroios Pilão de Pedra e Lajeado Grande, os quais desaguam entre os trechos médio inferior (local 3) e foz (local 4) da *BRV*. Esses arroios atravessam extensas áreas residenciais do município, recebendo grandes aportes esgoto não-tratado e lixo doméstico (SEQUINEL et al., 2011). Essas alterações antrópicas na paisagem favorecem a desestabilização e erosão dos solos e margens, promovendo o movimento de sedimentos e o assoreamento do leito do rio (CCME, 2002; CHAPMAN et al., 2014; TIECHER et al., 2017). Além disso, as águas da chuva que escorrem sobre os solos impermeabilizados e através das galerias pluviais das áreas urbanas adentram os corpos d'água em pulsos curtos, mas de grande vazão, transportando grandes volumes de sedimentos (PAUL e MAYER, 2001; BREZONIK e STADELMANN, 2002) e poluentes, incluindo organoclorados, hidrocarbonetos, metais e esgoto (JARTUN et al., 2008; HOES et al., 2009).

A qualidade da água também constitui um importante fator estruturante para as comunidades aquáticas. Na *BRV*, baixas concentrações de oxigênio dissolvido foram associadas a altos valores de *DBO*, cloretos, sólidos totais em suspensão, fósforo, nitrogênio amoniacal e clorofila alfa de forma ocasional no trecho médio inferior (local 3) e crônica na foz da *BRV* (local 4), indicando o aporte de efluentes a partir de áreas urbanas à montante desses trechos (ELSER et al., 2007; CHAPMAN et al., 2014). Mesmo possuindo várias cascatas pequenas e de rápida velocidade, as quais promovem a oxigenação natural da água (ALLAN e CASTILLO, 2007), as concentrações de oxigênio dissolvido nos trechos médio inferior e foz da *BRV* estiveram em desacordo com as resoluções brasileira (5,0 mg/L; CONAMA, 2005) e internacional para qualidade da água (6,5 mg/L; CCME, 1999). Em relação aos sólidos totais em suspensão, as concentrações observadas nesses locais foram expressivamente superiores àquelas registradas nas demais áreas amostrais. Altas concentrações de sólidos totais em suspensão têm potencial para promover a intensificação da atividade oxidativa de bactérias que, por conseguinte, deprime as concentrações de oxigênio dissolvido e a aumentam dos valores de *DBO* (CCME, 1999). Na *BRV* essa associação foi evidente, com os locais 3 e 4 registrando concentrações de *DBO* também em desacordo com os limites estabelecidos pela resolução brasileira (5,0 mg/L; CONAMA, 2005). Embora as concentrações de nitrogênio amoniacal total observadas na *BRV* estivessem dentro dos limites estabelecidos pela resolução brasileira (3,7 mg/L; CONAMA, 2005), os valores observados no local 4 foram próximos ao referencial de toxicidade crônica para a vida aquática estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (1,9 mg/L; USEPA, 2013). Esses valores têm efeitos letais e subletais para diversos organismos aquáticos, especialmente peixes, por afetar suas taxas de crescimento e fecundidade, o desenvolvimento embrionário das proles, bem o comportamento e sobrevivência de larvas, juvenis e adultos (CCME, 1999; BRAUN et al., 2006; USEPA, 2013), evidenciando alto risco ecológico para a biota aquática da *BRV* (CCME, 2002).

A complexidade ambiental, a qualidade de água, a estrutura e a composição das comunidades ictíicas da *BRV* foram influenciadas pelas características da paisagem e pelos padrões de uso do solo na bacia. Diferenças na composição de espécies entre a cabeceira e as demais áreas foram relacionadas à presença de uma cachoeira à jusante do local 1, restringindo deslocamentos ascendentes. A diversidade de habitats, principalmente no trecho médio superior (local 2), influenciou a ocorrência de várias espécies nectônicas, nectobentônicas e bentônicas. No entanto, os impactos das atividades humanas nas paisagens de entorno da *BRV* promoveram diminuições na complexidade ambiental e na qualidade de água, diminuindo a abundância de

indivíduos e a diversidade de espécies ao longo do trecho médio inferior (local 3) foz da *BRV* (local 4). Esses impactos têm potencial para extinções locais, afetando principalmente espécies endêmicas e aquelas com demandas biológicas e ecológicas incompatíveis com ambientes degradados (CASTRO, 1999).

## 2.5. Conclusão

Na região Neotropical, a enorme diversidade de habitats e espécies existentes em um mesmo corpo d'água impõe desafios para a amostragem e a análise das comunidades de peixes dulcícolas. Em muitos estudos, essa tarefa tem sido possível pelo uso da eletropesca. No entanto, esse método não é aplicável a todos os corpos d'água neotropicais. Por isso, o uso de diferentes apetrechos de pesca se faz necessário. Na *BRV*, o emprego de diferentes apetrechos de pesca associado a análises de curvas de rarefação permitiu a comparabilidade padronizada das diferenças na comunidade ictíica amostrada. É sabido que as atividades humanas sobre os sistemas aquáticos e as paisagens de entorno têm potencial para diminuir a complexidade ambiental, a qualidade de água e, conseqüentemente, afetar a composição e estrutura das comunidades ictíicas, levando a perda de espécies. Os métodos empregados neste estudo (i.e.: curvas de rarefação, análise canônica e avaliação conjunta de diferentes informações ambientais), permitiram identificar e explicar satisfatoriamente as diferenças espaciais observadas na estrutura da ictiofauna da *BRV*, distinguindo influências geomorfológicas e antrópicas. Tal abordagem constitui um importante suporte para o manejo sustentável dos sistemas dulcícolas e das suas paisagens terrestres de entorno.

## 2.6. Referências

- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, vol. 58, n. 5, pp. 403–414, 2008.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; PETRY, A. C.; GOMES, L. C. Fish diversity in the upper Paraná River basin: Habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, vol. 10, n. 2, pp. 174–186, 2007.

- ALBERT, J. S.; PETRY, P.; REIS, R. E. Major biogeographical and phylogenetic patterns. In: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (Eds.). **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes**. Berkeley: University of California Press, 2011. Pp. 21–58.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology**: Structure and function of running waters. 2. ed. Dordrecht: Springer, 2007.
- ALVES, G. H. Z.; SANTOS, R. S.; FIGUEIREDO, B. R. S.; MANETTA, G. I.; MESSAGE, H. J.; PAZIANOTO, L. H. R.; GUIMARÃES, G. B.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Misguided policy may jeopardize a diverse south Brazilian environmental protection area. **Biota Neotropica**, vol. 19, n. 1, pp. 1-7, 2019.
- ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, É. P.; CARAMASCHI, U. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). **Revista Brasileira de Zoologia**, vol. 10, n. 3, pp. 453–466, 1993.
- BAATTRUP-PEDERSEN, A.; RIIS, T. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. **Freshwater Biology**, vol. 42, n. 2, pp. 375–385, 1999.
- BAIRD, R. B.; RICE, E. W.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. Ed. Washington: American Public Health Association, 2017.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers**: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, 1999.
- BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Structure and composition of the macroinvertebrate community as a way of evaluating the quality of the water from rio Verde, Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil. **Terra Plural**, vol. 4, n. 2, pp. 241–256, 2010.
- BELLAFRONTE, E.; VICARI, M. R.; ARTONI, R. F.; MARGARIDO, V. P.; MOREIRA-FILHO, O. Differentiated ZZ/ZW sex chromosomes in *Apareiodon ibitiensis* (Teleostei, Parodontidae): cytotaxonomy and biogeography. **Journal of Fish Biology**, vol. 75, n. 9, pp. 2313–2325, 2009.
- BELLAFRONTE, E.; MARIGUELA, T. C.; PEREIRA, L. H. G.; OLIVEIRA, C.; MOREIRA-FILHO, O. DNA barcode of Parodontidae species from the La Plata river basin - applying new data to clarify taxonomic problems. **Neotropical Ichthyology**, vol. 11, n. 3, pp. 497–506, 2013.

- BENDA, L.; POFF, N. L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. **BioScience**, vol. 54, n. 5, pp. 413–427, 2004.
- BERKMAN, H. E.; RABENI, C. F. Effect of siltation on stream fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 18, n. 4, pp. 285–294, 1987.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Amostragem em limnologia. São Carlos: RiMa, 2004.
- BOLLIGER, A.; MAGID, J.; AMADO, J. C. T.; SKÓRA NETO, F.; RIBEIRO, M. F. S.; CALEGARI, A.; RALISCH, R.; de NEERGAARD, A. Taking stock of the Brazilian “zero-till revolution”: A review of landmark research and farmers’ practice. **Advances in Agronomy**, vol. 91, n. 1, pp. 47–110, 2006.
- BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M.; SOUZA, U. P. Aspectos da reprodução e alimentação de *Neoplecostomus microps* (Loricariidae, Neoplecostominae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (Estado de São Paulo). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 30, n. 4, pp. 455–463, 2008.
- BRAUN, N.; LIMA, R. L.; MORAES, B.; LORO, V. L.; BALDISSEROTTO, B. Survival, growth and biochemical parameters of silver catfish, *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), juveniles exposed to different dissolved oxygen levels. **Aquaculture Research**, vol. 34, n. 15, pp. 1524–1531, 2006.
- BREZONIK, P. L.; STADELMANN, T. H. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. **Water Research**, vol. 36, n. 7, pp. 1743–1757, 2002.
- BRIGGS, J. C. The biogeography of otophysan fishes (Ostariophysi: Otophysi): A new appraisal. **Journal of Biogeography**, vol. 32, n. 2, pp. 287–294, 2005.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; Silva, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 66, n. 2b, pp. 681–696, 2006.
- CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. O. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, vol. 10, n. 1, pp. 205–2014, 2012.
- CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos Sul-Americanos: Padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, É. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis IV. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. pp. 139–155.

- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life**: Dissolved oxygen. Winnipeg: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999.
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life**: Total particulate matter. Winnipeg: Canadian Environmental Quality Guidelines, 2002.
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life**: Phosphorus. Winnipeg: Canadian Environmental Quality Guidelines, 2004.
- CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, vol. 84, n. 1, pp. 45–67, 2014.
- CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, vol. 93, n. 12, pp. 2533–2547, 2012.
- CHAPMAN, J. M.; PROULX, C. L.; VEILLEUX, M. A. N.; LEVERT, C.; BLISS, S.; ANDRÉ, M.-È.; LAPOINTE, N. W. R.; COOKE, S. J. Clear as mud: A meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment- control measures. **Water Research**, vol. 56, n. 1, pp. 190–202, 2014.
- COBB, D. G.; GALLOWAY, T. D.; FLANNAGAN, J. F. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 49, n. 9, pp. 1788–1795, 1992.
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução 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. Diário Oficial da União, Brasília, n 53, 18 de mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- da SILVA, C. P.; da SILVEIRA, E. L.; de CAMPOS, S. X. Environmental pollution by heavy metals in the São João River basin, Southern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, vol. 76, n. 16, pp. 554, 2017.
- ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global

analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, vol. 10, n. 12, pp. 1135–1142, 2007.

FAUCONNET, L.; TRENKEL, V. M.; MORANDEAU, G.; CAILL-MILLY, N.; ROCHET, M.-J. Characterizing catches taken by different gears as a step towards evaluating fishing pressure on fish communities. **Fisheries Research**, vol. 164, n. 1, pp. 238–248, 2015.

FERREIRA, A.; GERHARD, P.; CYRINO, J. E. P. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa- Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, vol. 102, n. 1, pp. 80–87, 2012.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E.; HURLEY, M. D. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, vol. 10, n. 2, pp. 199–214, 1986.

GEALH, A. M.; SILVEIRA, E. L. Conhecendo os peixes do rio. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Eds.). **Rio São João, Carambei-Pr**: Fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa, PR: Editora UEPG, 2014. pp. 181–203.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, vol. 41, n. 8, pp. 540-551, 1991.

HOES, O. A. C.; SCHILPEROORT, R. P. S.; LUXEMBURG, W. M. J.; CLEMENS, F. H. L. R.; van de GIESEN, N. C. Locating illicit connections in storm water sewers using fiber-optic distributed temperature sensing. **Water Research**, vol. 43, n. 20, pp. 5187–5197, 2009.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. *iNEXT*: interpolation and extrapolation for species diversity. R package version 2.0.12. 2016. Disponível em: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>>. Acesso em: 20 fev. 2020.

HUBERT, N.; RENNO, J.-F. Historical biogeography of South American freshwater fishes. **Journal of Biogeography**, vol. 33, n. 8, pp. 1414–1436, 2006.

IGLESIAS-RIOS, R.; MAZZONI, R. Measuring diversity: Looking for processes that generate diversity. **Natureza e Conservação**, vol. 12, n. 2, pp. 156-161, 2014.

ISHIYAMA, N.; SUEYOSHI, M.; WATANABE, N.; NAKAMURA, F. Biodiversity and rarity distributions of native freshwater fish in an agricultural landscape: The importance of  $\beta$  diversity between and within water- body types. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, vol. 26, n. 3, pp. 416–428, 2016.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 58, n. 1, pp. 157–170, 2001.

- JARTUN, M.; OTTESEN, R. T.; STEINNES, E.; VOLDEN, T. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. **Science of the Total Environment**, vol. 396, n. 2-3, pp. 147–163, 2008.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 106, pp. 110-127, 1989.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, vol. 129, n. 2, pp. 271–280, 2001.
- LIERMANN, C. R.; NILSSON, C.; ROBERTSON, J.; NG, R. Y. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. **BioScience**, vol. 62, n. 6, pp. 539–548, 2012.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Malden: Blackwell Publishing, 2004.
- MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. **Ecography**, vol. 23, n. 5, pp. 588-602, 2000.
- McCAIN, K. N. Moving large river ecology from past theories to future actions: a review. **Reviews in Fisheries Science**, vol. 21, n. 1, pp. 39–48, 2014.
- McCLUNEY, K. E.; POFF, N. L.; PALMER, M. A.; THORP, J. H.; POOLE, G. C.; WILLIAMS, B. S.; WILLIAMS, M. R.; BARON, J. S. Riverine macrosystems ecology: Sensitivity, resistance, and resilience of whole river basins with human alterations. **Frontiers in Ecology and the Environment**, vol. 12, n. 1, pp. 48– 58, 2014.
- MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M. E. Medri, 2002.
- MELO, M. S.; GUIMARÃES, G. B.; SANTANA, Á. C. Fisiografia da bacia do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 11–21.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização - Portaria MMA no. 9, de 23 de janeiro de 2007**. Brasília: MMA, 2007.
- MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; PETERSEN, R. C.; CUSHING, C. E.; BRUNS, D. A.; SEDELL, J. R.; VANNOTE, R. L. Developments in stream ecosystem theory. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 42, n. 5, pp. 1045–1055, 1985.

- MISERENDINO, M. L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; Di PRINZIO, C. Y.; BRAND, C.; KUTSCHKER, A. M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the Total Environment**, vol. 409, n. 3, pp. 612–624, 2011.
- MONACO, I. D. A.; SÚAREZ, Y. R.; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 36, n. 2, pp. 181-188, 2014.
- MONTGOMERY, D. R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, vol. 35, n. 5, pp. 397–410, 1999.
- MORO, R. S.; CARMO, M. R. B. A vegetação campestre nos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. pp. 93–98.
- MORO, R. S.; FERREIRA, D. L. Algas e a indicação da qualidade da água. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 53–66.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan**: Community ecology package. R package version 2.4-4. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- OLIVEIRA, M. L. M.; UTSUNOMIA, R.; PANSONATO-ALVES, J. C.; SCACCHETTI, P. C.; PRIMO, C. C.; VICARI, M. R.; ARTONI, R. F.; CENTOFANE, L.; MOREIRA-FILHO, O.; OLIVEIRA, C.; FORESTI, F. Microstructural chromosome reorganization in the genus *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae). **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 2, pp. 1–8, 2016.
- PARKS, T. P.; QUIST, M. C.; PIERCE, C. L. Historical changes in fish assemblage structure in Midwestern nonwadeable rivers. **The American Midland Naturalist**, vol. 171, n. 1, pp. 27–53, 2014.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, vol. 32, n. 1, pp. 333–365, 2001.

- PORTT, C. B.; COKER, G. A.; MING, D. L.; RANDALL, R. G. **A review of fish sampling methods commonly used in Canadian freshwater habitats**. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences (p. 2604). Ottawa: Fisheries and Oceans Canada, 2006.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. **Marine and Freshwater Research**, vol. 54, n. 1, pp. 1–16, 2003.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; Di DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, vol. 89, n. 1, pp. 12–47, 2016.
- RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 1, pp. 1–10, 2016.
- RICCIARDI, F.; BONNINEAU, C.; FAGGIANO, L.; GEISZINGER, A.; GUASCH, H.; LOPEZ-DOVAL, J.; MUÑOZ, I.; PROIA, L.; RICART, M.; ROMANI, A.; SABATER, S. Is chemical contamination linked to the diversity of biological communities in rivers? **Trends in Analytical Chemistry**, vol. 28, n. 1, pp. 592–602, 2009.
- ROCHA, C. H.; WEIRICH NETO, P. H. Padrões de uso das terras e implicações ambientais. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 23–41.
- RONDINELI, G. R.; CARMASSI, A. L.; BRAGA, F. M. S. Population biology of *Trichomycterus* sp. (Siluriformes, Trichomycteridae) in Passa Cinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 69, n. 3, pp. 925–934, 2009.
- SAZIMA, I. Behavior of two Brazilian species of Parodontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *A. ibitiensis*. **Copeia**, vol. 1980, n. 1, pp. 166–169, 1980.
- SCHLOSSER, I. J. Stream Fish Ecology: A Landscape Perspective. **BioScience**, 41(10), 704–712. doi:10.2307/1311765
- SCHNEIDER, M.; AQUINO, P. D. P. U.; SILVA, M. J. M.; FONSECA, C. P. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. **Neotropical Ichthyology**, vol 9, n. 3, pp. 579–592, 2011.

SCHULZ, U. H.; MATINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 61, n. 4, pp. 615–622, 2001.

SEQUINEL, R.; ARRÚA, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  presentes nas águas do rio Verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. **Publicatio UEPG - Ciências Exatas e da Terra, Agrárias e Engenharias**, vol. 17, n. 1, pp. 29–37, 2011.

SHIBATTA, O. A.; GEALH, A. M.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, vol. 7, n. 2, pp. 125–134, 2007.

SILVA, J. F. M.; RAIÓ, C. B.; BERNARDINO, D. F. S.; BENNEMANN, S. T. Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. **Biota Neotropica**, vol. 13, n. 3, pp. 64–73, 2013.

SILVEIRA, E. L.; BALLESTER, E. L. C.; COSTA, K. A.; SCHEFFER, E. W. O.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Fish community response to environmental variations in an impacted Neotropical basin. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 27, n. 4, pp. 1126–1139, 2018.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**: The principles and practice of statistics in biological research. 4. ed. New York: W. H. Freeman, 2012.

ter BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, vol. 67, n. 5, pp. 1167–1179, 1986.

STANFORD, J. A.; WARD, J. V. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. **Journal of North American Benthological Society**, vol. 12, n. 1, pp. 48-60, 1993.

THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, vol. 22, n. 2, pp. 123–147, 2006.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; RASCHE, J. W. A.; RHEINHEIMER, D. S. Tracing sediment sources in two paired agricultural catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. **Geoderma**, vol. 285, n. 1, pp. 225–239, 2017.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – Freshwater**. Washington: Environmental Protection Agency, 2013.

- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 37, n. 1, pp. 130–137, 1980.
- VICARI, M. R.; MOREIRA-FILHO, O.; ARTONI, R. F.; BERTOLLO, L. A. C. ZZ/ZW sex chromosome system in an undescribed species of the genus *Apareiodon* (Characiformes, Parodontidae). **Cytogenetic and Genome Research**, vol. 114, n. 2, pp. 114-163, 2006.
- VICARI, M. R.; NOLETO, R. B.; ARTONI, R. F.; MOREIRA-FILHO, O.; BERTOLLO, L. A. C. Comparative cytogenetics among species of the *Astyanax scabripinnis* complex. **Evolutionary and biogeographical inferences. Genetics and Molecular Biology**, vol. 31, n. 1, pp. 173–179, 2008.
- VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M.; BARBIERI, G. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. **Hydrobiologia**, vol. 528, n. 1-3, pp. 17–30, 2004.
- VILLARES-JUNIOR, G. A.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Comparative feeding ecology of four syntopic *Hypostomus* species in a Brazilian southeastern river. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 76, n. 3, pp. 692–699, 2016.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic systems. In: Fontaine, T. D.; Bartell, S. M. (eds.). **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1983. pp. 29-42.
- ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, vol. 726, n. 1, pp. 259–270, 2014.

### **3. ECOMORFOLOGIA DE UMA COMUNIDADE ICTÍICA NEOTROPICAL**

#### **3.1. Introdução**

Diversos fatores multi-escalares atuam sobre a dinâmica dos ambientes de água doce, incluindo (i) a paleogeomorfologia, pertinente à formação e evolução dos sistemas hídricos e suas paisagens de entorno; (ii) as condições ambientais, relacionadas às características físicas e químicas desses ambientes; e (iii) as interações ecológicas que neles ocorrem, desde o nível populacional até o ecossistêmico (JACKSON et al., 2001; BEGON et al., 2008; ALBERT et al., 2011). Compreender o papel e a intensidade desses fatores na estruturação das comunidades é um desafio que exige a investigação integrada dos atributos biológicos e ecológicos das espécies que compõem as comunidades e de suas relações com as variáveis ambientais locais (SCHOENER, 1974).

A ecomorfologia constitui uma importante área de investigação ecológica que se baseia na análise integrada dessas perspectivas (i.e.: biológica, ecológica e ambiental). Estudos ecomorfológicos assumem que variações morfológicas causam variações de performance intra e interespecíficas, resultando em variações no uso de recursos e, conseqüentemente, de fitness (WAINWIRHT, 1991; MOTTA et al., 1995). Dessa forma, a avaliação de traços funcionais (i.e.: atributos morfológicos e suas funções ecológicas, VIOLLE et al., 2007) permite compreender o papel desempenhado por cada espécie na estruturação das comunidades frente às demandas seletivas do ambiente e de suas conseqüências ecológicas e evolutivas (BOCK, 1990; 1994).

Nos ambientes aquáticos, os peixes desempenham papel-chave na estruturação das teias alimentares e fluxos de energia (BRETT e GOLDMAN, 1996; FINLAY et al., 2010). Com o crescente refinamento na compreensão dos fatores que influenciam a dinâmica das populações e das comunidades ictíicas, os estudos de ecomorfologia revelam a influência de atributos morfológicos e suas interações ecológicas e com condições ambientais nos mais variados aspectos de história de vida dos peixes, incluindo locomoção, alimentação, predação e reprodução (WAINWIRHT, 1991; PIET, 1998; WAINWIRHT et al., 2002; PYRON et al., 2007; COLBORNE et al., 2013). Esses estudos permitem ainda avaliar como os peixes respondem a variações na complexidade ambiental, sejam naturais ou resultantes de atividades antrópicas, as quais influenciam tanto a distribuição como a qualidade dos habitats e dos recursos neles disponíveis (WILLIS et al., 2005; SOUZA et al., 2014; WELKER e SCARNECCHIA, 2018).

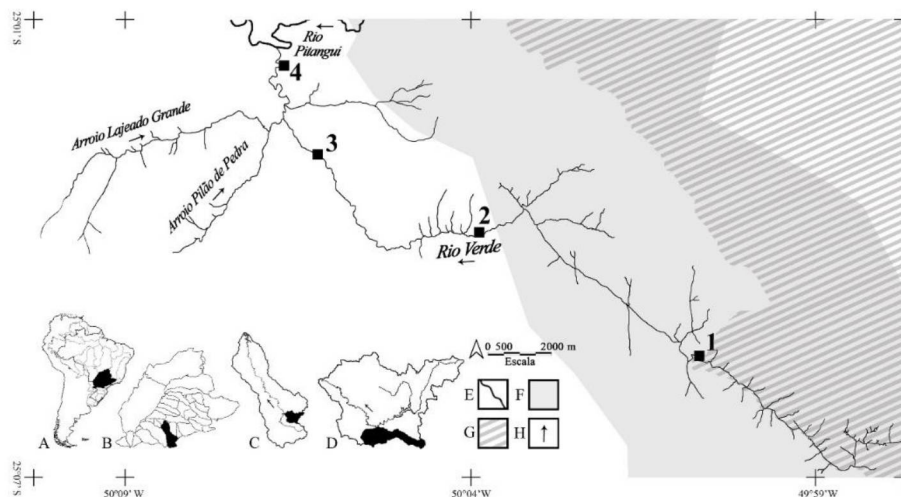
A bacia do rio Verde (*BRV*), localizada na ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*) (ABELL et al., 2008), sudeste da região Neotropical, está inserida no perímetro de duas importantes unidades de conservação, a Área de Proteção Ambiental da Escarpa Devoniana (*APAED*) e o Parque Nacional dos Campos Gerais (*PNCG*). Ambas possuem geomorfologia única (MELO et al., 2007; MELO et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2014), concentram espécies endêmica de flora (MORO e CARMO, 2007) e fauna (BELLAFRONTTE et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2016; PEREIRA et al., 2018) e desempenham importante papel sociocultural, detendo belas paisagens e inúmeros balneários naturais (MELO et al., 2007; MARTINS et al., 2015). Apesar dessas importantes características ecológicas e socioculturais, a *BRV*, tal como a *EARP*, é explorada em atividades agrícolas e pecuárias, além de zoneamento urbano (AGOSTINHO et al., 2007; ROCHA e WEIRICH NETO, 2010; REIS et al., 2016). Na região da *BRV*, essas atividades têm alterado as paisagens naturais (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010) e contaminado águas e solos com lixo urbano e efluentes de esgoto doméstico tratados e não-tratados (SEQUINEL et al., 2011), afetando a diversidade e abundância das comunidades de algas (MORO e FERREIRA, 2010) e macroinvertebrados (BATISTA et al., 2010), e expondo esses grupos de organismos a um alto risco ecológico associado à contaminação por metais (SILVA et al., 2017).

Entendendo que tais agressões têm potencial para também afetar a estruturação das comunidades ictíicas, este trabalho objetivou (i) analisar os atributos morfológicos da comunidade ictíica da bacia do rio Verde relacionados à posição ocupada pelas espécies na coluna d'água, seus comportamentos natatórios e modos de aquisição de alimentos (GATZ, 1979; BOYLE e HORN, 2006; FISHER e HOGAN, 2007; ALBOUY et al., 2011). Estes são alguns dos mais relevantes traços funcionais ecomorfológicos utilizados na determinação do papel das espécies ictíicas nos seus ecossistemas (VILLÉGER et al., 2017). Com base nesses traços, objetivou-se também (ii) avaliar como a comunidade ictíica da *BRV* é modulada pelas variáveis ambientais locais (i.e.: qualidade de água e complexidade de habitat). Uma vez que as atividades antrópicas desenvolvidas na *BRV* são comuns a toda a *EARP*, este trabalho fornece potenciais subsídios para a investigação e gestão dos sistemas dulcícolas e paisagens terrestres de entorno inseridos nessa ecorregião.

## 3.2. Material e Métodos

### 3.2.1. Área de estudo

Para o presente estudo foi adotado um desenho amostral agrupado (*sensu* JOHNSON e NIELSEN, 1989 *apud* BICUDO e BICUDO, 2004), com quatro áreas amostrais, cada qual com distintas características geomorfológicas e padrões de atividades antrópicas (FIGURA 2.1), conforme descrito em Silveira et al. (2018). O rio Verde é um copo d'água de terceira ordem, a despeito de variações hierárquicas ao longo do gradiente longitudinal cabeceira-foz. Para evitar a subjetividade da classificação hierárquica das áreas amostrais, dados de largura do rio, profundidade e velocidade da correnteza são fornecidos na TABELA 3.2.



**FIGURA 3.1** - BACIA DO RIO VERDE E ÁREAS AMOSTRAIS (1-4). A) AMÉRICA DO SUL E ECORREGIÃO DO ALTO RIO PARANÁ (*EARP*; EM PRETO); B) *EARP* E BACIA DO RIO TIBAGI (*BRT*; EM PRETO); C) *BRT* E BACIA DO RIO PITANGUI (*BRP*; EM PRETO); D) *BRP* E BACIA DO RIO VERDE (EM PRETO); E) HIDROGRAFIA; F) ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ESCARPA DEVONIANA; G) PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS; H) DIREÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

Nos locais 1 (cabeceira, 25°06'19.67"S 50°01'23.21"W) e 2 (trecho médio superior, 25°04'46.29"S 50°04'56.53"W), o solo nas margens é raso, com afloramentos rochosos e depressões úmidas, favorecendo vegetação do tipo estepe (MORO e CARMO, 2007). Na cabeceira (local 1), o rio é lântico, com substrato de leito arenoso e vegetação ripária preservada. À jusante deste local há uma série de corredeiras e cascatas seguidas por uma pequena represa (com cerca de 2 metros de altura) e uma cachoeira (com cerca de 10 m de altura). No trecho médio superior (local 2), o leito do rio apresenta afloramentos rochosos com pequenas cascatas, corredeiras e poços, e a vegetação ripária é relativamente preservada. Em ambas as áreas as paisagens de entorno são exploradas em atividades agrícolas e pecuárias (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010).

Nos locais 3 (trecho médio inferior, 25°03'26.11"S 50°07'25.06"W) e 4 (foz, 25°02'28.85"S 50°07'35.59"W), o solo das margens é profundo, suportando a presença de Floresta Ombrófila Mista (MORO e CARMO, 2007). Entre os trechos médio superior (local 2) e o médio inferior (local 3) existem áreas agrícolas próximas ao rio, além de extensas áreas em declive ocupadas por zoneamento urbano, nos quais a vegetação ripária original foi substituída por gramíneas. No local 3, embora o leito do rio também seja formado por lajeados rochosos, o mesmo está em avançado processo de assoreamento, exibindo predominância de substratos arenosos. Entre os trechos médio inferior (local 3) e a foz (local 4), o rio Verde recebe as águas dos arroios Pilão de Pedra e Lajeado Grande, os quais atravessam extensas áreas residenciais, carreando esgoto não-tratado e lixo domésticos (SEQUINEL et al., 2011). Entre os locais 3 e 4 o rio Verde também recebe aportes da estação de tratamento de esgoto da Companhia de Saneamento Paraná do município de Ponta Grossa-Pr. No local 4, o leito do rio também está em avançado processo de assoreamento, concentrando grandes quantidades de areia e lodo, enquanto as margens e a vegetação ripária estão degradadas.

### **3.2.2. Coleta de dados**

Coletas mensais (uma coleta por mês em um intervalo regular de 25-30 dias entre cada coleta) foram realizadas no período de maio/2016 a abril/2017 utilizando apetrechos de pesca ativos e passivos (licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade n.º40.132-2 e n.º51.797-1; Certificado do Comitê de Ética no Uso de Animais UFPR-Setor Palotina n. 38/2015), conforme descrito em Silveira et al. (2018). As coletas foram sinóticas nas quatro áreas amostrais, entre as 17h de sábado e 17h de domingo. Os apetrechos de pesca passivos incluíram redes de emalhe (1,2; 1,5; 2; 3; 4; 5; 6; 7 e 8 cm entrenós) e espinhel (10 metros de comprimento, um anzol a cada metro, utilizando isca comercial), e tiveram um esforço amostral de 24 horas, com checagem de redes e remoção de espécimes a cada 8 horas. Os apetrechos de pesca ativos incluíram tarrafas (340 cm de diâmetro e 1,2 cm de malha) e puçás (38 cm de abertura, 40 cm de profundidade e 0,4 cm de malha), e tiveram um esforço amostral de 1 hora (30 minutos durante o período diurno e 30 minutos durante o noturno). Os espécimes capturados foram sacrificados (250 mg/L de benzocaína) e preservados em caixas térmicas com gelo durante transporte ao laboratório (cerca 10 a 30 minutos de deslocamento).

No laboratório, os espécimes foram identificados, medidos quanto ao comprimento total (*BL*, cm), pesados individualmente (*BW*, 0,01 g), e uma subamostrada foi preparada para fotografia a fresco, evitando assim a influência de produtos químicos (ex.: álcool, formaldeído)

sobre suas dimensões lineares (LESLIE e MOORE, 1986; DISTEFANO et al., 1994). Os espécimes foram dispostos em uma plataforma fotográfica com o flanco esquerdo voltado para cima e as nadadeiras distendidas em posição natural. Cada espécime foi fotografado ao lado de uma régua com escala padronizada (cm). Com base nas fotografias, foram tomados 29 atributos morfológicos (TABELA 3.1, FIGURA 3.2), utilizados para calcular nove índices funcionais ecomorfológicos. Devido ao pronunciado dimorfismo sexual de *P. harpagos*, fêmeas e machos foram tratados como entidades distintas. *Trichomycterus diabolus* foi excluído das análises ecomorfológicas devido à insuficiência numérica. Os atributos morfológicos foram mensurados utilizando os softwares *tpsDig2* versão 2.31 (ROHFL, 2017) e *tpsUtil* (ROHFL, 2019). Os índices funcionais calculados relacionam-se à exploração de diferentes habitats aquáticos, interpretados enquanto indicadores da posição do indivíduo na coluna d'água, do seu modo de aquisição de recursos alimentares e comportamento natatório (GATZ, 1979; BOYLE e HORN, 2006; FISHER e HOGAN, 2007; ALBOUY et al., 2011; TABELA 3.1). Espécimes voucher foram depositados nas coleções ictiológicas do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPÉLIA - NUP) e do Laboratório de Esclerocronologia da Universidade Federal do Paraná (LABESC-UFPR).

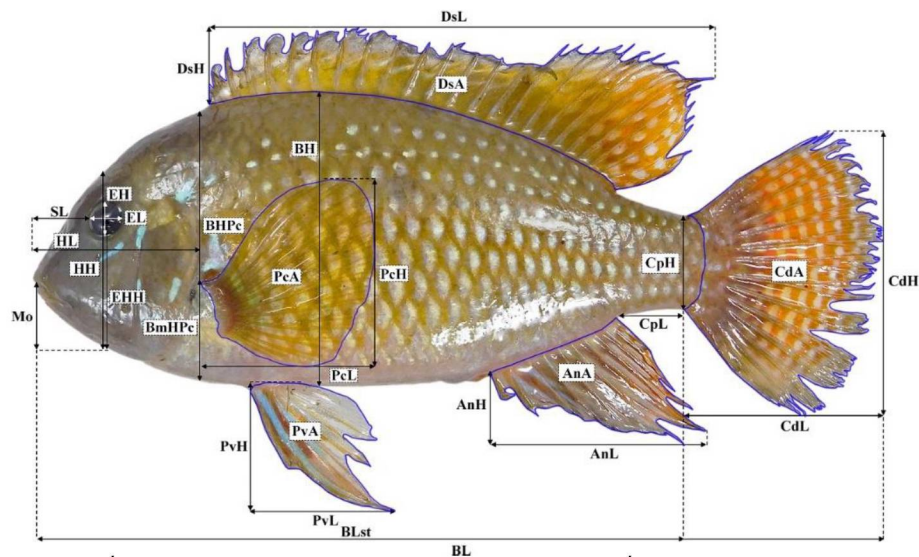
Durante as amostragens, foram também mensurados parâmetros de qualidade de água, incluindo oxigênio dissolvido, pH (aferidos por meio de oxímetro LT Luthon DO-5519), cloretos dissolvidos, nitrogênio amoniacal dissolvido e sólidos totais em suspensão (de acordo com BAIRD et al., 2017) (TABELA 3.2). Aspectos estruturais também foram aferidos, incluindo largura do rio (i.e.: distância vertical da superfície da água medida perpendicularmente ao fluxo do rio), profundidade do rio (i.e.: distância vertical entre o leito do rio e a superfície da água) e velocidade da água (i.e.: razão entre a distância - padronizada em 5 m - percorrida por uma boia à superfície da água e o tempo decorrido nesse trajeto). Aplicou-se ainda um protocolo de avaliação ambiental rápido objetivando mensurar a integridade da vegetação ripária, a estabilidade das margens e a complexidade do substrato do leito do rio (BARBOUR et al., 1999; CASATTI et al., 2006). A integridade da vegetação ripária considerou presença, largura (30 metros, conforme legislação brasileira) e integridade da vegetação nativa cobrindo as margens do rio. A estabilidade das margens considerou se sinais e potencial para erosão das margens, incluindo abundância relativa de área desflorestada e presença de raízes e solos expostos. A complexidade do substrato do leito do rio considerou a variedade e a abundância relativa de estruturas naturais submersas em cada trecho, tais como rochas, cascalhos, pedregulhos, plantas aquáticas, árvores caídas, troncos, galhos e folhas, e

considerou também a presença e quantidade de sedimentos cobrindo essas estruturas (TABELA 3.2).

**TABELA 3.1** - ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS E ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CALCULADOS PARA A COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE.

Medidas lineares	Sigla	Descrição	Traços funcionais	Sigla	Cálculo
Comprimento corporal total	BL	Distância horizontal máxima entre as margens distais do focinho e nadadeira caudal			
Comprimento corporal padrão	BLst	Distância horizontal máxima entre a ponta do focinho e a base da nadadeira caudal			
Altura corporal	BH	Distância vertical máxima entre as margens ventral e dorsal do corpo	Profundidade corporal	BD	BL/BH
Altura da cabeça	HH	Distância vertical máxima entre as margens ventral e dorsal da cabeça à linha do centro do olho	Altura relativa da cabeça	rHH	HH/BLst
Comprimento da cabeça	HL	Distância horizontal máxima entre as margens distais do focinho e membrana opercular	Comprimento relativo da cabeça	rHL	HL/BLst
Altura do olho	EH	Distância vertical máxima entre as margens ventral e dorsal do olho	Tamanho relativo do olho	rES	EH/HH
Comprimento do olho	EL	Distância vertical máxima entre as margens esquerda e direita do olho			
Altura olho-cabeça	EHH	Distância vertical máxima entre o centro do olho e a margem ventral da cabeça	Posição do olho	Epos	EHH/HH
Orientação da boca	Mo	Distância vertical máxima entre o topo da boca e a base da cabeça no eixo HH	Posição da boca	Mpos	Mo/HH
Altura do corpo à linha da nadadeira peitoral	BHPc	Distância vertical máxima entre as margens ventral e dorsal do corpo à linha da base da nadadeira peitoral	Posição da nadadeira peitoral	PcP	BmHPc/BHPc
Altura media do corpo à linha da nadadeira peitoral	BmHPc	Distância vertical entre a base da nadadeira peitoral e a margem ventral do corpo no eixo BHPc			
Altura do pedúnculo caudal	CpH	Distância vertical mínima entre as margens ventral e dorsal do pedúnculo caudal	Altura relativa do pedúnculo caudal	rCpH	CpH/BH
Comprimento do pedúnculo caudal	CpL	Distância vertical máxima entre a base do último raio da nadadeira anal e a base da nadadeira caudal	Comprimento relativo do pedúnculo caudal	rCpL	CpL/BLst

FONTE: O autor (2020).



**FIGURA 3.2** - ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS TOMADOS DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).

**TABELA 3.2** - VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO ( $\pm$ ) DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA E DE COMPLEXIDADE DE HABITAT AVALIADOS NA BACIA DO RIO VERDE NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017, INCLUINDO OXIGÊNIO DISSOLVIDO ( $O^2$ ), pH, CLORETOS DISSOLVIDOS (Cl), NITROGÊNIO AMONÍACAL TOTAL (AmonN), SÓLIDOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (SuspSol), LARGURA DO RIO (Width), PROFUNDIDADE DO RIO (Deep), VELOCIDADE DA ÁGUA (WatVel), COMPLEXIDADE DO SUBSTRATO DO RIO (SbstCmpx), ESTABILIDADE DAS MARGENS (BankStabl) E INTEGRIDADE DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA (RipIntg).

Áreas amostrais	$O^2$ (mg/L)	pH	Cl (mg/L)	AmonN (mg/L)	SuspSol (mg/L)	Width (m)	Deep (m)	WatVel (m/s)	SbstCmpx	BankStabl	RipIntg
Local 1	11,1 $\pm$ 3,38	6,6 $\pm$ 0,63	6,7 $\pm$ 1,57	0,01 $\pm$ 0,01	9,2 $\pm$ 9,00	5,83 $\pm$ 0,94	1,28 $\pm$ 0,14	0,11 $\pm$ 0,09	11,6 $\pm$ 0,79	9,6 $\pm$ 0,51	8,4 $\pm$ 0,51
Local 2	9,4 $\pm$ 2,50	6,4 $\pm$ 0,50	7,0 $\pm$ 0,70	0,01 $\pm$ 0,02	11,7 $\pm$ 12,85	6,04 $\pm$ 1,99	1,33 $\pm$ 0,30	0,26 $\pm$ 0,14	18,0 $\pm$ 0,74	8,1 $\pm$ 0,51	7,1 $\pm$ 0,79
Local 3	8,1 $\pm$ 2,01	6,2 $\pm$ 0,35	10,3 $\pm$ 3,36	0,06 $\pm$ 0,06	12,9 $\pm$ 10,33	10,03 $\pm$ 0,75	0,41 $\pm$ 0,13	0,49 $\pm$ 0,17	17,8 $\pm$ 0,94	6,6 $\pm$ 0,62	7,3 $\pm$ 0,75
Local 4	6,3 $\pm$ 2,18	6,3 $\pm$ 0,33	17,1 $\pm$ 3,12	0,76 $\pm$ 0,38	44,2 $\pm$ 47,33	13,08 $\pm$ 2,19	0,87 $\pm$ 0,41	0,65 $\pm$ 0,11	4,6 $\pm$ 0,51	1,2 $\pm$ 0,40	1,3 $\pm$ 0,45

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

### 3.2.3. Análise de dados

Devido às variações de tamanhos intra e interespecíficas, cada atributo morfológico  $X$  foi escalonado com base na biomassa individual ( $BW$ ) de acordo com a equação  $[\ln(X + 1)] \cdot [\ln(BW + 1)]^{-1}$  (WEST et al., 1997; ENQUIST e NIKLAS, 2001; NIKLAS e ENQUIST, 2001; DUMAY et al., 2004). Tal escalonamento parte do pressuposto da inexistência de variância interespecífica em relação ao coeficiente exponencial ( $b$ ) da relação comprimento-peso  $BL = \alpha \cdot BW^b$ . Para testar esse pressuposto, foi realizada uma análise de covariância (ANCOVA; fator fixo: espécies) utilizando dados de  $BL$  e  $BW$  transformados (logaritmo natural). A matriz de atributos morfológicos escalonados foi submetida à uma análise discriminante (AD) com validação cruzada por *jackknife* objetivando avaliar sua capacidade em distinguir os diferentes táxons amostrados.

Com o objetivo de avaliar diferenças interespecíficas e espaciais nas configurações dos índices funcionais ecomorfológicos da comunidade ictíca da *BRV*, a matriz de índices funcionais foi submetida à uma análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) com dois fatores (espécies vs. áreas amostrais; distância euclidiana; 9.999 permutações; ANDERSON, 2001; 2014).

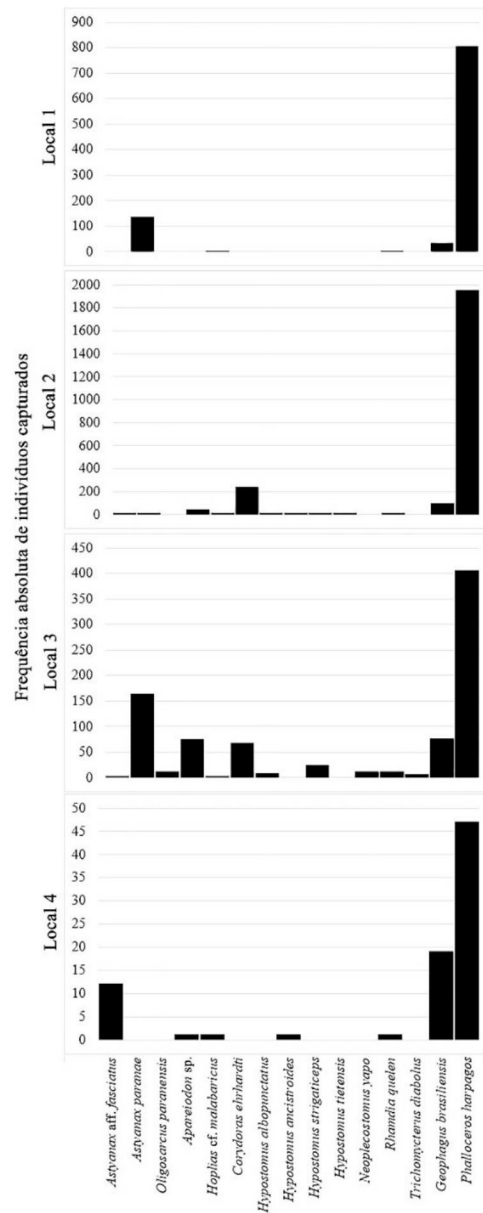
Foi executada uma análise de correspondência canônica (ACC) (ter BRAAK, 1986; LEGENDRE e LEGENDRE, 2012) para avaliar relações entre as configurações funcionais das espécies ictícas da *BRV* e os parâmetros de qualidade de água e de complexidade de habitat aferidos em cada área amostral (*escore Z* transformados; ter BRAAK, 1986) considerando as perspectivas interespecíficas e espaciais. Uma ANOVA com 9.999 replicações testou a significância da variância da ACC.

ANCOVA, PERMANOVA e ANOVA foram executadas com o software *R* (R CORE TEAM, 2017) e os pacotes *stats* (R CORE TEAM, 2017) e *vegan* (OKSANEN et al., 2017). A AD e a ACC foram executadas com o software *PAST* versão 4.02 (HAMMER et al. 2001).

### 3.3. Resultados

Foram capturados 4.297 indivíduos pertencentes a 15 espécies. *Phalloceros harpagos* foi a espécie mais abundante, representando 74,6% da amostra total em abundância, seguida por *Corydoras ehrhardti* (7,1%), *Astyanax paranae* (7,1%) e *Geophagus brasiliensis* (5,2%) (*n* amostral por espécie e local na FIGURA 3.3). Dentre todas as espécies amostradas, apenas *Hoplias cf. malabaricus*, *Rhamdia quelen*, *G. brasiliensis* e *P. harpagos* ocorreram ao longo de todos os locais amostrados. *Oligosarcus paranensis*, *Neoplecostomus yapo* e *Trichomycterus*

*diabolus* ocorreram apenas no trecho médio superior, enquanto *Hypostomus tietensis* ocorreu no trecho médio inferior.



**FIGURA 3.3** - DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E FREQUÊNCIA ABSOLUTA DE INDIVÍDUOS CAPTURADOS NA BACIA DO RIO VERDE POR LOCAL NO PERÍODO DE MAIO/2016 A ABRIL/2017. FONTE: O autor (2020).

Dentre os indivíduos amostrados, 436 espécimes pertencentes a 14 espécies foram selecionados para análises ecomorfológicas (TABELA 3.3).

**TABELA 3.3** - ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE CONSIDERADAS NAS ANÁLISES ECOMORFOLÓGICAS E SEUS RESPECTIVOS VALORES MÉDIO E DESVIO PADRÃO PARA AS VARIÁVEIS DE COMPRIMENTO E PESO CORPORAIS. HIERARQUIA TAXONÔMICA CONFORME BETANCUR-R et al. (2017) e FRICKE et al. (2020).

Espécies	Comprimento (BL, cm)	Peso (BW, g)
<b>Ordem Characiformes</b>		
Família Characidae		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	9,43±1,24	12,85±5,89
<i>Astyanax paranae</i> (Eigenmann, 1914)	9,48±1,81	15,01±7,88
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	12,52±1,48	21,82±6,87
Família Parodontidae		
<i>Apareiodon</i> sp.	12,26±1,66	22,25±7,63
Família Erythrinidae		
<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	33,07±10,07	499,51±440,13
<b>Ordem Siluriformes</b>		
Família Callichthyidae		
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910	5,19±0,97	2,75±1,33
Família Loricariidae		
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	18,95±6,12	76,89±56,69
<i>Hypostomus ancistroides</i> Ihering, 1911	19,75±6,02	93,02±64,69
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)	19,16±8,29	102,40±172,42
<i>Hypostomus tietensis</i> (Ihering, 1905)	15,53±4,08	44,28±33,10
<i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	7,56±2,79	4,39±4,24
Família Heptapteridae		
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	22,93±7,60	134,65±133,84
<b>Ordem Cichliformes</b>		
Família Cichlidae		
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	13,76±5,20	69,98±71,34
<b>Ordem Cyprinodontiformes</b>		
Família Poeciliidae		
<i>Phalloceros harpagos</i> (fêmea) Lucinda, 2008	3,66±0,78	0,61±0,48
<i>Phalloceros harpagos</i> (macho) Lucinda, 2008	2,64±0,38	0,20±0,09

FONTE: O autor (2020).

Modelos diferiram quanto ao coeficiente  $\alpha$  (TABELA 3.4), mas não quanto ao coeficiente  $b$  interespecífico, permitindo o escalonamento dos dados. Análise discriminante classificou corretamente as espécies (94,51%) e indicou adequabilidade dos atributos tomados.

**TABELA 3.4** - RESULTADOS DA ANCOVA AVALIANDO VARIÂNCIA INTERESPECÍFICA EM RELAÇÃO AO MODELO DA RELAÇÃO PESO-COMPRIMENTO NAS ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE CONSIDERADAS NAS ANÁLISES ECOMORFOLÓGICAS. GL = GRAUS DE LIBERDADE; SQ (AJ.) = SOMA DOS QUADRADOS AJUSTADOS; MQ (AJ.) = MÉDIA DOS QUADRADOS AJUSTADOS. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.

Fonte	GL	SQ (Aj.)	QM (Aj.)	Valor de F	Valor de p
Comprimento (Ln)	1	263,90	263,90	26090,56	<0,0001
Espécie	14	8,05	0,58	56,82	<0,0001
Erro	3577	36,18	0,01		
Falta de ajuste	1591	17,02	0,01	1,11	<0,015
Erro puro	1986	19,16	0,01		
Total	3592	1764,93			

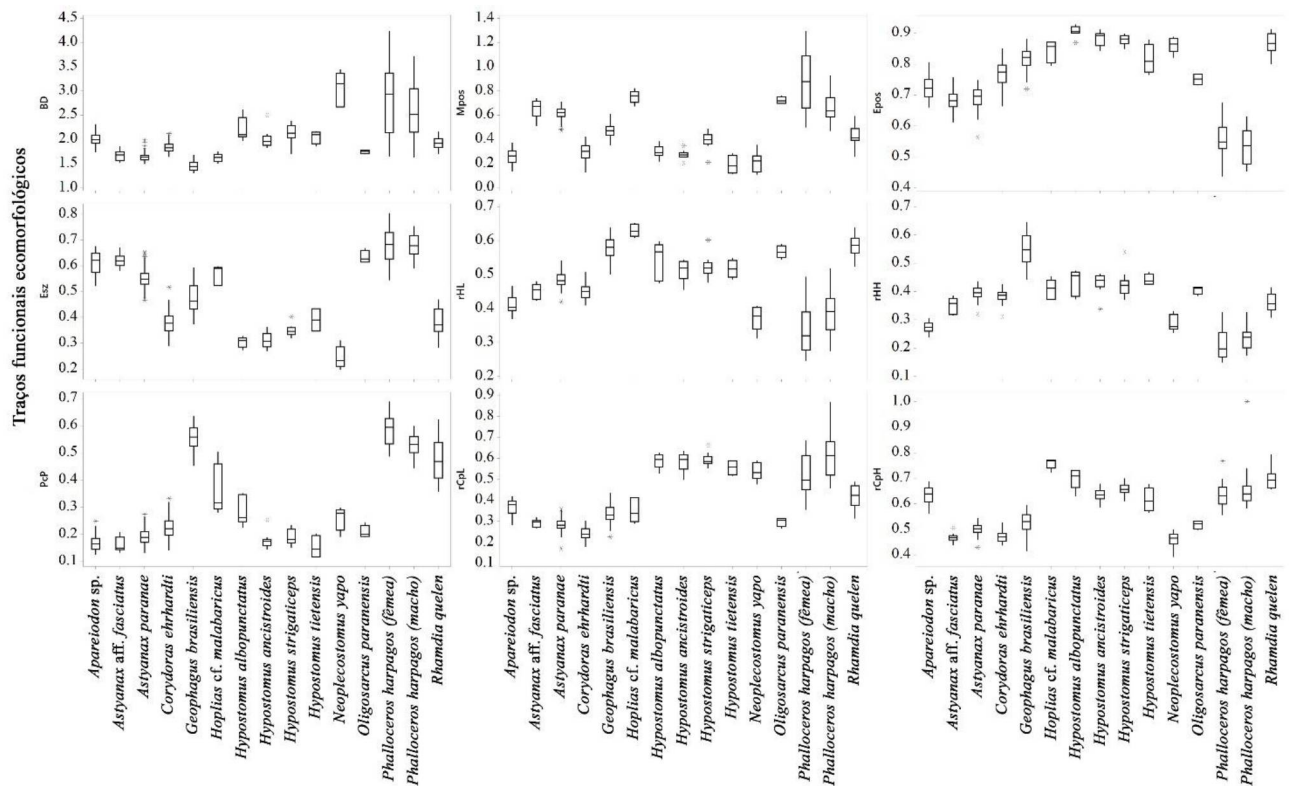
FONTE: O autor (2020).

A PERMANOVA baseada em índices funcionais ecomorfológicos indicou diferenças significativas tanto na perspectiva interespecífica ( $F = 132,671$ ;  $p = 0,0001$ ) quanto na espacial ( $F = 3,443$ ;  $p = 0,0035$ ) e na interação Espécies:Locais ( $F = 2,251$ ;  $p = 0,0031$ , TABELA 3.5; FIGURA 3.4).

**TABELA 3.5** - RESULTADOS DA PERMANOVA EXAMINANDO DIFERENÇAS INTERESPECÍFICAS E ESPACIAIS NAS CONFIGURAÇÕES DE ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. GL: GRAUS DE LIBERDADE; SQ: SOMA DOS QUADRADOS; MQ: MÉDIA DOS QUADRADOS.  $R^2$  = VARIÂNCIA EXPLICADA PELO MODELO. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA.

Fonte	GL	SQ	MQ	Valor de $F$	$R^2$	Valor de $p$
Espécies	14	117,195	8,371	132,671	0,80294	<b>0,0001</b>
Locais	3	0,652	0,217	3,443	0,00447	<b>0,0035</b>
Espécies:Locais	22	3,124	0,142	2,251	0,02141	<b>0,0031</b>
Resíduos	396	24,986	0,063		0,17119	
Total	435	145,957			1	

FONTE: O autor (2020).

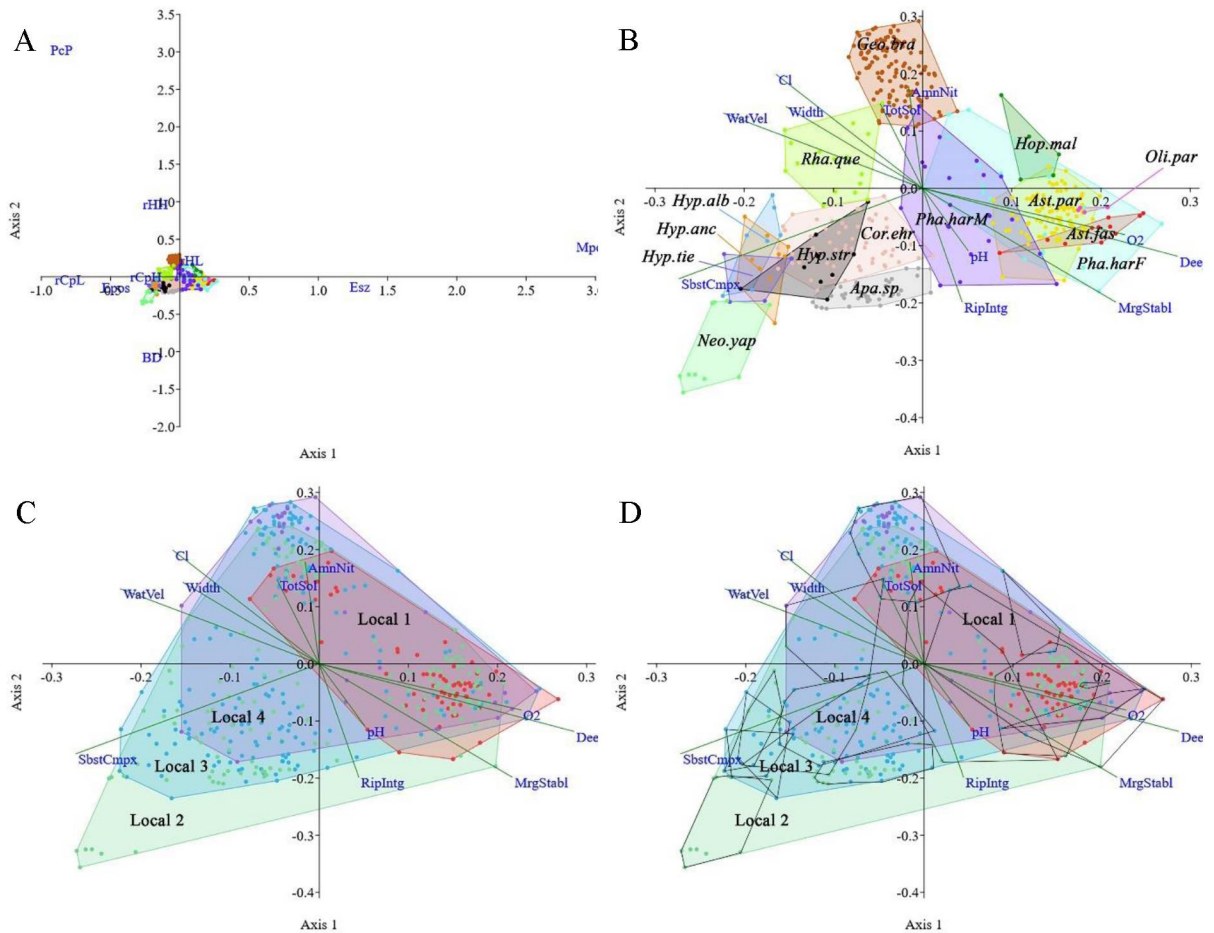


**FIGURA 3.4** - VARIAÇÃO INTERESPECÍFICA DOS ÍNDICES FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CALCULADOS PARA A COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. BD = PROFUNDIDADE CORPORAL; Mpos = POSIÇÃO DA BOCA; Epos = POSIÇÃO DO OLHO; Esz = TAMANHO DO OLHO; rHL = COMPRIMENTO RELATIVO DA CABEÇA; rHH = ALTURA RELATIVA DA CABEÇA; PcP = POSIÇÃO DA NADADEIRA PEITORAL; rCpL = COMPRIMENTO RELATIVO DO PEDÚNCULO CAUDAL; rCpH = ALTURA RELATIVA DO PEDÚNCULO CAUDAL. FONTE: O autor (2020).

Os dois primeiros eixos da ACC sumarizaram 87,3% da inércia explicada. O eixo 1 (53.0%) segregou as espécies conforme a posição vertical ocupada na coluna d'água (FIGURA 3.5). O eixo negativo reteve espécies com valores extremos de *posição de nadadeira peitoral* (PcP, escore canônico, e.c. -0,95) e de *comprimento relativo do pedúnculo caudal* (rCpL, e.c. - 0,92) (FIGURA 3.5A-B), incluindo *N. yapo*, *Hypostomus* spp., *C. ehrhardti*, *R. quelen* e *Apareiodon* sp., relacionadas a substratos complexos (SbstCmpx, e.c. - 0,27) e correnteza rápida (WatVel, e.c. - 0,22). O eixo positivo reteve espécies com valores elevados de *posição da boca* (Mpos, e.c. 2.84) e com elevados valores de *tamanho do olho* (Esz, e.c. 1.21), incluindo *P. harpagos*, *A. aff. fasciatus*, *O. paranensis*, *A. paranae* e *H. cf. malabaricus*, dependentes, em maior ou menor grau, de ambientes rasos (Depth, e.c. 0,29), bem oxigenados (O2, e.c. 0,23) e com margens estáveis (MrgStabl, e.c. 0,22).

O eixo 2 (34,3%) segregou as espécies principalmente em relação à altura do corpo, complementando e elucidando as informações pertinentes às posições ocupadas pelas diferentes espécies na coluna d'água, as quais foram destacadas no eixo 1. *A profundidade corporal* (BD, e.c. - 1,00), a *altura relativa da cabeça* (rHH, e.c. 1,04) e a *posição da nadadeira peitoral* (PcP, e.c. 3,10) foram as principais variáveis responsável pela retenção de espécies com corpo dorsoventralmente deprimido na metade negativa do eixo 2, incluindo *N. yapo*, *Apareiodon* sp., *H. tietensis*, *H. ancistroides*, *H. albopunctatus*, *H. strigaticeps* e *C. ehrhardti* (FIGURA 3.5A-B). Espécies com corpo alto e relativamente alto, incluindo *P. harpagos*, *A. paranae*, *A. aff. fasciatus*, *O. paranensis*, *R. quelen*, *H. cf. malabaricus* e *G. brasiliensis* foram agrupadas nas porções central e positiva do eixo 2. O eixo 2 revelou associação entre as variáveis relacionadas a complexidade de habitat e qualidade de água. A integridade da vegetação ripária (RipIntg, e.c. - 0,20) foi relacionada a margens estáveis (MrgStabl, e.c. - 0,20) e substratos complexos (SbstCmpx, e.c. - 0,16), influenciando a retenção de espécies bentônicas, tais como *N. yapo*, *H. tietensis*, *H. ancistroides*, *H. albopunctatus*, *H. strigaticeps* e *C. ehrhardti*, nectobentônicas, como *Apareiodon* sp., e nectônicas, como *A. paranae*, *A. aff. fasciatus* e *O. paranensis*, na metade negativa do eixo 2. Já o extremo positivo do eixo 2 relacionou as variáveis indicadoras de degradação da qualidade da água, como elevadas concentrações de cloretos dissolvidos (Cl, e.c. 0,20) e de nitrogênio amoniacal (AmnNit, e.c. 0,18), com a ocorrência de *G. brasiliensis*. Espécies capazes de explorar diversos tipos de habitats, como *P. harpagos*, ocuparam tanto as porções negativa quanto positiva do espaço multivariado compreendido pelo eixo 2.

Espacialmente, variáveis relacionadas à integridade da vegetação ripária, estabilidade das margens, concentração de oxigênio e baixa profundidade foram relacionadas ao local 1 (i.e.: cabeceira) (FIGURA 3.5C), o qual foi caracterizado pela ocorrência de *A. paranae* e *P. harpagos*. (FIGURA 3.5B). Variáveis de complexidade de substrato, integridade da vegetação ripária, estabilidade das margens e velocidade de correnteza foram relacionadas aos locais 2 (i.e.: trecho médio superior) e 3 (i.e.: trecho médio inferior), os quais suportaram uma ampla diversidade de espécies bentônicas, nectobentônicas e nectônicas. Variáveis relacionadas à degradação da qualidade da água, tais como elevadas concentrações de cloretos, nitrogênio amoniacal e sólidos totais em suspensão, foram relacionadas ao local 4 (i.e.: trecho de foz), Esse local também foi caracterizado pela degradação ambiental, ocupando o espaço multivariado oposta à direção dos vetores de complexidade de habitat e de integridade de vegetação ripária (FIGURA 3.5C). As semelhanças nas configurações subespaciais dos conjuntos de dados que compõem os locais 2, 3 e 4 indicam perda gradativa da complexidade de habitat e qualidade de água no sentido longitudinal do rio Verde, as quais culminaram na perda substancial de espécies no trecho de foz (FIGURA 3.5D)



**FIGURA 3.5** - RESULTADOS DA ANÁLISE CANÔNICA BASEADA EM A) TRAÇOS FUNCIONAIS ECOMORFOLÓGICOS CONDICIONADOS ÀS VARIÁVEIS DE COMPLEXIDADE AMBIENTAL E DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS PERSPECTIVAS B) INTERESPECÍFICA E C) ESPACIAL PARA AS ESPÉCIES ICTÍCIAS DA BACIA DO RIO VERDE CONSIDERADAS NAS ANÁLISES ECOMORFOLÓGICAS. D) APRESENTA OS SUBESPAÇOS MULTIVARIADOS OCUPADOS POR CADA ESPÉCIE EM RELAÇÃO À PERSPECTIVA ESPACIAL. *Ast.fas* = *Astyanax* aff. *fasciatus*; *Ast.par* = *A. paranae*; *Apa.sp* = *Apareiodon* sp.; *Cor.ehr* = *Corydoras ehrhardti*; *Geo.bra* = *Geophagus brasiliensis*; *Hop.mal* = *Hoplias* aff. *malabaricus*; *Hyp.alb* = *Hypostomus albopunctatus*; *Hyp.anc* = *H. ancistroides*; *Hyp.str* = *H. strigaticeps*; *Hyp.tie* = *H. tietensis*; *Neo.yap* = *Neoplecostomus yapo*; *Oli.par* = *Oligosarcus paranensis*; *Pha.harF* = *Phalloceros harpagos* fêmea; *Pha.harM* = *P. harpagos* macho; *Rha.que* = *Rhamdia quelen*. Legendas das variáveis ambientais estão citadas na Tabela 3.2. FONTE: O autor (2020).

### 3.4. Discussão

Análises ecomorfológicas em peixes fornecem importantes informações sobre (i) requerimentos individuais e populacionais em relação aos habitats, (ii) estruturação das comunidades, (iii) interações ecológicas e (iv) influências antrópicas sobre os ambientes aquáticos (WAINWIRHT, 1991; PIET, 1998; WAINWIRHT et al., 2002; WILLIS et al., 2005; PYRON et al., 2007; COLBORNE et al., 2013; SOUZA et al., 2014; WELKER e SCARNECCHIA, 2018). No presente estudo, a utilização de dados ecomorfológicos em abordagem multivariada permitiu identificar requerimentos interespecíficos de habitats na

comunidade da bacia do rio Verde, onde as características ecomorfológicas que mais se destacaram foram aquelas relacionadas à posição ocupada pela espécie na coluna d'água e sua habilidade natatória. Essas análises também identificaram padrões espaciais na estruturação da comunidade da *BRV* e forneceram importantes informações sobre a influência de atividades antrópicas sobre comunidades ictíicas.

A grande diversidade ictíica Neotropical e sua enorme plasticidade fenotípica advém da grande diversidade de habitats e fontes alimentares disponíveis (KEENLEYSIDE, 1979; LOWE-MCCONNELL, 1987; ABELHA et al., 2001; HENDRY, 2016). As comunidades de água doce experienciaram uma conturbada história paleogeomorfológica envolvendo dinâmicas tectônicas, alterações do nível do mar e eventos de captura de cabeceiras, responsáveis por múltiplos episódios de mistura de comunidades e seleção de espécies (HUBERT e RENNO, 2006; ALBERT et al., 2011; REIS et al., 2016). As comunidades ictíicas da *BRV* refletem essa história, com espécies em processo de especiação, como *A. paranae* (VICARI et al., 2006; VICARI et al., 2008), e espécies endêmicas ainda não-descritas do alto rio Paranapanema, como *Apareiodon* sp. e *Trichomycterus* sp., influenciadas por eventos de captura de cabeceiras (BELLAFRONTTE et al., 2009; BELLAFRONTTE et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2016), além de exibir espécies migradoras, como *A. aff. fasciatus*, atestando conectividade longitudinal entre o rio Verde e outros rios da *EARP*, como o Pitangui e Tibagi (SHIBATTA et al., 2007; GEALH e SILVEIRA, 2014).

A avaliação das configurações funcionais das espécies ictíicas revela requerimentos ecomorfológicos e suas relações com aspectos filogenéticos (BOCK, 1990; WAINWIRHT, 1991; BOCK, 1994; MOTTA et al., 1995; VIOLLE et al., 2007). Os Characiformes *A. aff. fasciatus*, *A. paranae*, *H. cf. malabaricus* e *O. paranensis* formaram um grupo no extremo positivo do eixo 1 da ACC, o qual foi caracterizado por elevados valores de *posição da boca* e *tamanho do olho*, valores variando de intermediário a baixo para *posição do olho* e valores baixos para *profundidade corporal*. Estas são características comuns a espécies que habitam a coluna d'água e superfície dos corpos d'água e que se orientam visualmente para a execução de suas estratégias alimentares e antipredadores (GATZ, 1979; ALBOUY et al., 2011), tais como *A. aff. fasciatus*, *A. paranae*, *H. cf. malabaricus* e *O. paranensis* (FERREIRA, 2007; MAZZONI et al., 2010; OLIVEIRA et al. 2010; PORTELLA et al., 2017; BALDASSO et al., 2019). A boca em posição terminal permite a essas espécies a captura de recursos alimentares de tamanhos variados, sejam aquáticos ou terrestres, desde a superfície até o fundo do rio (FERREIRA, 2007; MAZZONI et al., 2010; FERREIRA et al., 2012). Essas

espécies dependem de vegetação ripária marginal preservada enquanto locais de abrigo e fonte de recursos alimentares sendo (BENNEMANN et al., 2005; FERREIRA, 2007; SHIBATTA et al., 2007; FERREIRA et al., 2012).

Espécies capazes de responder a altas demandas natatórias foram agrupadas no eixo oposto da AAC. Nele, os Siluriformes *N. yapo*, *H. tietensis*, *H. ancistroides*, *H. albopunctatus* e *H. strigaticeps*, *C. ehrhardti* e *R. quelen*, e o Parodontidae *Apareiodon* sp. formaram um grupo caracterizado por elevados valores de *posição do olho* e *comprimento relativo do pedúnculo caudal*, e valores variando de intermediário a baixo para *profundidade do corpo*, *posição da boca* e *tamanho do olho*. Estas são características morfológicas comuns a espécies que exploram habitats bentônicos e de correntezas rápidas (GATZ, 1979; DUMAY et al., 2004; FISHER e HOGAN, 2007; ALBOUY et al., 2011). De fato, espécies de Loricariidae e Parodontidae usualmente habitam habitats de substrato rochoso e de águas rápidas, nos quais um corpo alongado e dorsoventralmente deprimido favorece a exploração de espaços estreitos entre rochas e diminui o arrasto frente à força da correnteza, melhorando a hidrodinâmica do animal (CASATTI et al., 2006). Bocas subterminal e ventral permitem a exploração de recursos alimentares diretamente associados aos substratos, tais como formas larvais e juvenis de insetos aquáticos e perifíton, os quais são removidos por meio de raspagem com o auxílio de dentes semelhantes a espátulas (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; CASATTI et al., 2006). Além disso, essas espécies utilizam suas nadadeiras peitorais e estruturas adesivas (ex.: discos bucais nos Loricariidae, GERSTNER, 2007) para se fixarem ao substrato e manterem suas posições em ambientes de águas caudalosas a baixo custo energético (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; CASATTI et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2010; ROA-FUENTES et al., 2015). Quando da necessidade de mudança de posição no substrato, seja para captura de alimento, seja para fuga frente a predadores, o longo pedúnculo caudal fornece força propulsora explosiva e manobrabilidade a partir de posições de repouso (GATZ, 1979; FISHER e HOGAN, 2007). O *tamanho do olho* avantajado de *Apareiodon* sp. quando comparado aquele dos Loricariidae está relacionado ao seu modo de detecção de presas. *Apareiodon* sp. tem hábito diurno e se orienta visualmente na busca por recursos alimentares (SAZIMA, 1980), enquanto os Loricariidae são noturnos e fazem uso de sinais químicos sendo, portanto, pouco dependentes do sentido da visão (CELESTINO et al., 2017). De maneira geral, tanto Loricariidae quanto Parodontidae são altamente dependentes de ambientes com substratos complexos e tendem a desaparecer rapidamente em resposta a eventos de assoreamento do leito do rio por degradação da vegetação

ripária e erosão dos solos das paisagens terrestres circundantes (CASATTI et al., 2012; ZENI e CASATTI, 2014; RIBEIRO et al., 2016).

Apesar das generalizações acima discutidas que agruparam as espécies de Siluriformes, o Callichthyidae *C. ehrhardti* e o Heptapteridae *R. quelen* exibiram algumas particularidades em suas configurações ecomorfológicas que os afastaram dos subespaços multivariados ocupados pelos Loricariidae. *Corydoras ehrhardti* exibiu valores de *profundidade corporal e altura e comprimento relativos do pedúnculo caudal* menores do que aqueles exibidos pelos demais Siluriformes, além de exibir valores de *tamanho do olho* maiores, indicando corpo mais alto, menor habilidade natatória em ambientes de águas rápidas e maior acuidade visual. Com efeito, *C. ehrhardti* é reconhecidamente associado a ambientes bentônicos e, dadas suas características morfológicas, tem preferência por habitats de substratos sedimentares/arenosos e de águas mansas (NIJSSEN, 1970; SAZIMA, 1986; ARANHA et al., 1993; FERREIRA, 2007). A espécie tem hábito diurno a crepuscular, e a busca por alimento se dá de forma visual, sendo auxiliada por barbilhões sensitivos pareados que guarnecem a boca (NIJSSEN, 1970; GATZ, 1979; FOX, 1999; KIRCHEIM e GOULART, 2010) e possibilitam uma dieta focada em recursos de origem animal altamente energéticos, tais como larvas e juvenis de insetos aquáticos (SAZIMA, 1986; ARANHA et al., 1993; FERREIRA, 2007). O Heptapteridae *R. quelen* também apresentou olhos maiores do que aqueles dos demais Siluriformes, bem como corpo mais alto. Tal como *C. ehrhardti*, *R. quelen* também possui barbilhões sensitivos pareados guarnecendo a boca e suas estratégias alimentares são focadas em recursos alimentares altamente energéticos, sejam eles de origem aquática ou terrestre (FERREIRA, 2007; NEVES et al., 2015). Porém, diferentemente de *C. ehrhardti*, *R. quelen* exibiu valores elevados para *altura e comprimento relativos do pedúnculo caudal e altura e comprimento relativos da cabeça*. Essas características são comuns a predador de topo, provendo força propulsora e habilidade natatória na perseguição a presas (GATZ, 1979; BOYLE e HORN, 2006), principalmente em ataques por tocaia, característicos da espécie (NEVES et al., 2015), além de assegurar grande volume orobranquial e capacidade de sucção, empregadas na captura das presas (GATZ, 1979; FISHER e HOGAN, 2007). Tais características também foram observadas em outro predador de topo amostrado na BRV, *H. cf. malabaricus*. Embora essas espécies tenham ocupado diferentes subespaços multivariados ao longo do eixo 1 da ACC, como resultado de diferenças filogenéticas expressas em suas configurações morfológicas, ambas as espécies ocuparam o mesmo plano multivariado em relação ao eixo 2, indicando convergência ecomorfológica na exploração de habitats similares (CASATTI et al., 2006).

O Cichliforme *G. brasiliensis* foi caracterizado por elevados valores de *posição do olho*, *posição da nadadeira peitoral* e *altura e comprimento relativos da cabeça*, e baixos valores de *profundidade corporal*. Tais características indicam que espécie ocupa a coluna d'água, tem corpo alto e grande habilidade de manobra (GATZ, 1979; BOYLE e HORN, 2006; FISHER e HOGAN, 2007; ALBOUY et al., 2011). Com efeito, *G. brasiliensis* explora diversos habitats, explorando desde o substrato até a coluna d'água, e utiliza de movimentos das nadadeiras peitorais para compensar os pulsos de água que libera pela boca e pelas brânquias durante o processo de seleção do alimento capturado na cavidade orobranquial, mantendo assim uma posição estática na coluna d'água (SABINO e CASTRO, 1990; SANTOS et al., 2011). A espécie pode mudar seus comportamentos alimentares em resposta à ontogenia, características ambientais e disponibilidade de presas, alternando entre estratégias visualmente orientadas e filtração por bombeamento bucal (LAZZARO, 1991), sendo considerada tolerante a alterações ambientais produzidas por atividades antrópicas (CASATTI et al., 2012; FURLAN et al., 2013; SOUZA et al., 2019).

O Cyprinodontiforme *P. harpagos* também é considerado tolerante às alterações ambientais de origem antrópicas (MONACO et al., 2014). Essa espécie apresentou elevados valores de *posição da boca*, *profundidade corporal*, *tamanho do olho*, *posição da nadadeira peitoral*, e *altura e comprimentos relativos do pedúnculo caudal* em contrapartida a baixos valores de *posição do olho* e *altura e comprimentos relativos da cabeça*. Essa configuração morfológica indica que a espécie explora a coluna d'água, usando da orientação visual e de grande capacidade de manobra para a busca e captura de presas, bem como para a fuga de predadores (GATZ, 1979; BOYLE e HORN, 2006; FISHER e HOGAN, 2007; ALBOUY et al., 2011). De fato, *P. harpagos* comumente habita corpos d'água rasos, ocupando as áreas marginais e superficiais associadas ou não com vegetação ripária (MAZZONI et al., 2010; SCHNEIDER et al., 2011). Sua boca em posição superior permite a exploração de recursos alimentares carregados pela correnteza, com destaque para itens alimentares aquáticos de tamanho diminuto, tais como fases larvais e juvenis de insetos (UIEDA e PINTO, 2011; NEVES et al., 2015). Além disso, o subespaço multivariado ocupado por *P. harpagos* na ACC, ocupando os quatro quadrantes do gráfico, com tendência àquele positivo do eixo 1, indicaram que a espécie é capaz de explorar os diversos habitats. De fato, a espécie ocorreu em todas as áreas amostradas na BRV.

Quando se condiciona a matriz de índices funcionais de uma comunidade ictíica à matriz de dados ambientais (ex.: qualidade de água e complexidade de habitat) em análises

multivariadas, é possível compreender a estruturação dessa comunidade frente aos padrões de qualidade ambiental e atividades humanas locais (RIBEIRO et al., 2016). Na comunidade ictíca da *BRV*, todos os Characiformes e Loricariidae foram associados a ambientes com margens estáveis, vegetação ripária íntegra e complexidade (i.e.: heterogeneidade) de habitat. Espacialmente, essas espécies se concentraram principalmente ao longo da cabeceira e dos trechos médios superior e inferior. A cabeceira está incluída no perímetro de duas unidades de conservação e apresentou os melhores parâmetros de estabilidade de margens e integridade de vegetação ripária. No Brasil, a preservação desses ambientes é diretamente relacionada à presença de unidades de conservação (ALVES et al., 2019; AZEVEDO-SANTOS et al., 2019). Na cabeceira da *BRV* foram amostradas apenas *A. paranae*, *H. cf. malabaricus*, *G. brasiliensis*, *R. quelen* e *P. harpagos*, pois esta não possui conectividade com os trechos a jusante. A presença de uma cachoeira com cerca de 10 metros de altura impede deslocamentos ascendentes.

Os trechos médios foram aqueles que apresentaram os maiores valores para complexidade de habitat e, além das espécies acima citadas, concentraram também todas as demais espécies de Parodontidae, Loricariidae e Callichthyidae. Ambientes aquáticos heterogêneos podem suportar comunidades complexas de perifiton (BAATTRUP-PEDERSEN e RIIS, 1999) e macroinvertebrados (COBB et al., 1992) e, conseqüentemente, de peixes (CASATTI et al., 2012; RIBEIRO et al., 2016). No entanto, a estruturação das comunidades dos trechos médio inferior e foz da *BRV* sofreram alterações negativas relacionadas ao assoreamento do leito do rio, diminuição da vegetação ripária marginal e da qualidade de água.

Atividades antrópicas indiscriminadas sobre os ambientes aquáticos e as paisagens terrestres circundantes têm enorme potencial para afetar negativamente a qualidade ambiental e a biota silvestre (MISERENDINO et al., 2011). Na *BRV*, atividades agrícolas intensivas e semi-intensivas fazendo uso indiscriminado de agroquímicos e associadas à degradação da vegetação ripária e práticas inadequadas de manejo dos solos são comuns aos trechos de cabeceira e médio superior (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010). Somam-se a essas atividades o zoneamento urbano e os despejos de efluentes tratados e não-tratados de esgoto e de lixo doméstico ao longo dos trechos médio inferior e foz da *BRV* (SEQUINEL et al., 2011; SILVEIRA et al., 2018). Esse conjunto de agressões tem enorme potencial para a desestabilização e erosão de solos e margens, afetando as dinâmicas de transporte de sedimentos nos corpos d'água (CHAPMAN et al., 2014; TIECHER et al., 2017), principalmente em áreas com solos arenosos, tais como aqueles da *BRV* (MELO et al., 2010). O aumento das

concentrações de sólidos totais em suspensão na água acarretam a escarificação do perifíton e dos tegumentos de diferentes fases de vida de macroinvertebrados e peixes, bem como provoca o soterramento de elementos ambientais estruturais e organismos, e consequente homogeneização ambiental e biótica (RYAN, 1991; CCME, 2002; ZENI e CASATTI, 2014). Além disso, o despejo de esgoto doméstico não-tratado e de águas pluviais oriundas de áreas urbanas afeta severamente a qualidade da água dos ambientes dulcícolas. O aporte de tais efluentes contribui para o enriquecimento e eutrofização dos corpos d'água (CCME, 2002; ELSER et al., 2007; CHAPMAN et al., 2014) e expõe a biota a variados poluentes, tais como organoclorados, hidrocarbonetos e metais (JARTUN et al., 2008; HOES et al., 2009). Esse cenário tem potenciais efeitos subletais e letais para a biota aquática, com consequências severas sobre o desenvolvimento embriológico, as taxas de crescimento e os comportamentos alimentar e reprodutivo (RYAN, 1991; CCME, 1999; BRAUN et al., 2006; USEPA, 2013).

Conforme os resultados da ACC, a diminuição da complexidade do substrato do rio foi o principal responsável pela supressão de espécies ictícas no trecho médio inferior, onde houve diminuição da ocorrência de Parodontidae em detrimento de Callichthyidae, grupo melhor adaptado a ambientes de substrato arenoso (NIJSSEN, 1970; SAZIMA, 1986; ARANHA et al., 1993). Além disso, espécies como *O. paranensis* e *N. yapo*, cujas demandas ecomorfológicas estão associadas a áreas com integridade ripária e heterogeneidade ambiental (SHIBATTA et al., 2007; ROA-FUENTES et al., 2015), desapareceram do trecho médio inferior. A supressão de espécies foi ainda maior na foz da BRV, onde Parodontidae, Callichthyidae e maioria das espécies de Loricariidae desapareceram. Apenas espécies generalistas e consideradas tolerantes à degradação ambiental ocorreram com abundância substancial nessa área, incluindo *A. aff. fasciatus*, *G. brasiliensis* e *P. harpagos* (SCHULZ et al., 2001; SILVA et al., 2013; MONACO et al., 2014). Essas alterações na estruturação da comunidade do trecho de foz da BRV constituem respostas biológicas à diminuição da qualidade de água e de complexidade ambiental na área, e atestam que a biota desses locais está exposta a um elevado e severo risco ecológico associado à degradação ambiental (MISERENDINO et al., 2011; CASATTI et al., 2012; PARKS et al., 2014).

### 3.5. Conclusão

A análise morfológica da comunidade ictíca da bacia do rio Verde revelou os requerimentos ecológicos de cada espécie e permitiu compreender a distribuição longitudinal dessas espécies frente às características ambientais de cada área amostral. As variáveis

ecomorfológicas mais importantes foram aquelas relacionadas a posição ocupada pelas espécies na coluna d'água e suas habilidades natatórias. Formaram um grupo ecomorfológico distinto as espécies *Astyanax* aff. *fasciatus*, *A. paranae*, *Hoplias* cf. *malabaricus* e *Oligosarcus paranensis*, essencialmente Characiformes que ocupam a coluna d'água. Com exceção de *A. aff. fasciatus*, todas essas espécies apresentaram requerimentos relacionados a ambientes rasos, com margens estáveis e vegetação ripária íntegra. Loricariidae, Callichthyidae, Heptapteridae e Parodontidae compuseram um outro grupo, apresentando requerimentos ecomorfológicos relacionados a ambientes bentônicos de diferentes graus de complexidade estrutural. Loricariidae e Parodontidae apresentaram maiores exigências quanto a heterogeneidade e integridade ambientais, enquanto Callichthyidae foi mais tolerante a ambientes assoreados. Cichliformes e Cyprinodontiformes ocorreram desde a cabeceira até a foz do rio Verde, apresentando baixa especificidade de hábitat aliado à tolerância à degradação da qualidade de água e da complexidade de habitat.

O conjunto de resultados aqui apresentados evidenciou que a *BRV* está estruturada em um gradiente longitudinal de perda de qualidade ambiental e que as comunidades ictíicas que ocorrem ao longo dela são fortemente impactadas por esse gradiente, sofrendo, inclusive, supressão local de espécies devido a alterações na qualidade de água e complexidade ambiental. Nesse sentido, a utilização de técnicas multivariadas, tais como teste de hipóteses e de ordenação restritiva (i.e.: análise de correspondência canônica) em uma abordagem integrativa proveu resultados robustos e diretivos sobre os fatores biológicos, ecológicos e ambientais que influenciam a estruturação dessas comunidades. Tais análises foram capazes de relacionar os atributos ecomorfológicos interespecíficos a demandas biológicas dos distintos táxons aos aspectos de qualidade de água, complexidade de habitat e padrões de atividades antrópicas locais. Além disso, essas análises revelam que há uma perda de espécies ao longo do gradiente longitudinal da *BRV* associado à degradação da qualidade d'água. Este é um contexto extremamente preocupante, pois a *BRV* possui espécies endêmicas ainda não-descritas (*Apareiodon* sp. e *Trichomycterus* sp.), as quais estão sujeitas à extinção local caso a intensidade das agressões ambientais identificadas na *BRV* aumente.

Compreendendo que as atividades humanas desenvolvidas na *BRV* são comuns a toda a ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*), os resultados apresentados neste trabalho fornecem importantes subsídios para a investigação e a gestão sustentável dos sistemas dulcícolas inseridos na *EARP*.

### 3.6. Referências

- ABELHA, F. C. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica de peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, vol. 23, n. 2, pp. 425-434, 2001.
- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.; STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, vol. 58, n. 5, pp. 403–414, 2008.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; PETRY, A. C.; GOMES, L. C. Fish diversity in the upper Paraná River basin: Habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, vol. 10, n. 2, pp. 174–186, 2007.
- ALBERT, J. S.; PETRY, P.; REIS, R. E. Major biogeographical and phylogenetic patterns. In: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (Eds.). **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes**. Berkeley: University of California Press, 2011. Pp. 21–58.
- ALBOUY, C.; GUILHAUMON, F.; VILLÉGER, S.; MOUCHET, M.; MERCIER, L.; CULIOLI, J. M.; TOMASINI, J. A.; LE LOC'H, F.; MOUILLOT, D. Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: statistics, opportunities and limitations for marine ecology. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 436, n. 1, pp. 17-28, 2011.
- ALVES, G. H. Z.; SANTOS, R. S.; FIGUEIREDO, B. R. S.; MANETTA, G. I.; MESSAGE, H. J.; PAZIANOTO, L. H. R.; GUIMARÃES, G. B.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Misguided policy may jeopardize a diverse south Brazilian environmental protection area. **Biota Neotropica**, vol. 19, n. 1, pp. 1-7, 2019.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, vol. 26, n. 1, pp. 32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, pp. 1-15, 2014.
- ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, É. P.; CARAMASCHI, U. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). **Revista Brasileira de Zoologia**, vol. 10, n. 3, pp. 453-466. 1993.

- AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FREDERICO, R. G.; FAGUNDES, C. K.; POMPEU, P. S.; PELICICE, F. M.; PADIAL, A. A.; NOGUEIRA, M. G.; FEARNSIDE, P. M.; LIMA, L. B.; DAGA, V. S.; OLIVEIRA, F. J. M.; VITULE, J. R. S.; CALLISTO, M.; AGOSTINHO, A. A.; ESTEVES, F. A.; LIMA-JUNIOR, D. P.; MAGALHÃES, A. L. B.; SABINO, J.; MORMUL, R. P.; GRASEL, D.; ZUANON, J.; VILELLA, F. S.; HENRY, R. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Diversity and Distributions**, vol. 25, n. 3, pp. 442-448, 2019.
- BAATTRUP-PEDERSEN, A.; RIIS, T. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. **Freshwater Biology**, vol. 42, n. 2, pp. 375–385, 1999.
- BAIRD, R. B.; RICE, E. W.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. Ed. Washington: American Public Health Association, 2017.
- BALDASSO, M. C.; WOLFF, L. L.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 102, n. 5, pp. 783-800, 2019.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, 1999.
- BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Structure and composition of the macroinvertebrate community as a way of evaluating the quality of the water from rio Verde, Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil. **Terra Plural**, vol. 4, n. 2, pp. 241–256, 2010.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4th ed. Malden: Blackwell Publishing, 2008.
- BELLAFRONTE, E.; VICARI, M. R.; ARTONI, R. F.; MARGARIDO, V. P.; MOREIRA-FILHO, O. Differentiated ZZ/ZW sex chromosomes in *Apareiodon ibitiensis* (Teleostei, Parodontidae): cytotaxonomy and biogeography. **Journal of Fish Biology**, vol. 75, n. 9, pp. 2313–2325, 2009.
- BELLAFRONTE, E.; MARIGUELA, T. C.; PEREIRA, L. H. G.; OLIVEIRA, C.; MOREIRA-FILHO, O. DNA barcode of Parodontidae species from the La Plata river basin - applying new data to clarify taxonomic problems. **Neotropical Ichthyology**, vol. 11, n. 3, pp. 497–506, 2013.

- BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SOUZA, L. M. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, vol. 95, n. 3, pp. 247-254, 2005.
- BETANCUR-R, R.; WILEY, E. O.; ARRATIA, G.; ACERO, A.; BAILLY, N.; MIYA, M.; LECOINTRE, G.; ORTÍ, G. Phylogenetic classification of bony fishes. **Evolutionary Biology**, vol. 17, n. 162, pp. 1-40, 2017.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Amostragem em limnologia. São Carlos: RiMa, 2004.
- BOYLE, K. S.; HORN, M. H. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. **Marine & Ecology Progress Series**, vol. 319, n. 1, pp. 65-84, 2006.
- BOCK, W. J. From Biologische Anatomie To Ecomorphology. **Netherlands Journal of Zoology**, vol. 40, n. 1-2, pp. 254-277, 1990.
- BOCK, W. J. Concepts and methods in ecomorphology. **Journal of Biosciences**, vol. 19, n. 4, pp. 403-413, 1994.
- BRAUN, N.; LIMA, R. L.; MORAES, B.; LORO, V. L.; BALDISSEROTTO, B. Survival, growth and biochemical parameters of silver catfish, *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), juveniles exposed to different dissolved oxygen levels. **Aquaculture Research**, vol. 34, n. 15, pp. 1524–1531, 2006.
- BRETT, M. T.; GOLDMAN, C. R. A meta-analysis of the freshwater trophic cascade. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, vol. 93, n. 15, pp. 7723-7726, 1996.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 66, n. 2b, pp. 681–696, 2006.
- CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. O. From forests to cattail: How does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, vol. 10, n. 1, pp. 205–2014, 2012.
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved oxygen**. Winnipeg: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999.
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total particulate matter**. Winnipeg: Canadian Environmental Quality Guidelines, 2002.

- CELESTINO, L. F.; SANZ-RONDA, F. J.; KASHIWAQUI, E. A. L.; CELESTINO, E. F.; MAKRAKIS, M. C.; MAKRAKIS, S. Daily movement behavior of two Neotropical armored catfish species (*Ancistrus* aff. *cirrhosus* Valenciennes, 1836 and *Hypostomus ancistroides* Ihering, 1911) at a road-stream crossing culvert. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 33, n. 6, pp. 1092-1099, 2017.
- CHAPMAN, J. M.; PROULX, C. L.; VEILLEUX, M. A. N.; LEVERT, C.; BLISS, S.; ANDRÉ, M.-È.; LAPOINTE, N. W. R.; COOKE, S. J. Clear as mud: A meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. **Water Research**, vol. 56, n. 1, pp. 190–202, 2014.
- COBB, D. G.; GALLOWAY, T. D.; FLANNAGAN, J. F. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 49, n. 9, pp. 1788–1795, 1992.
- COLBORNE, S. F.; PERES-NETO, P. R.; LONGSTAFFE, F. J.; NEFF, B. D. Effects of foraging and sexual selection on ecomorphology of a fish with alternative reproductive tactics. **Behavioral Ecology**, vol. 24, n. 6, pp. 1339-1347, 2013.
- DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. **Journal of Fish Biology**, vol. 58, n. 3, pp. 832-847, 2001.
- DISTEFANO, R. J.; ROELL, M. J.; WAGNER, B. A.; DECOSKE, J. J. Relative performances of four preservatives on fish and crayfish. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 123, n. 5, pp. 817-823, 1994.
- DUMAY, O., TARI, P. S., TOMASINI, J. A., MOUILLOT, D. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. **Journal of Fish Biology**, vol. 64, n. 4, pp. 970-983, 2004.
- ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, vol. 10, n. 12, pp. 1135–1142, 2007.
- ENQUIST, B.; NIKLAS, K. Invariant scaling relations across tree-dominated communities. **Nature**, vol. 410, n. 6829, pp. 655–660, 2001.
- FERREIRA, K. M. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 5, n. 3, pp. 311-326, 2007.

- FERREIRA, A.; GERHARD, P.; CYRINO, J. E. P. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, vol. 102, n. 1, pp. 80-87, 2012.
- FINLAY, J. C.; DOUCETT, R. R.; McNEELY, C. Tracing energy flow in stream food webs using stable isotopes of hydrogen. **Freshwater Biology**, vol. 55, n. 5, pp. 941–951, 2010.
- FISHER, R.; HOGAN, J. DEREK Morphological predictors of swimming speed: a case study of pre-settlement juvenile coral reef fishes. **Journal of Experimental Biology**, vol. 210, n. 14, pp. 2436-2443, 2007.
- FOX, H. Barbels and barbel-like tentacular structures in sub-mammalian vertebrates: a review. **Hydrobiologia**, vol 403, n. 1, pp. 153–193, 1999.
- FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species. Disponível em: <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>. Acesso em: 22 out. 2020.
- FURLAN, N.; ESTEVES, K. E.; QUINÁGLIA, G. A. Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). **Environmental Biology of Fishes**, vol. 96, n. 1, pp. 77-92, 2013.
- GATZ, A. J., Jr. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, vol. 21: n. 2, pp. 91-124, 1979.
- GEALH, A. M.; SILVEIRA, E. L. Conhecendo os peixes do rio. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Eds.). **Rio São João, Carambeí-Pr**: Fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2014. pp. 181–203.
- GERSTNER, C. L. Effect of oral suction and other friction-enhancing behaviors on the station-holding performance of suckermouth catfish (*Hypostomus* spp.). **Canadian Journal of Zoology**, vol. 85, n. 1, pp. 133-140, 2007.
- GUIMARÃES, G. B.; GODOY, L. C.; MELO, M. S.; FLÜGEL FILHO, J. C. Geodiversidade. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Eds.). **Rio São João, Carambeí, PR**: Fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2014. pp. 15–37.
- HAMMER, Ø; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, vol. 4, n. 1, pp. 9, 2001.
- HENDRY, A. P. Key Questions on the Role of Phenotypic Plasticity in Eco-Evolutionary Dynamics. **Journal of Heredity**, vol. 107, n. 1, pp. 25-41, 2016.

- HOES, O. A. C.; SCHILPEROORT, R. P. S.; LUXEMBURG, W. M. J.; CLEMENS, F. H. L. R.; van de GIESEN, N. C. Locating illicit connections in storm water sewers using fiber-optic distributed temperature sensing. **Water Research**, vol. 43, n. 20, pp. 5187–5197, 2009.
- HUBERT, N.; RENNO, J.-F. Historical biogeography of South American freshwater fishes. **Journal of Biogeography**, vol. 33, n. 8, pp. 1414–1436, 2006.
- JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 58, n. 1, pp. 157–170, 2001.
- JARTUN, M.; OTTESEN, R. T.; STEINNES, E.; VOLDEN, T. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. **Science of the Total Environment**, vol. 396, n. 2-3, pp. 147–163, 2008.
- KEENLEYSIDE, M. H. A. **Diversity and Adaptation in Fish Behaviour**. Berlin: Springer-Verlag, 1979.
- KIRCHHEIM, P. D.; GOULART, E. Ecomorfologia de predação e antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). **Oecologia Australis**, vol. 14, n. 2, pp. 550-568, 2010.
- LAZZARO, X. Feeding convergence in South American and African zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 31, n. 3, pp. 283–293, 1991.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- LESLIE, J. K.; MOORE, J. E. Changes in lengths of fixed and preserved young freshwater fish. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 43, n. 5, pp. 1079-1081, 1986.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.
- MARTINS, T. D.; SILVEIRA, C. R.; PINTO, M. L. C. Campos Gerais of Paraná: A Regional Palimpsest. In: VIEIRA, B. C.; SALGADO, A. A. R.; SANTOS, L. J. C. (Eds.). **Landscapes and Landforms of Brazil**. Dordrecht: Springer Science+Business Media, 2015. pp. 331-338.
- MAZZONI, R.; MORAES, M.; REZENDE, C. F.; MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, vol. 100, n. 2, pp. 162-168, 2010.
- MELO, M. S.; GUIMARÃES, G. B.; RAMOS, A. F.; PRIETO, C. C. Relevo e hidrografia dos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES G. B. (Eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. pp. 49-58.

- MELO, M. S.; GUIMARÃES, G. B.; SANTANA, Á. C. Fisiografia da bacia do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 11–21.
- MISERENDINO, M. L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; DI PRINZIO, C. Y.; BRAND, C.; KUTSCHKER, A. M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the Total Environment**, vol. 409, n. 3, pp. 612–624, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>
- MONACO, I. D. A.; SÚAREZ, Y. R.; LIMA-JUNIOR, S. E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 36, n. 2, pp. 181-188, 2014.
- MORO, R. S.; CARMO, M. R. B. A vegetação campestre nos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. pp. 93–98.
- MORO, R. S.; FERREIRA, D. L. Algas e a indicação da qualidade da água. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 53–66.
- MOTTA, P. J.; NORTON, S. F.; LUCZKOVICH, J. J. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 44, n. 1-3, pp. 11-20, 1995.
- NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. LDiet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. **Neotropical Ichthyology**, vol.13, n. 1, pp. 245-254, 2015.
- NIJSSEN, H. Revision of the Surinam Catfishes of the genus *Corydoras* Lacépède, 1803 (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). **Beaufortia**, vol. 18, n. 230, pp. 1-75, 1970.
- NIKLAS, K.; ENQUIST, B. Invariant scaling relationships for interspecific plant biomass production rates and body size. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, vol. 98, n. 5, pp. 2922-2927, 2001.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan**: Community ecology package. R package version 2.4-4. 2017. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 20 fev. 2020.

- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, vol. 8, n. 3, pp. 569-586, 2010.
- OLIVEIRA, M. L. M.; UTSUNOMIA, R.; PANSONATO-ALVES, J. C.; SCACCHETTI, P. C.; PRIMO, C. C.; VICARI, M. R.; ARTONI, R. F.; CENTOFANE, L.; MOREIRA-FILHO, O.; OLIVEIRA, C.; FORESTI, F. Microstructural chromosome reorganization in the genus *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae). **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 2, pp. 1-8, 2016.
- PARKS, T. P.; QUIST, M. C.; PIERCE, C. L. Historical changes in fish assemblage structure in Midwestern nonwadeable rivers. **The American Midland Naturalist**, vol. 171, n. 1, pp. 27-53, 2014.
- PEREIRA, A. D.; BAZILIO, S.; ORSI, M. L. Checklist of medium-sized to large mammals of Campos Gerais National Park, Paraná, Brazil. **Check List**, vol. 14, n. 5, pp. 785-799, 2018.
- PIET, G. J. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 51, n. 1, pp. 67-86, 1998.
- PORTELLA, T.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; MANNA, L. R.; BERGALLO, H. G.; MAZZONI, R. Eco-morphological attributes and feeding habits in coexisting characins. **Journal of Fish Biology**, vol. 90, n. 1, pp. 129-146, 2017.
- PYRON, M.; FINCEL, M.; DANG, M. Sexual size dimorphism and ecomorphology of spotfin shiner (*Cyprinella spiloptera*) from the wabash river watershed. **Journal of Freshwater Ecology**, vol. 22, n. 4, pp. 687-696, 2007.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. **Marine and Freshwater Research**, vol. 54, n. 1, pp. 1-16, 2003.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna R Foundation for Statistical Computing, 2017. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, vol. 89, n. 1, pp. 12-47, 2016.

- RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 1, pp. 1–10, 2016.
- ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L.; ROMERO, R. M. Phylogenetic signal and major ecological shifts in the ecomorphological structure of stream fish in two river basins in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 13, n. 1, pp. 165-178, 2015.
- ROCHA, C. H.; WEIRICH NETO, P. H. Padrões de uso das terras e implicações ambientais. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 23–41.
- ROHLF, F. J. **tpsDig2**. Ecology & Evolution and Anthropology. Versão 2.31. Universidade Stony Brook. 2017. Disponível em: <<https://life.bio.sunysb.edu/morph/morphmet/tpsdig2w32.exe>>. Acesso em: 27 jun. 2020.
- ROHLF, F. J. **tps Utility program**. Ecology & Evolution and Anthropology. Versão 1.78. Universidade Stony Brook. 2019. Disponível em: <<https://life.bio.sunysb.edu/morph/morphmet/tpsutilw32.exe>>. Acesso em: 27 jun. 2020.
- RYAN, P. A. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, vol. 25, n. 2, pp. 207-221, 1991.
- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, vol. 50, n. 1, pp. 23-36, 1990.
- SANTOS, A. B. I.; CAMILO, F. L.; ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Morphological patterns of five fish species (four characiforms, one perciform) in relation to feeding habits in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 27, n. 6, pp. 1360-1364, 2011.
- SAZIMA, I. Behavior of two Brazilian species of Parodontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *A. ibitiensis*. **Copeia**, vol. 1980, n. 1, pp. 166–169, 1980.
- SAZIMA, I. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, vol. 29, n. 1, pp. 53-65, 1986.
- SCHNEIDER, M.; AQUINO, P. P. U.; SILVA, M. J. M.; FONSECA, C. P. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. **Neotropical Ichthyology**, vol. 9, n. 3, pp. 579-592, 2011.
- SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities: Research on how similar species divide resources helps. **Science**, vol. 185, n. 4145, pp. 27-39, 1974.

SCHULZ, U. H.; MATINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 61, n. 4, pp. 615–622, 2001.

SEQUINEL, R.; ARRÚA, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  presentes nas águas do rio Verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. **Publicatio UEPG - Ciências Exatas e da Terra, Agrárias e Engenharias**, vol. 17, n. 1, pp. 29–37, 2011.

SHIBATTA, O. A.; GEALH, A. M.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, vol. 7, n. 2, pp. 125–134, 2007.

SILVA, C. P.; SILVEIRA, E. L.; CAMPOS, S. X. Environmental pollution by heavy metals in the São João River basin, southern Brazil. **Environmental Earth Science**, vol. 76, n. 16, pp. 554, 2017.

SILVA, J. F. M.; RAIÓ, C. B.; BERNARDINO, D. F. S.; BENNEMANN, S. T. Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. **Biota Neotropica**, vol. 13, n. 3, pp. 64-73, 2013.

SILVEIRA, E. L.; BALLESTER, E. L. C.; COSTA, K. A.; SCHEFFER, E. W. O.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Fish community response to environmental variations in an impacted Neotropical basin. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 27, n. 4, pp. 1126–1139, 2018.

SOUZA, M. A.; FAGUNDES, D. C.; LEAL, C. G.; POMPEU, P. S. Ecomorphology of *Astyanax* species in streams with different substrates. **Zoologia**, vol. 31, n. 1, pp. 42-50, 2014.

SOUZA, G. R. S.; SABINO, J.; GARRONE-NETO, D. The surprising "B-side": description of a new foraging tactic for the pearl cichlid, *Geophagus brasiliensis*, in a coastal stream of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, vol. 19, n. 3, e20180702, 2019. Disponível em: <<http://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0702>>. Acesso em: 15 jul. 2020.

SWANSON, F. J.; GREGORY, S. V.; SEDELL, J. R.; CAMPBELL, A. G. Land-water interactions: the riparian zone. In: Edmonds, R. L. (Ed.). **Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States**. US/IBP Synthesis Series 14. Stroudsburg: Hutchinson Ross Publishing Co., 1982. pp. 267-291.

ter BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, vol. 67, n. 5, pp. 1167–1179, 1986.

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; RASCHE, J. W. A.; RHEINHEIMER, D. S. Tracing sediment sources in two paired agricultural catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. **Geoderma**, vol. 285, n. 1, pp. 225–239, 2017.

UIEDA, V. S.; PINTO, T. L. F. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. **Community Ecology**, vol. 12, n. 1, pp. 31-39, 2011.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – Freshwater**. Washington: Environmental Protection Agency, 2013.

VICARI, M. R.; MOREIRA-FILHO, O.; ARTONI, R. F.; BERTOLLO, L. A. C. ZZ/ZW sex chromosome system in an undescribed species of the genus *Apareiodon* (Characiformes, Parodontidae). **Cytogenetic and Genome Research**, vol. 114, n. 2, pp. 114-163, 2006.

VICARI, M. R.; NOLETO, R. B.; ARTONI, R. F.; MOREIRA-FILHO, O.; BERTOLLO, L. A. C. Comparative cytogenetics among species of the *Astyanax scabripinnis* complex. **Evolutionary and biogeographical inferences. Genetics and Molecular Biology**, vol. 31, n. 1, pp. 173–179, 2008.

VIOLLE, C.; NAVAS, M.-L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, vol. 116, n. 5, pp. 882-892, 2007.

VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J.. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, vol. 79, n. 3, pp. 783–801, 2017.

WAINWRIGHT, P. C. Ecomorphology: Experimental Functional Anatomy for Ecological Problems. **American Zoologist**, vol. 31, n. 4, pp. 680-693, 1991.

WAINWRIGHT, P. C.; BELLWOOD, D. R.; WESTNEAT, M. W. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 65, n. 1, pp. 47-62, 2002.

WELKER, T. L.; SCARNECCHIA, D. L. Habitat Alterations and Fish Assemblage Structure in the Missouri River System, USA: is Ecomorphology an Explanation? **Transactions of the Kansas Academy of Science**, vol. 121, n. 1-2, pp. 1-22, 2018.

WEST, G. B. A General Model for the Origin of Allometric Scaling Laws in Biology. **Science**, vol. 276, n. 5309, pp. 122-126, 19997.

WILLIS, S. C.; WINEMILLER, K. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, vol. 142, n. 2, pp. 284-295, 2005.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, vol. 726, n. 1, pp. 259–270, 2014.

## **4. ECOLOGIA TRÓFICA DA COMUNIDADE ICTÍCA DE UMA MICROBACIA NEOTROPICAL**

### **4.1. Introdução**

Estudos sobre a ecologia trófica de peixes dependem de avaliações tróficas detalhadas para a compreensão dos processos regulatórios que estruturam e modulam as populações, comunidades e ecossistemas (SILVEIRA et al., 2020a). Por fornecerem informações sobre as fontes alimentares exploradas pelos consumidores (i.e.: sua ocorrência, abundância e peso/volume), avaliações tróficas podem revelar relações intra e interespecíficas entre consumidores e presas (ex.: interações predador-presa, variações ontogenéticas, partição de recursos e competição) (HAHN et al., 2000; DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; CARRASSÓN e CARTES, 2002; MISE et al., 2013; RAUTENBERG et al., não publicado), bem como sobre as respostas dos predadores às necessidades nutricionais, limitações ecomorfológicas e fatores de aprendizagem (GATZ, 1979; WERNER et al., 1983; WOOTTON, 1998; ZAVALA-CAMIN, 1996; YDENBERG e HURD, 1998; ABELHA et al., 2001; FRASER e HUNTINGFORD, 2010). Além disso, a dieta dos predadores pode fornecer importantes informações sobre a diversidade e a disponibilidade de presas nos ambientes aquáticos (MARONEZE et al., 2011; WORISCHKA et al., 2015), embasando avaliações sobre os efeitos de atividades humanas sobre a ecologia trófica de peixes e sobre a saúde dos ambientes aquáticos e terrestres (MISERENDINO et al., 2011; HOWE et al., 2014; ZENI e CASATTI, 2014; FANELLI et al., 2016).

A região Neotropical possui cerca de 9.000 espécies de peixes de água doce (REIS et al., 2016). Essa ictiofauna apresenta alta plasticidade trófica como resposta às dinâmicas paleogeomorfológicas e padrões espaço-temporais experienciadas na região, bem como às relações intra e interespecíficas e às atividades humanas desenvolvidas nos ambientes aquáticos e nas paisagens terrestres de entorno (LOWE-MCCONNELL, 1987; ESTEVES e ARANHA, 1999; HAHN et al., 2000; ABELHA et al., 2001; UIEDA e PINTO, 2011; FERREIRA et al., 2012; LOBÓN-CERVIÁ et al., 2016). Essa plasticidade constitui uma importante estratégia para reduzir a competição intra e interespecífica que favorece a partição de recursos mesmo entre espécies com requerimentos ecológicos altamente similares (ex.: características ecomorfológicas, hábitos alimentares; BENNEMANN et al., 2005; MISE et al., 2013; PORTELLA et al., 2017; BALDASSO et al., 2019).

Localizada no sudeste da região Neotropical, a ecorregião do alto rio Paraná (*EARP*) (ABELL et al., 2008) possui mais de 300 espécies, muitas delas endêmicas, representando uma das mais diversificadas ictiofaunas do Brasil (LANGEANI et al., 2007; ALBERT et al., 2011). A *EARP* também é a área mais densamente povoada e a mais importante para agricultura, pecuária e indústria do território brasileiro (AGOSTINHO et al., 2007; REIS et al., 2016). A bacia do rio Verde (*BRV*) é um tributário de terceira ordem da *EARP* representativo do contexto ecológico e econômico da ecorregião, constituindo assim um bom modelo para a compreensão da ecologia trófica de peixes frente a atividades antrópicas.

A *BRV* está parcialmente incluída no perímetro de duas importantes unidades de conservação brasileiras, a Área de proteção Ambiental da Escarpa Devoniana (*APAED*) e o Parque Nacional dos Campos Gerais (*PNCG*), caracterizados pela geomorfologia única da região (MELO et al., 2007; MELO et al., 2010; GUIMARÃES et al., 2014). Sua biodiversidade é rica, detendo muitas espécies endêmica de flora (MORO e CARMO, 2007) e fauna (BELLAFRONTTE et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2016; PEREIRA et al., 2018; SILVEIRA et al., 2018). Além disso, a região desempenha importante papel sociocultural devido a suas belas paisagens e balneários naturais (MELO et al., 2007; MARTINS et al., 2015). Apesar disso, a *BRV* é explorada em diversas atividades humanas, incluindo agricultura, pecuária e zoneamento urbano (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010), as quais têm alterado as paisagens terrestres de entorno e lançado efluentes tratados e não tratados, de origem agrícola e urbana nas águas do rio Verde (SILVEIRA et al., 2018). A *BRV* possui diversos habitats aquáticos com diferentes graus de qualidade de água e de complexidade ambiental, gradualmente variando de bem preservada, no trecho de cabeceira, a degradada, na foz do rio (SEQUINEL et al., 2011; SILVEIRA et al., 2018).

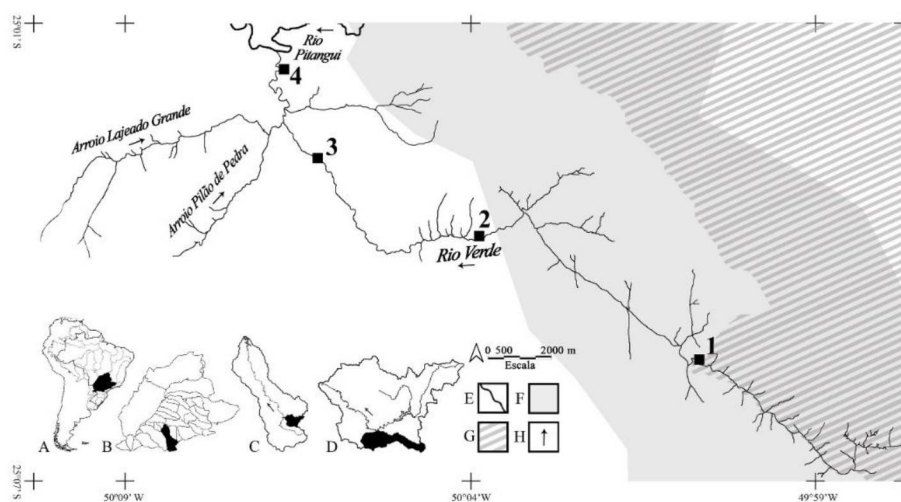
Estudos prévios desenvolvidos na *BRV* avaliaram o efeito dessas atividades humanas sobre a diversidade e abundância das comunidades de algas (MORO e FERREIRA, 2010), macroinvertebrados (BATISTA et al., 2010) e peixes (SILVEIRA et al., 2018). Entendendo que as avaliações tróficas constituem informações básicas para a compreensão das dinâmicas dos ecossistemas aquáticos e que as atividades humanas têm potencial para afetar os ambientes aquáticos e sua biota. Dessa forma, este estudo objetivou (i) caracterizar as dietas e os hábitos alimentares da comunidade de peixes do rio Verde, analisando flutuações na dieta nas perspectivas (ii) interespecífica, (iii) espacial e (iv) temporal, e (v) suas relações com as características ambientais locais. Foram aplicadas técnicas multivariadas sobre os dados de dieta amostrados objetivando identificar e classificar perfis alimentares de acordo com

variações no consumo relativo de diferentes itens presa. Essa classificação permitiu compreender os complexos comportamentos alimentares das espécies de peixes do rio Verde.

### 3.2. Material e Métodos

#### 4.2.1. Área de estudo

Um desenho amostral agrupado (JOHNSON e NIELSEN, 1989 *apud* BICUDO e BICUDO, 2004) foi aplicado devido às diferentes características geomorfológicas e padrões de atividades humanas desenvolvidas ao longo da *BRV*. Tais características foram contempladas em quatro áreas amostrais (FIGURA 4.1), conforme descrito em Silveira et al. (2018). O rio Verde é um copo d'água de terceira ordem, a despeito de variações hierárquicas ao longo do gradiente longitudinal cabeceira-foz.



**FIGURA 4.1** - BACIA DO RIO VERDE E ÁREAS AMOSTRAIS (1-4). A) AMÉRICA DO SUL E ECORREGIÃO DO ALTO RIO PARANÁ (*EARP*; EM PRETO); B) *EARP* E BACIA DO RIO TIBAGI (*BRT*; EM PRETO); C) *BRT* E BACIA DO RIO PITANGUI (*BRP*; EM PRETO); D) *BRP* E BACIA DO RIO VERDE (EM PRETO); E) HIDROGRAFIA; F) ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA ESCARPA DEVONIANA; G) PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS; H) DIREÇÃO DO FLUXO DE ÁGUA. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2018).

Nos locais 1 (cabeceira, 25°06'19.67"S 50°01'23.21"W) e 2 (trecho médio superior, 25°04'46.29"S 50°04'56.53"W), os solos das margens do rio são rasos, favorecendo a presença de vegetação ripária do tipo estepe associada a afloramentos rochosos e depressões úmidas (MORO e CARMO, 2007). A cabeceira compreende um trecho lântico, de substrato arenoso e vegetação ripária bem preservada. À jusante dessa área há uma série de corredeiras e pequenas cascatas, além de uma pequena represa (cerca de 2 metros de altura) e uma alta cascata (cerca

de 10 metros de altura). No trecho médio superior, o fundo do rio é complexo, apresentando afloramentos rochosos, pequenas cascatas, corredeiras e poços. A vegetação ripária é relativamente preservada. Em ambas as áreas, as paisagens terrestres de entorno são exploradas em atividades agrícolas e pecuárias (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010).

Nos locais 3 (trecho médio inferior, 25°03'26.11"S 50°07'25.06"W) e 4 (foz do rio, 25°02'28.85"S 50°07'35.59"W), os solos das margens são profundos, suportando a presença de vegetação ripária composta por Floresta Ombrófila Mista (MORO e CARMO, 2007). À montante do local 3, há áreas agrícolas próximas ao rio, além de extensas áreas em declive ocupadas por zoneamentos urbanos. No trecho médio inferior, embora o fundo do rio seja complexo, este apresenta sinais de avançado estágio de assoreamento, exibindo grandes volumes de areia. Entre os locais 3 e 4, o rio recebe aportes dos arroios Pilão de Pedra e Lajeado Grande, os quais são circunvizinhos por extensas áreas residenciais, as quais lançam no rio esgoto não-tratado e lixo (SEQUINEL et al., 2011). Ainda entre os locais 3 e 4, o rio Verde recebe os efluentes da unidade municipal de tratamento de esgoto urbano (Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR) do município de Ponta Grossa-Pr. Na foz do rio, o leito é assoreado por grandes volumes de areia e lodo (matéria orgânica), as margens apresentam avançados sinais de erosão e a vegetação ripária é degradada.

#### **4.2.2. Coleta de dados**

Amostragens mensais foram realizadas de maio de 2016 a junho de 2017 nas quatro áreas amostrais estabelecidas (licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, n. 40.132-2 e n. 51.797-1; Certificado do Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina, n. 38/2015), conforme descrito em Silveira et al. (2018). Em cada coleta foram desenvolvidas 24 horas de esforço amostral utilizando redes de emalhe (1,2; 1,5; 2; 3; 4; 5; 6; 7 e 8 cm entrenós), linha e anzol, tarrafas e puçás. Os espécimes capturados foram sacrificados (250 mg/L de benzocaína), medidos (comprimento total, CT, 0,01 cm), pesados (peso total, PT, 0,01 g) e eviscerados. Os estômagos foram removidos e conservados em formalina 4%. Posteriormente, o conteúdo dos estômagos foi analisado sob estereomicroscópio e microscópio ótico. Itens presa consumidos foram identificados até o menor nível taxonômico possível (BICUDO e BICUDO, 1970; DOMÍNGUEZ e FERNÁNDEZ, 2009; RAFAEL et al., 2012; HAMADA et al., 2014) e posteriormente agrupados em categorias alimentares. Dados de *Phalloceros harpagos* não foram utilizados

devido a danos na cavidade celomática ocorridos durante os processos de captura e transporte dos espécimes ao laboratório.

#### 4.2.3. Análise de dados

Análises dos dados de alimentação geralmente são baseadas em ocorrência e/ou quantidade (i.e.: contagem) e/ou peso/volume de itens presa consumidos (veja importantes revisões em HYNES, 1950; HYSLOP, 1980; SILVEIRA et al., 2020a). A escolha entre essas diferentes abordagens deve considerar (i) características biológicas e ecológicas das presas, (ii) hábitos alimentares dos consumidores e (iii) os objetivos do estudo (HYSLOP, 1980; SILVEIRA et al., 2020a). Estudos baseados em modelagem (AHLBECK et al., 2012) e investigações empíricas (BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al., 2017) concluíram que a *frequência de ocorrência* ( $%O_{ff}$ ) é o melhor método para quantificação da dieta em estudos envolvendo comunidades de peixes. A  $%O_{ff}$  evita os vieses intrinsecamente relacionados com as outras abordagens, como a (i) impossibilidade de separar corretamente os itens presa microscópicos, abundantes, fragmentados, que ocorrem em unidades não discretas e/ou que estão embebidos em muco, além de (ii) evitar subestimativas relacionadas a perdas de massa resultantes da digestibilidade dos itens presa ingeridos (BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al., 2017).

A análise da dieta foi desenvolvida para as espécies de peixes que somaram mais de cinco estômagos com alimento identificável. Iscas de espinhéis e anzóis identificados nos estômagos foram desconsideradas. A descrição da dieta da comunidade de peixes da BRV foi baseada na  $%O_{ff}$  das categorias alimentares consumidas. A  $%O_{ff}$  representa a porcentagem entre o número total de estômagos pertencentes a espécie de peixe  $j$  no qual a categoria alimentar  $f$  ocorreu ( $S_{ffj}$ ) e o número total de estômagos com alimento avaliados para essa espécie de peixe ( $S_{fj}$ ) (SILVEIRA et al., 2020a):

$$%O_{fi} = \frac{S_{ffj}}{S_{fj}} \cdot 100$$

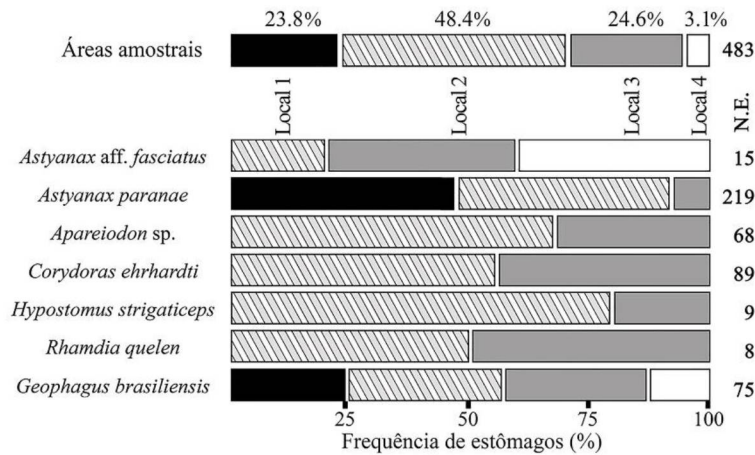
A  $%O_{ff}$  foi calculada por espécie, local e mês objetivando avaliar tendências alimentares interespecíficas, espaciais e temporais. Esse cálculo produziu 97 unidades caracterizadas por 30 categorias alimentares. Para se estabelecer as perspectivas a serem analisadas, essa matriz de dados foi transformada (arco seno; LEGENDRE e LEGENDRE, 2012) e submetida à análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) com três fatores (distância euclidiana; espécies vs. áreas amostrais vs. meses; 9.999 permutações; ANDERSON, 2001; 2014).

As tendências alimentares (TA) de cada espécie foram identificados por meio de análises sequenciais envolvendo uma análise de correspondência (AC; GREENACRE, 1993) e uma análise de agrupamento hierárquico (AAH). A AC utilizou os dados de % $O_{ff}$  (97 unidades amostrais x 30 categorias alimentares) para produzir dez componentes principais (CPs) que juntos sumarizaram 70% da inércia total. Esses CPs foram utilizados como dados fatoriais estruturais na construção de uma AAH baseada em distância euclidiana e no método Ward (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). O método Ward foi escolhido pois minimiza a variação total dentro-dos-grupos ao mesclar, à cada etapa, o par de grupos de menor distância, classificando as unidades amostrais em grupos com tendências similares de variância (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

As análises foram realizadas no software R versão 3.5.3 (R CORE TEAM, 2019) utilizando o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2019) para o cálculo da PERMANOVA e o software ADE4 para as análises de AC e AAH (CHESSEL et al., 1998).

### 4.3. Resultados

Um total de 482 estômagos pertencentes a sete espécies de peixes foram registrados na BRV (FIGURA 4.2). *Astyanax paranae* (CT = 9,41±1,64 cm; PT = 14,49±7,39 g) foi registrada principalmente na cabeceira (local 1; 48%) e trecho médio superior (local 2; 44%). Na cabeceira, a espécie representou 66.7% de toda a amostra capturada. Sua abundância relativa diminuiu para 7.4% no local 3, e a espécie não foi registrada no local 4. Por outro lado, *A. aff. fasciatus* (CT = 9,37±1,25 cm; PT = 12,16±5,65 g) apresentou distribuição mais à jusante, ocupando principalmente os trechos médios superior (20%), inferior (local 3; 40%) e foz do rio (local 4; 40%). Os trechos médios superior e inferior concentraram a maior diversidade, sendo que o trecho médio superior registrou o maior número de indivíduos de *Apareiodon* sp. (CT = 11,79±1,87 cm; PT = 19,97±8,64 g; ocorrência de 68.75%), *Corydoras ehrhardti* (CT = 5,34±0,79 cm; PT = 2,93±1,25 g; 56.25%), *Hypostomus strigaticeps* (CT = 21,48±7,58 cm; PT = 140,53±175,03 g; 80%) e *Rhamdia quelen* (CT = 18,85±5,79 cm; PT = 72,49±59,41 g; 50%). Apenas *Geophagus brasiliensis* (CT = 11,18±4,15 cm; PT = 39,64±52,85 g) ocorreu em todas as áreas amostrais.



**FIGURA 4.2** - FREQUÊNCIA ESPACIAL DE ESTÔMAGOS AMOSTRADOS NA BACIA DO RIO VERDE POR ESPÉCIE ICTÍICA. FONTE: O autor (2020). N.E. = número de estômagos analisados.

A comunidade ictíica da BRV consumiu 30 categorias alimentares diferentes (TABELA 4.1). Invertebrados constituíram a fonte alimentar mais recorrentemente explorada por *A. aff. fasciatus* ( $%O_{Diptera} = 86,7\%$ ;  $%O_{Undetermined\ insects} = 46,7\%$ ;  $%O_{Hymenoptera} = 40,0\%$ ;  $%O_{Coleoptera} = 33,3\%$ ;) e *R. quelen* ( $%O_{Diptera} = 75,0\%$ ;  $%O_{Coleoptera} = 37,5\%$ ;  $%O_{Hymenoptera} = 37,5\%$ ), indicando comportamentos alimentares insetívoros. Para *A. paranae*, tanto plantas ( $%O_{Angiospermas\ aquáticas} = 42,9\%$ ;  $%O_{Angiospermas\ terrestres} = 41,6\%$ ) quanto invertebrados ( $%O_{Diptera} = 41,1\%$ ;  $%O_{Coleoptera} = 40,6\%$ ;  $%O_{Hymenoptera} = 37,9\%$ ;  $%O_{Fragmentos\ de\ insetos} = 37,9\%$ ) foram consumidos em grandes quantidades, indicando comportamento alimentar onívoro. O alto consumo de Sedimentos e Diptera por *Apareiodon sp.* ( $%O_{Sedimentos} = 91,2\%$ ;  $%O_{Diptera} = 77,9\%$ ) e *H. strigaticeps* ( $%O_{Sedimentos} = 100\%$ ;  $%O_{Diptera} = 55,6\%$ ) indicou comportamentos bentófagos associados à insetivoria. Essas também foram as fontes alimentares mais recorrentes na dieta de *C. ehrhardti* ( $%O_{Diptera} = 87,6\%$ ;  $%O_{Sedimentos} = 36,0\%$ ) e *G. brasiliensis* ( $%O_{Diptera} = 77,3\%$ ;  $%O_{Sedimentos} = 32,0\%$ ). Além disso, *A. paranae* foi a única espécie que consumiu Detritos plásticos (local 1).

**TABELA 4.1** - DESCRIÇÃO DA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. %O<sub>i</sub>: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA. *A.fas* = *Astyanax aff fasciatus*; *A.par* = *A. paranae*; *Apa* = *Apareiodon sp.*; *C.ehr* = *Corydoras ehrhardti*; *H.str* = *Hypostomus strigaticeps*; *R.que* = *Rhamdia quelen*; *G.bra* = *Geophagus brasiliensis*.

Categories alimentares	<i>A.fas</i> %O <sub>i</sub>	<i>A.par</i> %O <sub>i</sub>	<i>Apa</i> %O <sub>i</sub>	<i>C.ehr</i> %O <sub>i</sub>	<i>H.str</i> %O <sub>i</sub>	<i>R.que</i> %O <sub>i</sub>	<i>G.bra</i> %O <sub>i</sub>
Cyanobacteria		2,3	1,5		11,1		
Bacillariophyta	6,7	11,4	13,2	4,5	33,3		1,3
Plantae							
Bryophyta		1,4	1,5				
Angiospermas aquáticas	20,0	<b>42,9</b>	7,4	1,1			
Angiospermas terrestres	20,0	<b>41,6</b>	10,3	7,9		12,5	28,0
Fragmentos de plantas	20,0	12,8	7,4	1,1	11,1		1,3
Mollusca							
Gastropoda		0,5					
Annelida							
Oligochaeta		3,2					1,3
Crustacea							
Isopoda (Oniscidea)	6,7	0,5	1,5				
Chelicerata							
Acarina				2,2			6,7
Aranae	6,7	2,7					
Insecta							
Blattodea		0,5					
Coleoptera	<b>33,3</b>	<b>40,6</b>	2,9	4,5		<b>37,5</b>	26,7
Diptera	<b>86,7</b>	<b>41,1</b>	<b>77,9</b>	<b>87,6</b>	<b>55,6</b>	<b>75,0</b>	<b>77,3</b>
Ephemeroptera		15,5	5,9	2,2	11,1		
Hemiptera		14,6					2,7
Hymenoptera	<b>40,0</b>	<b>37,9</b>	1,5			<b>37,5</b>	8,0
Isoptera		0,9					
Lepidoptera		6,8				12,5	
Neuroptera		0,5					
Odonata	6,7	5,0				12,5	
Orthoptera		0,5				25,0	1,3
Trichoptera	6,7	7,8	11,8	5,6			4,0
Ovos de invertebrados		2,7					1,3
Fragmentos de insetos	26,7	<b>37,9</b>	1,5	24,7			17,3
Insetos indeterminados	<b>46,7</b>	8,2	7,4	1,1			5,3
Vertebrata							
Teleostei	6,7	18,3	1,5	1,1		12,5	8,0
Outros recursos							
Detritos plásticos		0,5					
Sedimentos/Detritos	13,3	21,9	<b>91,2</b>	<b>36,0</b>	<b>100</b>		<b>32,0</b>
Matéria indeterminada	6,7	4,6	1,5	1,1			1,3
Número de estômagos analisados	15	218	68	89	9	8	75

FONTE: O autor (2020).

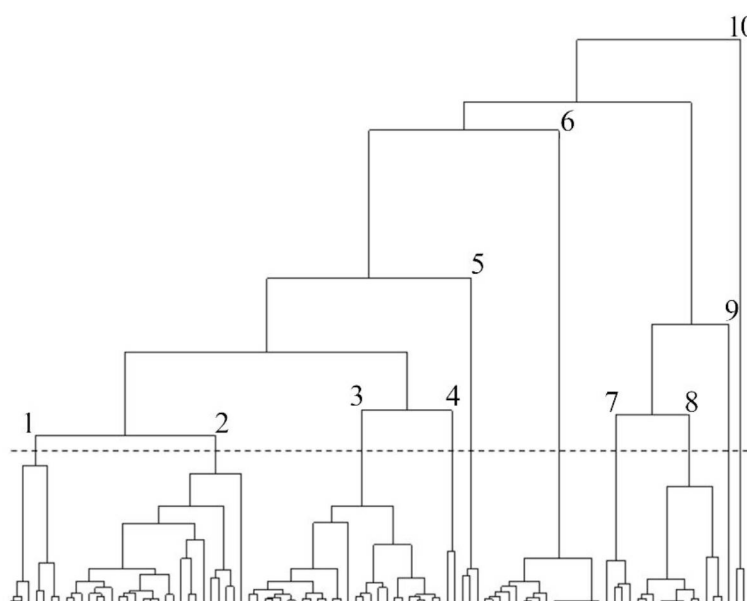
De acordo com os resultados da PERMANOVA (TABELA 4.2), a comunidade ictíca da *BRV* apresentou substanciais diferenças na dieta na perspectiva interespecífica ( $F = 7,5493$ ;  $p = <0,0001$ ) e na interação Espécies:Locais ( $F = 1,6458$ ;  $p = 0,0110$ ).

**TABELA 4.2** - RESULTADOS DA PERMANOVA EXAMINANDO DIFERENÇAS INTERESPECÍFICAS, ESPACIAIS E TEMPORAIS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. GL: GRAUS DE LIBERDADE; SQ: SOMA DOS QUADRADOS; MQ: MÉDIA DOS QUADRADOS.  $R^2$  = VARIÂNCIA EXPLICADA PELO MODELO. VALORES EM NEGRITO INDICAM SIGNIFICÂNCIA ESTATÍSTICA ( $\alpha = 0,05$ ).

Fonte	GL	SQ	MQ	Valor de <i>F</i>	<i>R</i> <sup>2</sup>	Valor de <i>p</i>
Espécies	6	76,377	12,7295	7,5493	0,31095	<b>&lt;0,0001</b>
Locais	3	7,306	2,4354	1,4443	0,02975	0,0879
Meses	11	24,728	2,2480	1,3332	0,10067	0,0711
Espécies:Locais	8	22,202	2,7752	1,6458	0,09039	<b>0,0110</b>
Espécies:Meses	37	64,507	1,7434	1,0339	0,26263	0,4343
Locais:Meses	20	31,956	1,5978	0,9476	0,13010	0,6262
Resíduos	11	18,548	1,6862		0,07551	
Total	96	245,624			1,00000	

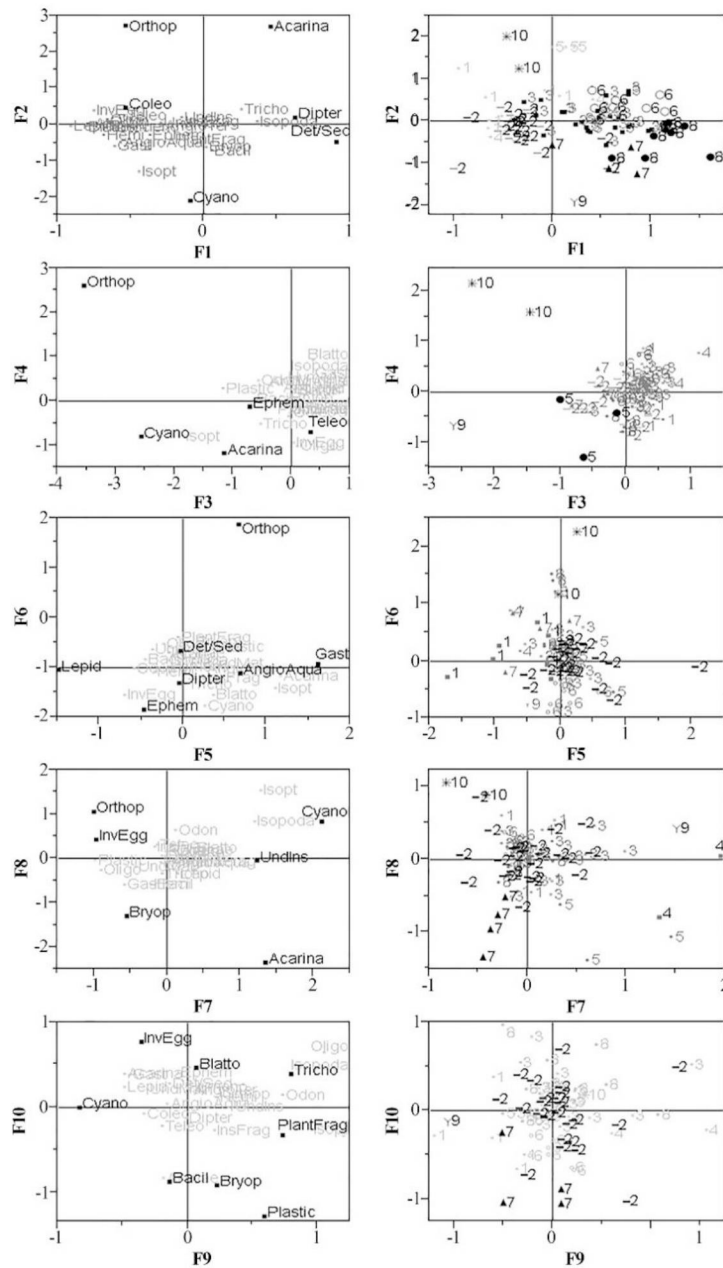
FONTE: O autor (2020).

A AAH (FIGURA 4.3) baseada nos 10 primeiros componentes principais da AC destacaram 10 tendências alimentares (TAs) para a comunidade de peixes da *BRV*, sendo quatro grupos principais (TAs 2, 3, 6, 8), dois menores (TAs 1, 7) e quatro extremos (FTs 4, 5, 9, 10). As TAs principais foram relacionadas com as espécies de peixes com as maiores abundâncias de estômagos analisados (*A. paranae*, *Apareiodon* sp., *C. ehrhardti* e *G. brasiliensis*) enquanto as demais foram representadas por espécies com menor número de estômagos analisados.



**FIGURA 4.3** - TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE POR MEIO DE ANÁLISE DE AGRUPAMENTO HIERÁRQUICO. FONTE: O autor (2020).

Os eixos F1F2 (27% de inércia acumulada, i.a.; FIGURA 4.4) destacaram o consumo de presas terrestres (Coleoptera e Orthoptera; TAs 1 e 10, respectivamente) em oposição a presas aquáticas (TAs 7, 8 e 9). Ao longo do eixo F1 (16,8% i.a.), Diptera e Sedimentos/Detritos desempenharam papel chave na estruturação das TAs 3, 6, 7, 8, 9. Os eixos F3F4 (40,5% i.a.) caracterizaram algumas TAs pelo consumo de itens específicos (TAs 10: Orthoptera; 9: Cyanobacteria; 5: Acarina). Os eixos F5F6 (46,25% i.a.) opuseram a TA 1 em relação à TA 2 e confirmaram o consumo de Orthoptera para a TA 10. Os eixos F7F8 (61.3% i.a.) destacaram alimentos específicos para as TAs 4 (insetos indeterminados), 9 (Cyanobacteria), 5 (Acarina), 7 (Bryophyta), 2 (ovos de invertebrados) e 10 (Orthoptera), enquanto os eixos F9F10 (70% i.a.) destacaram a plasticidade alimentar da TA 2.



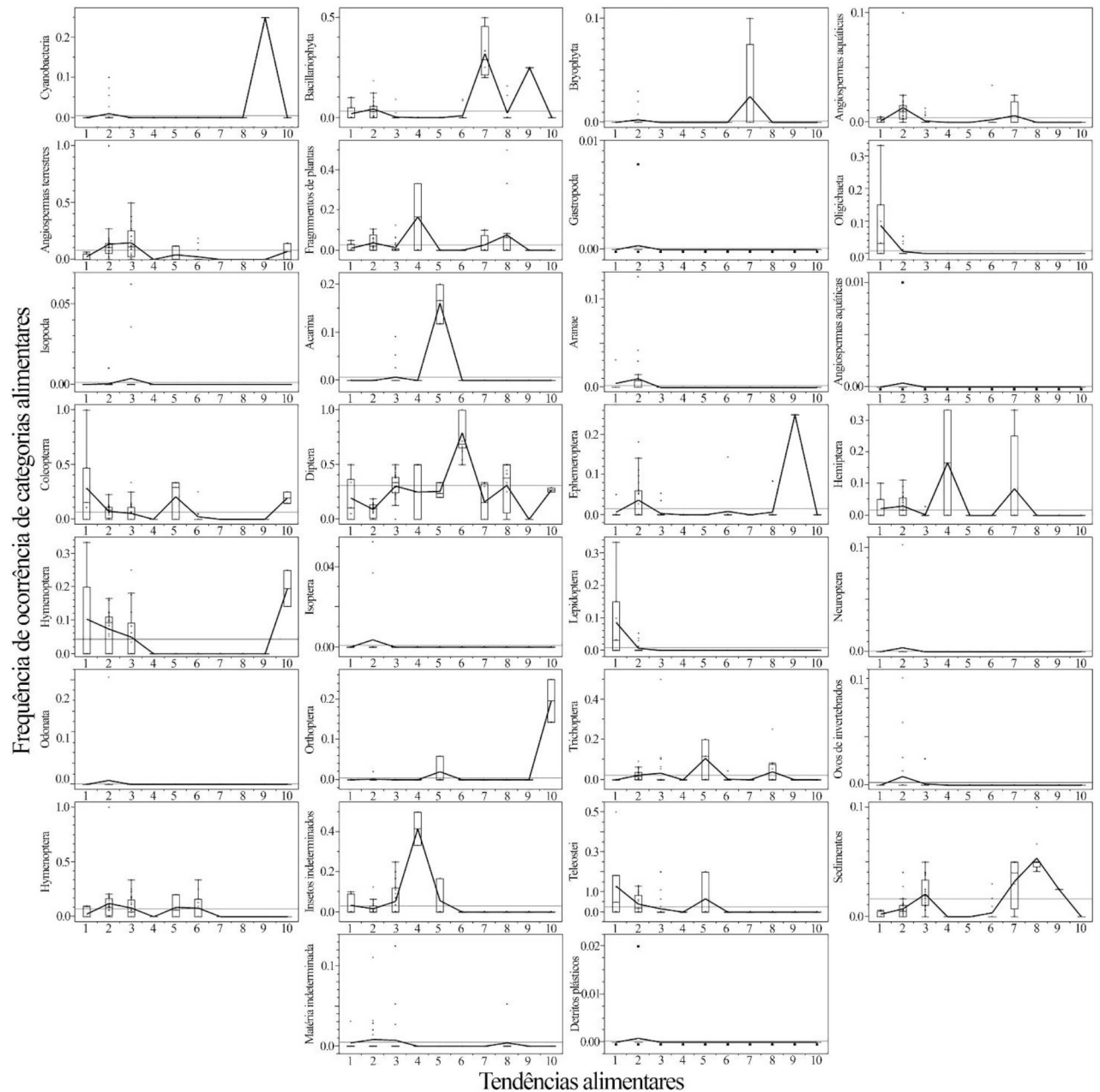
**FIGURA 4.4** - ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA APLICADA À DIETA DA COMUNIDADE ICTÍCA DA BACIA DO RIO VERDE. UNIDADES AMOSTRAIS FORAM LEGENDADAS DE ACORDO COM AS TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS PELA AHH. FONTE: O autor (2020).

As dez TAs identificadas para a comunidade ictíca da *BRV* foram descritas na Tabela 4.3 e graficamente apresentadas nas Figuras 4.5.

**TABELA 4.3 - DESCRIÇÃO DAS TENDÊNCIAS ALIMENTARES (TAs) IDENTIFICADAS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE.**

<b>TA</b>	<b>Unidades amostrais</b>	<b>Descrição</b>
1	7	Consumo relativamente alto de Teleostei (mais de 50% do total da dieta, TD) e Lepidoptera (mais de 35% TD). Algumas unidades amostrais ainda apresentaram consumo relativamente alto de Coleoptera (50-100% TD) e Hymenoptera (20-35% TD), demonstrando habilidade na exploração de recursos terrestres.
2	24	Padrão de dieta extremamente heterogêneo, incluindo consumo relativamente alto de Angiospermas aquáticas (mais de 25% TD) e Ephemeroptera (mais de 18% TD) associados a recursos ausentes em outras TAs, tais como Blattodea, Gastropoda, Isoptera, Ovos de invertebrados, Neuroptera e Detritos plásticos.
3	26	Padrão de dieta também heterogêneo, consumindo Angiospermas terrestres, Sedimentos/Detritos e Diptera (mais de 50% TD para cada), além de Invertebrados indeterminados, Matéria indeterminada, Fragmentos de invertebrados, Trichoptera e Isopoda.
4	2	Consumo relativamente alto de Invertebrados indeterminados (35-50% TD), além de Diptera, Hemiptera e Fragmentos de plantas.
5	3	Consumo relativamente alto de Acarina (10-20% TD), Trichoptera (mais de 20% TD) e Coleoptera (mais de 35% TD).
6	16	Consumo relativamente alto de Diptera (mais de 50% TD), além de Fragmentos de invertebrados.
7	4	Consumo relativamente alto de Bacillariophyta (20-50% TD) e Sedimentos/Detritos (mais de 50% TD), além de Bryophyta.
8	12	Consumo relativamente alto de Sedimentos/Detritos (40-100% TD) associado a Fragmentos de plantas e Trichoptera.
9	1	Picos de consumo de Cyanobacteria, Bacillariophyta e Ephemeroptera (mais de 25% TD para cada) além de altos valores relativos para Sedimentos/Detritos (25% TD).
10	2	Consumo relativamente alto de Hymenoptera, Orthoptera e Coleoptera (15-25% TD para cada).

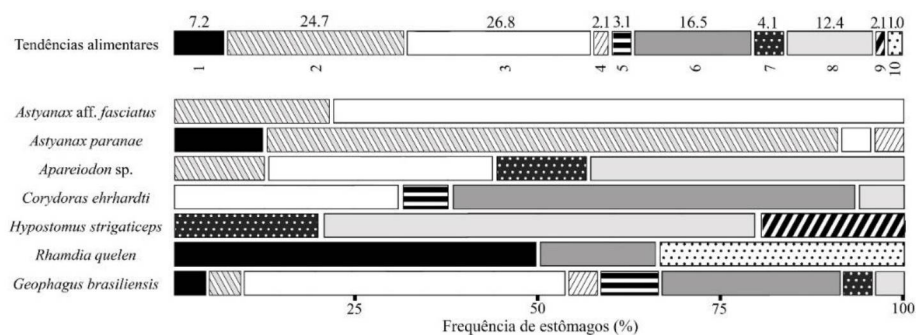
FONTE: O autor (2020).



**FIGURA 4.5** - FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DAS CATEGORIAS ALIMENTARES NO PERFIS DE CADA TENDÊNCIA ALIMENTAR IDENTIFICADO NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).

A dieta das diferentes espécies de peixes da *BRV* foi caracterizada por diferentes TAs (FIGURA 4.6). A dieta de *A. paranae* foi relacionada principalmente às TAs 2 (80%) e 1 (12%), embora a espécie também tenha apresentado padrões alimentares relacionados às TAs 3 e 4 (4% cada). A dieta de *A. aff. fasciatus* foi relacionada às TAs 3 (80%) e 2 (20%). A dieta de *Apareiodon* sp. Foi relacionada principalmente às TAs 8 (44%) e 3 (31%), seguidas pelas TAs 2 e 7 (12,5% cada). A dieta de *C. ehrhardti* foi relacionada principalmente à TA 6 (56,25%) seguida pelas TAs 3 (31,25%), 5 e 8 (6,25% cada). A dieta de *H. strigaticeps* foi

relacionada à TA 8 (60%) seguida pelas TAs 7 e 9 (20% cada). E a dieta de *R. quelen* foi relacionada à TA 1 (50%) seguida pelas TAs 10 (33,33%) e 6 (16,67%). *Geophagus brasiliensis* apresentou amplo padrão alimentar, sendo principalmente relacionado às TAs 3 (46%) e 6 (25%), além das TAs 5 (8,5%), 1, 2, 4, 7 e 8 (4.1% cada).

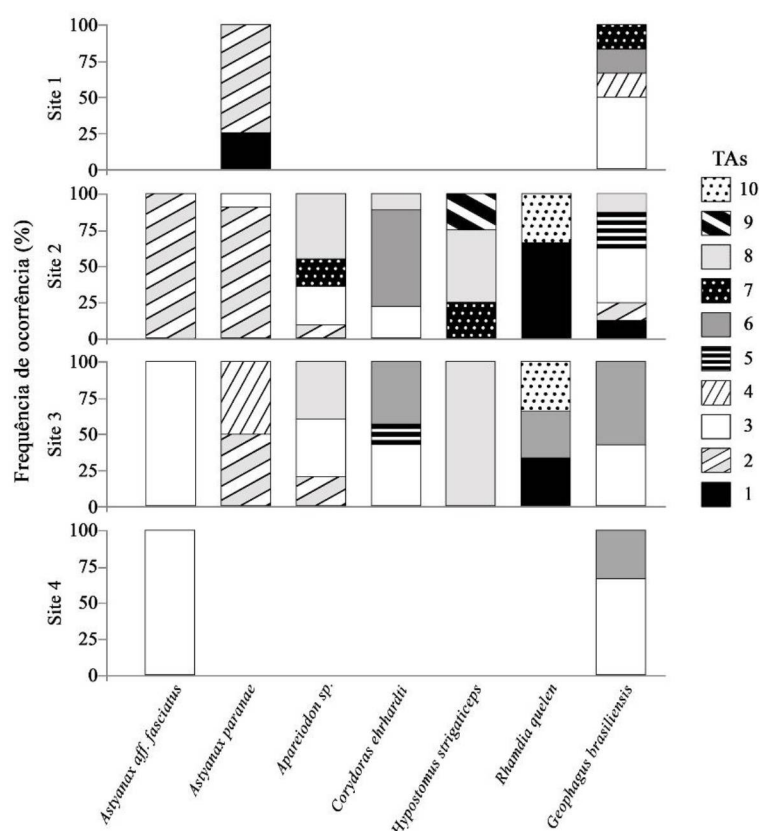


**FIGURA 4.6** - TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS NA DIETA DAS ESPÉCIES ICTÍICAS DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).

Diferenças interespecíficas na dieta da comunidade ictíica da BRV estiveram também associadas a perspectiva espacial (FIGURA 4.7). A dieta de *A. paranae*, foi relacionada principalmente à TA 2, sendo complementada pelas TAs 1, 3 e 4 nos trechos de cabeceira (local 1), médio superior (local 2) e médio inferior (local 3), respectivamente. A alta ocorrência da TA 2 nos trechos de cabeceira e médio superior foi relacionada ao consumo de itens de origem vegetal, enquanto a sua diminuição no trecho médio inferior foi relacionada a um aumento relativamente alto no consumo de insetos. Em *G. brasiliensis*, os padrões espaciais de dieta alternaram a frequência de ocorrência das TAs 3 e 6 ao longo da BRV. A TA 3 foi particularmente dominante na cabeceira e na foz do rio (local 4), enquanto a TA 6 representou o principal padrão dietético da espécie nos trechos médio inferior e superior, respectivamente. Na cabeceira, trecho médio superior e foz do rio, o consumo de angiospermas terrestres (TA 3) se mostrou complementar ao de insetos aquáticos, tais como Diptera, associados a Sedimentos/Detritos (TA 6). No trecho médio inferior a dieta de *G. brasiliensis* foi focada na TA 6. As TAs 1-8 foram observadas apenas nos indivíduos dos trechos à montante, enquanto aqueles dos trechos à jusante apresentaram dieta restrita às TAs 3 e 6.

*Apareiodon sp.* apresentou dieta heterogênea, baseada nas TAs 2, 3 e 8 nos trechos médio superior e inferior, além da TA 7 no trecho de montante. *Corydoras ehrhardti* ocorreu apenas nos trechos médios, apresentando dieta relacionada às TAs 3 e 6. Esta foi a única espécie associada à TA 6 no trecho médio superior, indicando grande habilidade na captura de Diptera. *Hypostomus strigaticeps* foi fortemente relacionado ao consumo de sedimentos/detritos (TA 8).

No trecho médio superior, a dieta dessa espécie incluiu ainda Bacillariophyta, Cyanophyta, Bryophyta e fragmentos de plantas (TAs 7 e 9). Já no trecho médio inferior, a dieta de *H. strigaticeps* foi restrita à TA 8, podendo indicar perda de qualidade de água e complexidade ambiental na área. *Rhamdia quelen* apresentou dieta baseada em insetos terrestres e Teleostei (TAs 1, 6 e 10) nos trechos médios da BRV. *Astyanax* aff. *fasciatus* apresentou padrão de dieta restrito à TA 2 no trecho médio inferior, e à TA 3 na foz do rio, indicando habilidade em alternar entre o consumo de itens de origem vegetal e de origem animal de acordo com as condições ambientais e ecológicas locais.



**FIGURA 4.7** - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E INTERESPECÍFICA DAS TENDÊNCIAS ALIMENTARES IDENTIFICADAS NA DIETA DA COMUNIDADE ICTÍICA DA BACIA DO RIO VERDE. FONTE: O autor (2020).

#### 4.4. Discussão

A comunidade ictíica da BRV apresentou uma dieta altamente diversificada que incluiu recursos alimentares de origem aquática e terrestre. As tendências alimentares interespecíficas identificadas nesse estudo foram relacionadas às características intrínsecas de cada espécie, tais como restrições morfológicas e hábitos alimentares, e a fatores extrínsecos, incluindo características geomorfológicas, de qualidade ambiental (i.e.: qualidade da água, complexidade

de habitat e integridade da vegetação ripária) e padrões de atividades antrópicas. Esses fatores influenciaram a distribuição espacial das espécies ao longo da *BRV*, como estudado previamente (SILVEIRA et al., 2018), bem como a dieta dessas espécies.

Comportamentos alimentares interespecíficos são relacionados às distintas histórias e ciclos de vida experienciados por cada espécie de peixe (ZAVALA-CAMIN, 1996; WOOTTON, 1998), sendo influenciadas por limitações ecomorfológicas, desenvolvimento ontogenético, necessidades nutricionais e fatores de motivação e otimização da dieta (GATZ, 1979; WERNER et al., 1983; YDENBERG e HURD, 1998; ABELHA et al., 2001; FRASER e HUNTINGFORD, 2010; SILVEIRA et al., 2020a). Portanto, avaliações sobre a ecologia trófica de peixes deve considerar a influência desses diferentes fatores na (i) estruturação das comunidades (ii) e nas respostas destas às interações ecológicas e variações nas condições ambientais.

Na *BRV*, a maioria das espécies consumiu Diptera (com destaque para Chironomidae) associado a Sedimentos/Detritos. Na região Neotropical, quironomídeos constituem um grupo altamente diverso e abundante capaz de ocupar desde as margens até o fundo dos rios em associação com sedimentos, detritos submersos (ex.: raízes, galhos e troncos) e macrófitas de inúmeros habitats aquáticos (ARMITAGE et al., 1995). Esses insetos têm altas concentrações de proteína e ácidos graxos e apresentam alta digestibilidade (DE LA NOÛE e CHOUBERT, 1986; BOGUT et al., 2007), sendo amplamente explorados por comunidades de peixes de água doce (NOVAKOWSKI et al., 2008; MARONEZE et al., 2011; NEVES et al., 2015; PRADO et al., 2016). O consumo de macroinvertebrados bentônicos associado ao de sedimentos/detritos pode ser resultante de uma estratégia alimentar do peixe, uma vez que este recurso engloba uma série de partículas orgânicas (ex.: bactéria, algas, organismos unicelulares) e inorgânicas (ex.: areia, lodo) que podem ser energeticamente aproveitadas pelos consumidores, ou apenas representar ingestão acidental (KEENLEYSIDE, 1979; SAZIMA, 1980; SABINO e CASTRO, 1990; DELARIVA e AGOSTINHO, 2001). Além disso, a ingestão de grandes volumes de sedimentos/detritos pelas comunidades ictíicas poder indicar perda local de qualidade ambiental associada ao assoreamento do leito do rio (WOLFF et al., 2009; FERREIRA et al., 2012).

*Hypostomus strigaticeps* e espécies congênicas possuem características morfológicas adaptadas aos habitats bentônicos, incluindo corpo deprimido e de perfil baixo, amplas nadadeiras peitorais, pélvicas e caudal, pedúnculo caudal desenvolvido, olhos dorsalmente posicionados, boca ventralmente posicionada e dentes semelhantes a espátulas que são

utilizados para raspagem de alimentos a partir de diferentes substratos (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; CASATTI e CASTRO, 2006; NOVAKOWSKI et al., 2008; MAZZONI et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2010; ROA-FUENTES et al., 2015; RIBEIRO et al., 2016). Essas espécies se alimentam do perifiton por meio da raspagem dos substratos submersos, o que leva a ingestão concomitante de algas, pequenos invertebrados, partículas de matéria orgânica e sedimentos (UIEDA et al., 1997; DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; CARDONE et al., 2006; GOMIERO e BRAGA, 2008; VILLARES-JUNIOR et al., 2016), caracterizando-as como comedores do tipo *aufwuchs* (KEENLEYSIDE, 1979). Na *BRV*, a dieta de *H. strigaticeps* foi distinguida daquela das demais espécies pelo consumo recorrente de Sedimentos/Detritos associados a uma relativamente alta ingestão de Bacillariophyta e Diptera. Um comportamento alimentar semelhante foi observado para *Apareiodon* sp., uma espécie nectobentônica endêmica do alto rio Paranapanema ainda não descrita (VICARI et al., 2006; BELLAFRONTTE et al., 2009; BELLAFRONTTE et al., 2013). *Apareiodon* é caracterizado por possuir forma corporal adaptada aos habitats bentônicos, apresentando corpo deprimido, amplas nadadeiras peitorais e pélvicas, pedúnculo caudal desenvolvido, além de mandíbulas e dentes espatulados especializados para raspagem de substratos, boca subterminal e olhos grandes (ROBERTS, 1974; REIS, 2003; CASATTI e CASTRO, 2006; OLIVEIRA et al., 2010). Essas características ecomorfológicas capacitam o *Apareiodon* a nadar próximo do fundo do rio, principalmente sobre substratos rochosos (SAZIMA, 1980; CASATTI e CASTRO, 2006), utilizando a orientação visual para explorar pequenos artrópodes bentônicos (ex.: Diptera, Ephemeroptera e Trichoptera) e itens vegetais submersos (ex.: algas e macrófitas aquáticas) (SAZIMA, 1980; SANTIN et al., 2004; NOVAKOWSKI et al., 2008; RONDINELLI et al., 2011). Dessa forma, o consumo de recursos terrestres registrado na dieta de *H. strigaticeps* e *Apareiodon* sp. da *BRV* representam comportamentos oportunistas relacionados à exploração de itens alóctones afundados no leito do rio.

A dieta de *Corydoras ehrhardti* na *BRV* foi caracterizada pelo consumo de Diptera (com destaque para Chironomidae) associado à recorrente ingestão de Sedimentos/Detritos. *Corydoras* tem um comportamento alimentar bem conhecido, com alta seletividade sobre larvas de dípteros (ARANHA et al., 1993; FERREIRA, 2007). *Corydoras ehrhardti* e congêneres apresentam focinho alongado e boca subterminal guarnecidos por barbilhões sensoriais, além de nadadeiras peitorais e pedúnculo caudal curtos, os quais favorecem a exploração de ambientes arenosos e lânticos (NIJSSSEN, 1970; SAZIMA, 1986; ARANHA et al., 1993; BALDASSO et al., 2019). Durante a busca por invertebrados bentônicos, a espécie se utiliza

do focinho para revirar os substratos (NIJSSEN, 1970; GATZ, 1979; FOX, 1999; KIRCHEIM e GOULART, 2010), provando-os por meio de barbilhões pareados ricos em células gustativas (STORCH e WELSCH, 1970; OVALLE e SHINN, 1977; FUJIMOTO e YAMAMOTO, 1980). Os sedimentos ingeridos podem ser expelidos através das aberturas operculares, por bombeamento bucal, em um comportamento de peneiração de substrato (SAZIMA, 1986). Apesar desse mecanismo de seleção, análises de conteúdos estomacais de *Corydoras* mostram que a ingestão de presas associadas a grandes volumes de sedimentos/detritos é comum (ARANHA et al., 1993; BALDASSO et al., 2019). Outra importante característica corporal de *Corydoras* é a presença de espinhos nas nadadeiras peitorais e dorsal que, quando armados, aumentam o tamanho efetivo da espécie (NIJSSEN, 1970). Isso faz com que as dimensões de *Corydoras* excedam aquelas da abertura bucal de muitos de seus predadores, dificultando sua manipulação enquanto presa e representando potencial risco de injúrias para os predadores, fatores que favorecem a diminuição de sua predabilidade imediata e futura enquanto resposta dos predadores a processos de aprendizagem (FORBES, 1989; BOSHER et al., 2006; KIRCHHEIM e GOULART, 2010). *Corydoras* apresenta ainda padrões de coloração monocromáticos e abstratos, os quais permitem camuflagem em diferentes tipos de substratos (NIJSSEN, 1970; SANDS, 1994). Além disso, quando expostos a ameaças simuladas e predadores (ex.: *Hoplias malabaricus*), *Corydoras* apresenta diversos comportamentos antipredatórios, incluindo comportamento estático (i.e.: paralisia), compactação de cardume associado a movimentos de alerta coordenados, além da exploração de plantas, raízes e galhos submersos como cobertura para refúgio (SANDS, 1994; RILEY et al., 2019). *Hoplias malabaricus* é o único predador conhecido de *Corydoras* (NIJSSEN, 1970; BISTONI et al., 1995), embora essa predação pareça ser extremamente baixa (BISTONI et al., 1995). De acordo com SILVEIRA et al. (2018), *H. aff. malabaricus* e *Rhamdia quelen* foram os únicos predadores especializados em peixes registrados na BRV. Dessa forma, a estratégia alimentar altamente focada de *C. ehrhardti* na BRV decorre de suas características ecomorfológicas e comportamentais especializados em habitats nectobentônicos, na busca ativa e na seleção de alimentos nutritivos, e na evitação de predadores (NIJSSEN, 1970; SANDS, 1994; ARANHA et al., 1993; BISTONI et al., 1995; FERREIRA, 2007; KIRCHHEIM e GOULART, 2010).

A dieta de *Rhamdia quelen* na BRV foi focada em presas nutritivas, com recorrente consumo de Diptera, Coleoptera, Hymenoptera e Orthoptera. *Rhamdia quelen* e congêneres apresentam características morfológicas relacionadas a predadores de topo, tais como cabeça alta e comprida e boca grande, larga, e terminalmente posicionada guarnecida por barbilhões

sensoriais pareados (FERREIRA, 2007; RONDINELI et al., 2011; SCHNEIDER et al., 2011; NEVES et al., 2015; BALDASSO et al., 2019). Sua forma corporal deprimida e alongada com amplas nadadeiras peitorais e caudal e pedúnculo caudal extremamente comprimido (NEVES et al., 2015) favorecem a exploração de habitats marginais e lênticos próximos ao leito do rio nos quais a espécie preda por tocaia, explorando presas nutritivas tanto de origem aquática quanto terrestre (ex.: peixes e invertebrados aquáticos e terrestres) (GATZ, 1979; CASATTI e CASTRO, 2006; CASATTI et al., 2015; BALDASSO et al., 2019). Apesar de suas características de predador de topo, *R. quelen* apresenta respostas antipredatórias às substâncias de alarme secretadas por *H. malabaricus* (WEBER et al., 2012), indicando que a primeira espécie poderia ser um predador potencial da segunda. No entanto, dieta focada de *R. quelen* observada na BRV poderia ser um indicativo de baixa ou nula interação predador-presa entre *R. quelen* e *H. malabaricus* (DILL, 1983; WERNER et al., 1983; FRASER e HUNTINGFORD, 2010).

Na BRV, *Astyanax paranae* A aff. *fasciatus* apresentaram comportamento alimentar generalista e oportunista, consumindo uma alta diversidade de presas de origem aquática (destaque para Diptera e Angiospermas aquáticas) e terrestre (destaque para Hymenoptera, Coleoptera e Angiospermas terrestres). *Astyanax* possui características ecomorfológicas associadas à alta sensibilidade e acuidade visuais, importantes na busca ativa de presas, e ao desenvolvimento de movimentos rápidos para cima e para baixo na coluna d'água, permitindo a exploração de recursos alimentares distribuídos desde a superfície da água até o fundo do rio. Essas características ecomorfológicas incluem corpo alto e comprimido, nadadeiras peitorais e dorsal curtas, nadadeira caudal larga, pedúnculo caudal comprimido, olhos grandes e boca terminalmente posicionada (FERREIRA, 2007; MAZZONI et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2010; MISE et al., 2013; ROA-FUENTES et al., 2015; PORTELLA et al., 2017; BALDASSO et al., 2019). Devido a esse conjunto de características, *A. paranae* e *A. aff. fasciatus* apresentam alta plasticidade trófica, adotando diferentes graus de herbivoria, insetivoria e detritivoria de acordo com condições ambientais locais e relações interespecíficas (ESTEVES, 1996; VILELLA et al., 2002; ABELHA et al., 2006; BENNEMANN et al., 2005; FERREIRA, 2007; WOLFF et al., 2009; FERREIRA et al., 2012; RAUTENBERG et al., não publicado). Essa alta plasticidade fenotípica é uma importante característica para a colonização de habitats, partilha de recursos, evitação de predadores e incremento de fitness (HENDRY, 2016). De fato, *Astyanax* é considerado um eficiente colonizador (AGOSTINHO et al., 1999), sendo capaz de mudar suas estratégias reprodutivas (BAILLY et al., 2005; SILVA et al., 2010; SILVEIRA et

al., 2020b) e alimentares (FERREIRA, 2007; HAHN e FUGI, 2007; FERREIRA et al., 2012) em resposta a alterações ambientais promovidas por atividades antrópicas. Além disso, *H. aff. malabaricus* e *R. quelen* são conhecidos predadores de *Astyanax* (LOUREIRO e HAHN, 1996, KÜTTER et al., 2009) que coocorreram nos mesmos locais habitados por *A. paranae* e *A. aff. fasciatus* na BRV (SILVEIRA et al., 2018). Sabendo que a presença de predadores altera os comportamentos alimentares das suas presas (WERNER et al., 1983; FRASER e HUNTINGFORD, 2010), uma alta plasticidade fenotípica poderia representar uma resposta eco-evolutiva à alta diversidade de habitats e recursos alimentares (LOWE-McCONNELL, 1987; ABELHA et al., 2001) combinada a pressões predatórias (HENDRY, 2016).

*Geophagus brasiliensis* também apresenta alta plasticidade fenotípica. Suas características morfológicas (WIMBERGER, 1992), reprodutivas (MAZZONI e IGLESIAS-RIOS, 2002; BEATTY et al., 2013) e alimentares variam de acordo com as características locais de qualidade ambiental e a disponibilidade de alimentos (ARAÚJO e SANTOS, 2001; ABELHA e GOULART, 2004; MORAES et al., 2004; CASATTI e CASTRO, 2006; ALEXANDRE et al., 2010; CASATTI et al., 2012; FURLAN et al., 2013; SOUZA et al., 2019). *Geophagus brasiliensis* apresenta corpo relativamente comprimido, cabeça comprida, boca comprida e terminalmente posicionada, mandíbulas altamente protráteis, olhos grandes, pedúnculo caudal comprido e nadadeira caudal arredondada (SANTOS et al., 2011; MONTAÑA e WINEMILLER, 2013). Essas características ecomorfológicas são comuns a nadadores lentos que habitam áreas espacialmente heterogêneas e que utilizam suas nadadeiras flexíveis para ajustes finos de posição na coluna d'água (SANTOS et al., 2011). Como observado por Sabino e Castro (1990), durante a alimentação, *G. brasiliensis* inclina o corpo em posição oblíqua ao fundo do rio, movendo as nadadeiras peitorais e caudal e propelindo o corpo para frente ao mesmo tempo em que protrai a mandíbula superior, enterrando-a nos sedimentos; na sequência, o peixe adota uma postura horizontal ou levemente inclinada, desenvolvendo movimentos de grande amplitude para manter sua posição na coluna d'água enquanto expelle partículas de areia e argila através da boca e das aberturas operculares, por meio de bombeamento bucal, durante a seleção do alimento capturado. Além disso, *G. brasiliensis* pode mudar seus comportamentos alimentares entre visualmente orientado e filtragem por bombeamento de acordo com a ontogenia e disponibilidade de presas (LAZZARO, 1991). Esse conjunto de características ecomorfológicas e de comportamentos alimentares permite a *G. brasiliensis* adotar um comportamento alimentar onívoro, consumindo invertebrados aquáticos bentônicos (com destaque para Chironomidae), algas e plantas,

geralmente associados à ingestão recorrente de sedimentos/detrítos (SABINO e CASTRO, 1990; ABELHA e GOULART, 2004; MORAES et al., 2004; BASTOS et al., 2011; BEATTY et al., 2013; MONTAÑA e WINEMILLER, 2013; NUNES et al., 2014), tal como observado para na *BRV*.

A região Neotropical possui uma ampla diversidade de recursos alimentares potenciais para as espécies de peixes (KEENLEYSIDE, 1979; LOWE-McCONNELL, 1987). No entanto, as comunidades de peixes dependem também da distribuição e disponibilidade espacial desses recursos, os quais são afetados pela qualidade da água, complexidade ambiental, integridade da vegetação ripária e atividades humanas desenvolvidas nas áreas de entorno (MISERENDINO et al., 2011; FERREIRA et al., 2012; ZENI e CASATTI, 2014; FANELLI et al., 2016; SILVEIRA et al., 2018). Na *BRV*, características ecomorfológicas e comportamentos alimentares interespecíficos estiveram sujeitos a fatores como geomorfologia e qualidade de habitat, resultando em variações espaciais diferenciadas na ocorrência de espécies de peixes e na disponibilidade de presa.

Na *BRV*, a cabeceira (local 1) foi a única área amostral localizada dentro de unidades de conservação. Não coincidentemente, esta área apresentou a melhor condição de integridade ripária de toda a bacia (SILVEIRA et al., 2018). No Brasil, a preservação da vegetação ripária está diretamente relacionada à presença de unidades de conservação (ALVES et al., 2019; AZEVEDO-SANTOS et al., 2019). A manutenção da vegetação ripária traz benefícios para os ambientes aquáticos, controlando condições ambientais (ex.: temperatura, pH, condutividade, turbidez, entradas de sedimentos), aumentando a complexidade estrutural (ex.: raízes, troncos e galhos enquanto abrigos) e fornecendo recursos energéticos (ex.: sementes, flores, folhas e uma alta diversidade de artrópodes, anelídeos e moluscos associados) (SWANSON et al., 1982; PUSEY e ARTHINGTON, 2003; MISERENDINO et al., 2011). Essas vantagens influenciaram a dieta das duas espécies que ocorreram na cabeceira. *Astyanax paranae* é um reconhecido explorador de itens presa carregados pela correnteza e se aproveitou de diversos invertebrados terrestres, tais como Lepidoptera, Hymenoptera and Coleoptera), e sementes de plantas. Embora esses recursos também tenham sido explorados por *G. brasiliensis*, essa espécie foi relativamente mais focada em invertebrados bentônicos, com destaque para Diptera, como resultado de suas limitações ecomorfológicas. A ausência de outras espécies ictíicas na cabeceira foi relacionada a presença de uma cascata com cerca de 10 metros de altura entre os locais 1 e 2, a qual impede deslocamentos à montante (SILVEIRA et al., 2018).

Um espécime de *A. paranae* do local 1 consumiu detritos plásticos. Esses elementos têm sido identificados na dieta de diversas espécies, incluindo zooplâncton, crustáceos (ex.: caranguejos, camarões, cracas), peixes, tartarugas, mamíferos marinhos (ex.: leões marinhos, focas, peixe-boi, golfinhos e baleias), aves e mesmo humanos (DERRAIK, 2002; CARBERY et al., 2018; SCHWABL et al., 2019). O consumo de detritos plásticos pode ocorrer de forma passiva, quando ingeridos juntamente com presas naturais (caso de filtradores não-seletivos), ou por ingestão ativa, quando erroneamente identificados pelos consumidores enquanto presas naturais devido ao seu formato, cor, tipo de material, movimentos na coluna d'água e odor (SAVOCA et al., 2017; CARBERY et al., 2018). Nos ambientes aquáticos, os detritos plásticos tendem a ser convertidos em micro e nanopartículas devido à abrasão com outros elementos e decomposição. Conforme sintetizado pelo Painel sobre Contaminantes na Cadeia Alimentar da União Europeia, detritos plásticos de tamanho inferior a 150 µm podem transpor diferentes barreiras biológicas animais, tais como parede capilar e placentária e mesmo a membrana celular, circulando assim pelos sistemas sanguíneo e linfático e por órgãos como fígado, baço, cérebro, coração, pulmões, timo, rins, órgãos reprodutores e fetos (EFSA CONTAM PANEL, 2016; CARBERY et al., 2018). De acordo com a anatomia e a fisiologia dos organismos, micro e nanopartículas de plástico podem ser acumulados nos tecidos biológicos e transferidos para consumidores superiores via teia trófica (SETÄLÄ et al., 2014; LI et al., 2015; EFSA CONTAM PANEL, 2016; CARBERY et al., 2018; PROVENCHER et al., 2018). O consumo de detritos plásticos pode causar graves patologias gástricas, hepáticas, genéticas, endócrinas e reprodutivas, além de promover a bioacumulação de poluentes e sua biomagnificação ao longo das teias tróficas (ROCHMAN et al., 2013; ROCHMAN et al., 2014; PROVENCHER et al., 2018; AHRENDT et al., 2020). A inexistência de legislação específica concernente à contaminação de alimentos por micro e nanopartículas de plástico (EFSA CONTAM PANEL, 2016) torna o tema ainda mais preocupante e exige que o consumo desses elementos pela biota seja quantificado para (i) avaliar sua disponibilidade no ambiente, (ii) avaliar o comportamento da biota frente à tal disponibilidade, (iii) identificar possíveis fontes contaminadoras e (iv) elaborar planos de manejo para mitigação e reversão de danos oriundos de tal contaminação.

A maior abundância de estômagos com alimento e de diversidade de peixes foi registrada nos trechos médios superior e inferior, nos quais coocorreram as sete espécies avaliadas neste estudo. De acordo com Silveira et al. (2018), a alta diversidade de peixes nessas áreas está relacionada a três fatores principais: (i) ausência de barreiras ecológicas entre a parte

central da *BRV* e a foz do rio, garantindo conectividade longitudinal entre essas áreas, (ii) presença de substrato rochoso associado a corredeiras, pequenas cascatas e poços, além de detritos de madeira, galhos e raízes da vegetação ripária, os quais fornecem habitats variados e heterogêneos para a biota aquática, e (iii) processos paleogeomorfológicos relacionados a eventos de captura de cabeceiras envolvendo os rios Tibagi, Ribeira e Iguaçu, os quais contribuíram na mistura e seleção das ictiofaunas locais, levando a episódios de especiação, tal como ocorreu com *Apareiodon* sp. da *BVR* (BELLAFRONTI et al., 2013). No trecho médio superior, seu leito heterogêneo favoreceu a ocorrência de diversos recursos alimentares aquáticos, com destaque para Podostemaceae, uma angiosperma aquática associada com substratos rochosos (RUTISHAUSER, 1997; MELLO et al., 2011), a qual foi consumida de forma muito recorrente pela comunidade local, além de diversos macroinvertebrados bentônicos (ex.: Diptera, Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera). Dentre as espécies de peixes nectobentônicas (*Apareiodon* sp.) e bentônicas (*H. strigaticeps* e *C. ehrhardti*), diferenças na dieta foram relacionadas ao modo de obtenção de alimento, ciclo circadiano e características ecomorfológicas. *Apareiodon* sp. é uma espécie de pequeno porte de hábito diurno associada a ambientes de corredeiras rápidas, e usa suas nadadeiras peitorais e pélvicas para aderir ao substrato rochoso, explorando alimentos por orientação visual (SAZIMA, 1980). *Hypostomus* também é associada a ambientes de corredeiras rápidas (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; OLIVEIRA et al., 2010), mas possui hábitos noturnos e busca alimentos por meio de sinais químicos (CELESTINO et al., 2017). Seu intestino longo permite a exploração de recursos alimentares de difícil digestão associados a sedimentos/detritos (DELARIVA e AGOSTINHO, 2001; VILLARES-JUNIOR et al., 2016), justificando a alta recorrência de sedimentos/detritos encontrada nos estômagos da espécie na *BRV*. Embora *Corydoras* seja mais ativo durante os períodos crepuscular e noturno (ARANHA et al., 1993) e busque alimentos por meio de sinais químicos e táteis (FUJIMOTO e YAMAMOTO, 1980; SAZIMA, 1986), a espécie exibe dieta altamente seletiva sobre larvas de Diptera e é altamente adaptada a substratos arenosos e lodosos (SAZIMA, 1986; ARANHA et al., 1993; FERREIRA, 2007). Quanto às diurnas e visualmente orientadas *Astyanax*, *A. paranae* foi mais generalista, explorando recursos aquáticos e terrestres, enquanto *A. aff. fasciatus* foi mais focada em recursos terrestres. Espacialmente, a primeira espécie é mais relacionada às áreas marginais, usando a vegetação ripária para proteção e fornecimento de recursos, enquanto a segunda é mais relacionada às porções centrais dos rios (BENNEMANN et al., 2005; SHIBATTA et al., 2007; GEALH e SILVEIRA, 2014). Embora *G. brasiliensis* and *R. quelen* também ocupem áreas marginais

(CASATTI e CASTRO, 2006; SANTOS et al., 2011; MONTAÑA e WINEMILLER, 2013; CASATTI et al., 2015), a primeira é limitada ao fundo do rio, explorando principalmente recursos bentônicos, enquanto a segunda ocupa a coluna d'água, apresenta hábito noturno e seleciona presas grandes e de alto valor nutricional por meio de sinais químicos e táteis (FERREIRA, 2007; RONDINELI et al., 2011; SCHNEIDER et al., 2011; NEVES et al., 2015; BALDASSO et al., 2019). Dessa forma, a qualidade do hábitat e a complexidade ambiental observadas nos trechos médios contribuíram para o estabelecimento de comunidades diversas de perifiton e macroinvertebrados aquáticos e bentônicos, provendo hábitats complexos e ricos para a comunidade ictíica da *BRV*.

No entanto, as atividades humanas tendem a suprimir a complexidade estrutural dos ambientes e das comunidades aquáticas por meio de mudanças na qualidade de água e pela entrada de sedimentos (CASATTI et al., 2012; ZENI e CASATTI, 2014; MOR et al., 2019). Ao longo da *BRV*, extensivas áreas circunvizinhas ao rio são exploradas em atividades de agricultura, agropecuária e zoneamento urbano. Essas atividades humanas têm potencial para (i) desestabilizar e erodir solos e margens, promovendo o assoreamento do leito do rio (CCME, 2002; CHAPMAN et al., 2014; TIECHER et al., 2017) e (ii) diminuir a qualidade da água devido ao deslocamento, transporte e despejo de resíduos poluentes, tais como agrotóxicos, fertilizantes, lixo, organoclorados, hidrocarbonetos e metais (BREZONIK e STADELMANN, 2002; PAUL e MEYER, 2001; SILVA et al., 2017). Na *BVR*, esses fatores afetaram negativamente a integridade da vegetação ripária, qualidade da água e complexidade de habitat (ROCHA e WEIRICH NETO, 2010; SEQUINEL et al., 2011; SILVEIRA et al., 2018), ameaçando a diversidade, abundância e estrutura das comunidades de algas, macroinvertebrados e comunidades de peixes (MORO e CARMO, 2010; BATISTA et al., 2010; SILVEIRA et al., 2018), com efeitos mais evidentes no trecho médio inferior e foz do rio.

Pode-se conjecturar que a abundância de espécies bentônicas e nectobentônicas diminuiu do trecho médio superior para o inferior e, além disso, várias espécies desapareceram na foz do rio, incluindo *Apareiodon* sp. e *H. strigaticeps* e *C. ehrhardti*. Essas espécies usam suas nadadeiras peitorais e pélvicas para se aderirem ao substrato rochoso e manterem suas posições em trechos de corredeira (SAZIMA, 1980; CASATTI e CASTRO, 2006; GERSTNER, 2007). No entanto, essas espécies tendem a diminuir de abundância e até mesmo desaparecer em trechos de rios afetados por mudanças na vegetação ripária e nas paisagens circundantes que promovam e/ou acelerem o assoreamento do leito do rio (CASATTI et al.,

2012; RIBEIRO et al., 2016; SILVEIRA et al., 2018). Em menor proporção, a abundância de *C. ehrhardti* foi pouco afetada entre os trechos médios superior e inferior. O gênero apresenta preferência por habitats arenosos e lodosos (NIJSSEN, 1970; ARANHA et al., 1993), e a presença de barbilhões sensoriais e de hábito de comportamento de revolvimento do substrato favorecem a captura de alimento nesses habitats (NIJSSEN, 1970; SAZIMA, 1986). Porém, essa espécie também não foi registrada na foz do rio. Por outro lado *A. aff. fasciatus* e *G. brasiliensis* foram as únicas espécies registradas com conteúdo alimentar nessa área, e são consideradas tolerantes à perda de qualidade de água e de complexidade ambiental (ARAÚJO e SANTOS, 2001; SCHULZ e MARTINS-JUNIOR, 2001; ALBERTO et al., 2005; CASATTI et al., 2012; FURLAN et al., 2013).

No trecho médio inferior e na foz do rio a dependência de *A. aff. fasciatus* and *G. brasiliensis* sobre recursos terrestres diminuiu. Isso parece ser uma resposta comum da biota aquática a reduções na integridade da vegetação ripária e, conseqüentemente, a menores entradas de recursos alóctones nos ambientes aquáticos (FERREIRA et al., 2012; CENEVIVA-BASTOS e CASATTI, 2014; BERTASO et al., 2015). *Astyanax aff. fasciatus* e *G. brasiliensis* são generalistas e oportunistas que tendem a explorar os recursos alimentares mais abundantes e disponíveis nos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1996; BENNEMANN et al., 2005; CASATTI e CASTRO, 2006; WOLFF et al., 2009; CASATTI et al., 2012; FURLAN et al., 2013). Dessa forma, o consumo recorrente de Diptera por ambas as espécies no trecho médio inferior e na foz do rio indicou uma alta diminuição na diversidade e abundância de macroinvertebrados bentônicos, as quais são fortemente influenciada por reduções na qualidade da água dessas áreas (BATISTA et al. 2010; MOR et al. 2019). Além disso, o consumo de sedimentos/detritos pela comunidade ictíica da *BRV* aumentou ao longo gradiente longitudinal do rio. Aumentos semelhantes também foram observados em populações (principalmente de *Astyanax*) de outros rios afetados pela remoção da vegetação ripária e assoreamento do leito do rio (FERREIRA, 2007; WOLFF et al., 2009; FERREIRA et al., 2012). Essas tendências indicaram que o trecho médio inferior e a foz do rio são especialmente afetadas pelas atividades humanas desenvolvidas ao longo da *BVR*.

#### 4.5. Conclusão

A ecologia trófica da comunidade ictíica da bacia do rio Verde foi influenciada por tendências alimentares interespecíficas e espaciais. Os grupos bentônicos, nectobentônicos e nectônicos exibiram estratégias alimentares inerentes às suas limitações ecomorfológicas e

hábitos alimentares. Tendências espaciais foram relacionadas aos fatores geomorfológicos e de qualidade ambiental. A qualidade ambiental foi influenciada pelas diferentes atividades antrópicas desenvolvidas ao longo rio, as quais afetaram negativamente a qualidade da água, a complexidade do leito do rio e a integridade da vegetação ripária, influenciando assim na abundância e diversidade de recursos alimentares disponíveis para a ictiofauna. As alterações antrópicas na bacia são tão graves que já levaram a exclusão de espécies de peixes de alguns trechos. Esse é um contexto preocupante, principalmente quando se considera a ocorrência de espécies de peixes endêmicas e ainda não-descritas na *BRV*.

Essas conclusões foram suportadas pelo uso de uma abordagem de análise integrativa, a qual combinou o método de frequência de ocorrência com técnicas multivariadas baseadas em análises de correspondência, de agrupamento hierárquico e de variância multivariada permutacional. Alinhado a conhecimentos sobre as limitações ecomorfológicas, hábitos alimentares e interações ecológicas da comunidade ictíca da *BRV*, essa abordagem integrativa forneceu importantes informações quantitativas e qualitativas sobre as dietas das diferentes espécies que compõem a *BRV*, destacando ainda diferenças espaciais relacionadas a variações na qualidade ambiental em resposta a atividades antrópicas. Os contextos econômico, social e ambiental identificados na *BRV* são comuns para diversos outros rios e riachos inseridos na ecorregião do alto rio Paraná. Dessa forma, os achados desse estudo constituem importantes informações para a gestão dos sistemas dulcícolas e paisagens de entorno inseridos nessa ecorregião.

#### 4.6. Referências

- ABELHA, F. C. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica de peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, vol. 23, n. 2, pp. 425-434, 2001.
- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, vol. 26, n. 1, pp. 37-45, 2004.
- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; KASHIWAQUI, E. A. L.; SILVA, M. R. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology*, vol. 4, n. 3, pp. 349-356, 2006.
- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. C.; BUSSING, W.;

STIASSNY, M. L. J.; SKELTON, P.; ALLEN, G. R.; UNMACK, P.; NASEKA, A.; NG, R.; SINDORF, N.; ROBERTSON, J.; ARMIJO, E.; HIGGINS, J. V.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, P. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, vol. 58, n. 5, pp. 403–414, 2008.

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, 1999. pp. 227-265.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; PETRY, A. C.; GOMES, L. C. Fish diversity in the upper Paraná River basin: Habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, vol. 10, n. 2, pp. 174–186, 2007.

AHLBECK, I.; HANSSON, S.; HJERNE, O. Evaluating fish diet analysis methods by individual-based modelling. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 69, n. 7, pp. 1184–1201, 2012.

AHRENTA, C.; PEREZ-VEGAS, D. J.; URBINAD, E. M.; GONZALEZ, C.; ECHEVESTE, P.; ALDANAH, M.; PULGARA, J.; GALBÁN-MALAGÓNA, C. Microplastic ingestion cause intestinal lesions in the intertidal fish *Girella laevis*. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 151, n. 1, 110795, 2020.

ALBERT, J. S.; PETRY, P.; REIS, R. E. Major biogeographical and phylogenetic patterns. In: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. (Eds.). **Historical biogeography of Neotropical freshwater fishes**. Berkeley: University of California Press, 2011. pp. 21–58.

ALBERTO, A.; CAMARGO, A. F. M.; VERANI, J. R.; COSTA, O. F. T.; FERNANDES, M. N. Health variables and gill morphology in the tropical fish *Astyanax fasciatus* from a sewage-contaminated river. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, vol. 61, n. 2, pp. 247–255, 2005.

ALEXANDRE, C. V.; ESTEVES, K. E.; MELLO, M. A. M. M. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, vol. 641, n. 1, pp. 97-114, 2010.

ALVES, G. H. Z.; SANTOS, R. S.; FIGUEIREDO, B. R. S.; MANETTA, G. I.; MESSAGE, H. J.; PAZIANOTO, L. H. R.; GUIMARÃES, G. B.; BENEDITO, E.; COUTO, E. V. Misguided policy may jeopardize a diverse south Brazilian environmental protection area. **Biota Neotropica**, vol. 19, n. 1, pp. 1-7, 2019.

- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, vol. 26, n. 1, pp. 32-46, 2001.
- ANDERSON, M. J. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, pp. 1-15, 2014.
- ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, É. P.; CARAMASCHI, U. Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo). **Revista Brasileira de Zoologia**, vol. 10, n. 3, pp. 453-466. 1993.
- ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution of fish assemblages in Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 61, n. sA, pp. 563-576, 2001.
- ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. **The Chironomidae**. Biology and ecology of non-biting midges. Dordrecht: Springer-Science+Business Media, 1995.
- AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FREDERICO, R. G.; FAGUNDES, C. K.; POMPEU, P. S.; PELICICE, F. M.; PADIAL, A. A.; NOGUEIRA, M. G.; FEARNSIDE, P. M.; LIMA, L. B.; DAGA, V. S.; OLIVEIRA, F. J. M.; VITULE, J. R. S.; CALLISTO, M.; AGOSTINHO, A. A.; ESTEVES, F. A.; LIMA-JUNIOR, D. P.; MAGALHÃES, A. L. B.; SABINO, J.; MORMUL, R. P.; GRASEL, D.; ZUANON, J.; VILELLA, F. S.; HENRY, R. Protected areas: A focus on Brazilian freshwater biodiversity. **Diversity and Distributions**, vol. 25, n. 3, pp. 442-448, 2019.
- BAILLY, D.; AGOSTINHO, A. A.; SUZUKI, H. I.; LUIZ, E. A. Características reprodutivas de espécies de *Astyanax* e sucesso na colonização de reservatórios do rio Iguaçu, PR. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima Editora, 2005. pp. 243-252.
- BAKER, R.; BUCKLAND, A.; SHEAVES, M. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. **Fish and Fisheries**, vol. 15, n. 1, pp. 170-177, 2014.
- BALDASSO, M. C.; WOLFF, L. L.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 102, n. 5, pp. 783-800, 2019.
- BASTOS, R. F.; CONDINI, M. V.; VARELA JUNIOR, A. S.; GARCIA, A. M. Diet and food consumption of the pearl cichlid *Geophagus brasiliensis* (Teleostei: Cichlidae): relationships with gender and sexual maturity. **Neotropical Ichthyology**, vol. 9, n. 4, pp. 825-830, 2011.

- BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Structure and composition of the macroinvertebrate community as a way of evaluating the quality of the water from rio Verde, Ponta Grossa, state of Paraná, Brazil. **Terra Plural**, vol. 4, n. 2, pp. 241–256, 2010.
- BEATTY, S.; MORGAN, D.; KELEHER, J.; ALLEN, M.; SARRE, G. The tropical South American cichlid, *Geophagus brasiliensis* in Mediterranean climatic south-western Australia. **Aquatic Invasions**, vol. 8, n. 1, pp. 21-36, 2013.
- BELLAFRONTE, E.; VICARI, M. R.; ARTONI, R. F.; MARGARIDO, V. P.; MOREIRA-FILHO, O. Differentiated ZZ/ZW sex chromosomes in *Apareiodon ibitiensis* (Teleostei, Parodontidae): cytotaxonomy and biogeography. **Journal of Fish Biology**, vol. 75, n. 9, pp. 2313–2325, 2009.
- BELLAFRONTE, E.; MARIGUELA, T. C.; PEREIRA, L. H. G.; OLIVEIRA, C.; MOREIRA-FILHO, O. DNA barcode of Parodontidae species from the La Plata river basin - applying new data to clarify taxonomic problems. **Neotropical Ichthyology**, vol. 11, n. 3, pp. 497–506, 2013.
- BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SOUZA, L. M. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, vol. 95, n. 3, pp. 247-254, 2005.
- BERTASO, T. R. N.; SPIES, M. R.; KOTZIAN, C. B.; FLORES, M. L. T. Effects of forest conversion on the assemblages' structure of aquatic insects in subtropical regions. **Revista Brasileira de Entomologia**, vol. 59, n. 1, pp. 43-49, 2015.
- BICUDO, C. E.; BICUDO, R. M. T. **Algas de águas continentais brasileiras**. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências, 1970.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Amostragem em limnologia. São Carlos: RiMa, 2004.
- BISTONI, M. A.; HARO, J. G.; GUTIÉRREZ, M. Feeding of *Hoplias malabaricus* in the wetlands of Dulce river (Córdoba, Argentina). **Hydrobiologia**, vol. 316, n. 1, pp. 103-107, 1995.
- BOGUT, I.; HAS-SCHÖN, E.; ADÁMEK, Z.; RAJKOVIĆ, V.; GALOVIĆ, D. *Chironomus plumosus* larvae - A suitable for freshwater farmed fish. **Poljoprivreda**, vol. 13, n. 1, pp. 1-4, 2007.
- BOSHER, B. T.; NEWTON, S. H.; FINE, M. L. The Spines of the Channel Catfish, *Ictalurus punctatus*, as an Anti-Predator Adaptation: an Experimental Study. **Ethology**, vol. 112, n. 2, pp. 188-195, 2006.

BREZONIK, P. L.; STADELMANN, T. H. Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. **Water Research**, vol. 36, n. 7, pp. 1743–1757, 2002.

BUCKLAND, A.; BAKER, R.; LONERAGAN, N.; SHEAVES, M. Standardising fish stomach content analysis: the importance of prey condition. **Fish Research**, vol. 196, n. 1, pp. 126–140, 2017.

CARBERY, M.; O'CONNOR, W.; THAVAMANI, P. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. **Environmental International**, vol. 115, n.1, pp. 400-409, 2018.

CARDONE, I. B.; LIMA, S. E.; GOITEIN, R. Diet and capture of *Hypostomus strigaticeps* (Siluriformes, Loricariidae) in a small Brazilian stream: Relationship with limnological aspects. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 66, n. 1A, pp. 25-33, 2006.

CARRASSÓN, M.; CARTES, J. E. Trophic relationships in a Mediterranean deep-sea fish community: partition of food resources, dietary overlap and connections within the benthic boundary layer. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 241, n. 1, pp. 41–55, 2002.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 4, n. 2, pp. 203-2014, 2006.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S.; ZENI, J. O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, vol. 10, n. 1, 205-214, 2012.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; ZENI, J. O.; RIBEIRO, M. D.; BREJÃO, G. L.; CENEVIVA-BASTOS, M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. **Environmental Management**, vol. 55, n. 6, pp. 1300-1314, 2015.

CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total particulate matter**. Winnipeg: Canadian Environmental Quality Guidelines, 2002.

CELESTINO, L. F.; SANZ-RONDA, F. J.; KASHIWAQUI, E. A. L.; CELESTINO, E. F.; MAKRAKIS, M. C.; MAKRAKIS, S. Daily movement behavior of two Neotropical armored catfish species (*Ancistrus* aff. *cirrhosus* Valenciennes, 1836 and *Hypostomus ancistroides* Ihering, 1911) at a road-stream crossing culvert. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 33, n. 6, pp. 1092-1099, 2017.

- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil. **Limnologica**, vol. 46, n. 1, pp. 9-21, 2014.
- CHAPMAN, J. M.; PROULX, C. L.; VEILLEUX, M. A. N.; LEVERT, C.; BLISS, S.; ANDRÉ; M.-È.; LAPOINT, N. W. R.; COOKE, S. J. Clear as mud: A meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. **Water Research**, vol. 56, n. 1, pp. 190–202, 2014.
- CHEssel, D.; DOLE'DEC, S.; THIOULOUSE, J.; OLIVIER, J. M. **ADE-4 Software**. 1998. Disponível em: <<http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/ADE-4F.html>>. Acesso em: 06 dez. 2019.
- DE LA NOÛE, J.; CHOUBERT, G. Digestibility in rainbow trout: Comparison of the direct and indirect methods of measurement. **Progressive Fish-Culturist**, vol. 48, n. 3, pp. 190-195, 1986.
- DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. **Journal of Fish Biology**, vol. 58, n. 3, pp. 832-847, 2001.
- DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 44, n. 9, pp. 842–852, 2002.
- DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 2009.
- ESTEVEs, K. E. Feeding ecology of three *Astyanax* species (Characidae, Tetragonopterinae) from a floodplain lake of Mogi-Guaçú River, Paraná River Basin, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 46, n. 1, pp. 83–101, 1996.
- EFSA CONTAM PANEL. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain. Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. **EFSA Journal**, vol. 14, n. 6, 4501, 2016.
- ESTEVEs, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riacho. In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R., Peres-Neto, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis**, vol. 6, n. 1, pp. 157-182, 1999.
- FANELLI, E.; CARTES, J. E.; PAPIOL, V.; LÓPEZ-PÉREZ, C.; CARRASSÓN, M. Long-term decline in the trophic level of megafauna in the deep Mediterranean Sea: a stable isotopes approach. **Climate Research**, vol. 67, n. 3, pp. 191–207, 2016.
- FERREIRA, K. M. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 5, n. 3, pp. 311-326, 2007.

- FERREIRA, A.; GERHARD, P.; CYRINO, J. E. P. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, vol. 102, n. 1, pp. 80-87, 2012.
- FOX, H. Barbels and barbel-like tentacular structures in sub-mammalian vertebrates: a review. **Hydrobiologia**, vol 403, n. 1, pp. 153–193, 1999.
- FORBES, L. S. Prey Defences and Predator Handling Behaviour: The Dangerous Prey Hypothesis. **Oikos**, vol. 55, n. 2, pp. 155-158, 1989.
- FRASER, D. F.; HUNTINGFORD, F. A. Feeding and Avoiding Predation Hazard: the Behavioral Response of the Prey. **Ethology**, vol. 73, n. 1, pp. 56-68, 2010.
- FUJIMOTO, S.; YAMAMOTO, K. Electron microscopy of terminal buds on the barbels of the silurid fish, *Corydoras paleatus*. **The Anatomical Record**, vol. 197, n. 2, pp. 133-141, 1980.
- FURLAN, N.; ESTEVES, K. E.; QUINÁGLIA, G. A. Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). **Environmental Biology of Fishes**, vol. 96, n. 1, pp. 77-92, 2013.
- GATZ, A. J. Community Organization in Fishes as Indicated by Morphological Features. **Ecology**, vol. 60, n. 4, pp. 711-718, 1979).
- GEALH, A. M.; SILVEIRA, E. L. Conhecendo os peixes do rio. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Eds.). **Rio São João, Carambeí-Pr**: Fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2014. pp. 181–203.
- GERSTNER, C. L. Effect of oral suction and other friction-enhancing behaviors on the station-holding performance of suckermouth catfish (*Hypostomus* spp.). **Canadian Journal of Zoology**, vol. 85, n. 1, pp. 133-140, 2007.
- GOMIERO, L. M.; BRAGA, M. F. S. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the State of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, vol. 8, n. 1, pp. 41-74, 2008.
- GREENACRE, M. J. **Theory and applications of correspondence analysis**. London: Academic Press, 1993.
- GUIMARÃES, G. B.; GODOY, L. C.; MELO, M. S.; FLÜGEL FILHO, J. C. Geodiversidade. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S. (Eds.). **Rio São João, Carambeí, PR**: Fonte de vida, cuidados devidos. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2014. pp. 15–37.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, vol. 11, n. 4, pp. 469-480, 2007.

- HAHN, N. S.; PAVANELLI, C. S.; OKADA, E. K. Dental development and ontogenetic diet shifts of *Roeboides paranensis* Pignalberi (Osteichthyes, Characinae) in pools of the Upper Rio Paraná floodplain (State of Paraná, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, vol. 60, n. 1, pp. 93-99, 2000.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira**: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: INPA, 2014.
- HENDRY, A. P. Key Questions on the Role of Phenotypic Plasticity in Eco-Evolutionary Dynamics. **Journal of Heredity**, vol. 107, n. 1, pp. 25-41, 2016.
- HOWE, E. R.; Simenstad, C. A.; Toft, J. D.; Cordell, J. R.; Bollens, S. M. Macroinvertebrate Prey Availability and Fish Diet Selectivity in Relation to Environmental Variables in Natural and Restoring North San Francisco Bay Tidal Marsh Channels. **San Francisco Estuary and Watershed Science**, vol. 12, n. 1, pp. 1-46, 2014.
- HYNES, H. B.N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, vol. 19, n. 1, pp. 36–58, 1950.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, vol. 17, n. 4, pp. 411–429, 1980.
- KEENLEYSIDE, M. H. A. **Diversity and Adaptation in Fish Behaviour**. Berlin: Springer-Verlag, 1979.
- KIRCHHEIM, P. D.; GOULART, E. Ecomorfologia de predação e antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). **Oecologia Australis**, vol. 14, n. 2, pp. 550-568, 2010.
- KÜTTER, M. T.; BEMVENUTI, M. A.; MORESCO, A. Feeding strategy of the jundiá *Rhamdia quelen* (Siluriformes, Heptapteridae) in costal lagoons of southern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 31, n. 1, pp. 41-47, 2009.
- LANGGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Ichthyofauna diversity of the upper rio Paraná: present composition and future perspectives. **Biota Neotropica**, vol. 7, n. 3, pp. 181-197, 2007.
- LAZZARO, X. Feeding convergence in South American and African zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 31, n. 3, pp. 283–293, 1991.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- LI, J.; YANG, D.; LI, L.; JABEEN, K.; SHI, H. Microplastics in commercial bivalves from China. **Environmental Pollution**, vol. 207, n. 1, pp. 190-195, 2015.

- LOBÓN-CERVIÁ, J.; MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, vol. 89, n. 1, pp. 50-64, 2016.
- LOUREIRO, V.E.; HAHN, N.S. Dieta e atividade alimentar da traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), nos primeiros anos de formação do reservatório de Segredo – PR. *Acta limnologica Brasiliensia*, vol. 8, n. 1, pp. 195-205, 1996.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.
- MARONEZE, D. M.; TUPINAMBÁS, T. H.; ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, vol. 673, n. 1, pp. 29-40, 2011.
- MARTINS, T. D.; SILVEIRA, C. R.; PINTO, M. L. C. Campos Gerais of Paraná: A Regional Palimpsest. In: VIEIRA, B. C.; SALGADO, A. A. R.; SANTOS, L. J. C. (Eds.). **Landscapes and Landforms of Brazil**. Dordrecht: Springer Science+Business Media, 2015. pp. 331-338.
- MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. *Journal of Fish Biology*, vol. 61, n. 6, pp. 1606-1618, 2002.
- MAZZONI, R.; MORAES, M.; REZENDE, C. F.; MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, vol. 100, n. 2, pp. 162-168, 2010.
- MELLO, A. S.; TAVARES, A. S.; TREVISAN, R. Podostemaceae in Southern Brazil. *Rodriguésia*, vol. 62, n. 4, pp. 867-855, 2011.
- MELO, M. S.; GUIMARÃES, G. B.; RAMOS, A. F.; PRIETO, C. C. Relevô e hidrografia dos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES G. B. (Eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. pp. 49-58.
- MELO, M. S.; GUIMARÃES, G. B.; SANTANA, Á. C. Fisiografia da bacia do rio Pitangui. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 11– 21.
- MISE, F. T.; FUGI, R.; PAGOTTO, J. P. A.; GOULART, E. The coexistence of endemic species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) is propitiated by ecomorphological and trophic variations. *Biota Neotropica*, vol. 13, n. 3, pp. 21-28, 2013.
- MISERENDINO, M. L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; DI PRINZIO, C. Y.; BRAND, C.; KUTSCHKER, A. M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the**

- Total Environment**, vol. 409, n. 3, pp. 612–624, 2011.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>
- MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Evolutionary convergence in Neotropical cichlids and Nearctic centrarchids: evidence from morphology, diet, and stable isotope analysis. **Biological Journal of the Linnean Society**, vol. 109, n. 1, pp. 146-164, 2013.
- MOR, J. R.; DOLÉDEC, S.; ACUÑA, V.; SABATER, S.; MUÑOZ, I. Invertebrate community responses to urban wastewater effluent pollution under different hydro-morphological conditions. **Environmental Pollution**, vol. 252, n. 1, pp. 483-492, 2019.
- MORAES, M. F. P. G.; BARBOLA, I. F.; DUBOC, L. F. Feeding habits and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a lagoon of High Tibagi river, Paraná state, Brazil. **Publicatio UEPG: Ciências Biológicas e da Saúde**, vol. 10, n. 1, pp. 37-45, 2004.
- MORO, R. S.; CARMO, M. R. B. A vegetação campestre nos Campos Gerais. In: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. (Eds.). **Patrimônio Natural dos Campos Gerais**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2007. pp. 93–98,
- MORO, R. S.; FERREIRA, D. L. Algas e a indicação da qualidade da água. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 53–66.
- NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. LDiet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguazu National Park. **Neotropical Ichthyology**, vol.13, n. 1, pp. 245-254, 2015.
- NIJSSSEN, H. Revision of the Surinam Catfishes of the genus *Corydoras* Lacépède, 1803 (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). **Beaufortia**, vol. 18, n. 230, pp. 1-75, 1970.
- NOVAKOWSKI, G. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. **Neotropical Ichthyology**, vol. 6, n. 4, pp. 567-576, 2008.
- NUNES, M. V.; ROCHA, O.; VERANI, J. R. Trophic interactions between the fish *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae) and the benthic macroinvertebrate community. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, vol. 49, n. 1, pp. 11-17, 2014.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.5-6. 2019. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 06 Dez. 2019.

- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDA, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, vol. 8, n. 3, pp. 569-586, 2010.
- OLIVEIRA, M. L. M.; UTSUNOMIA, R.; PANSONATO-ALVES, J. C.; SCACCHETTI, P. C.; PRIMO, C. C.; VICARI, M. R.; ARTONI, R. F.; CENTOFANE, L.; MOREIRA-FILHO, O.; OLIVEIRA, C.; FORESTI, F. Microstructural chromosome reorganization in the genus *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae). **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 2, pp. 1-8, 2016.
- OVALLE, W.K.; SHINN, S.L. Surface morphology of taste buds in catfish barbels. **Cell and Tissue Research**, vol. 178, n. 3, pp. 375-384, 1977.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, vol. 32, n. 1, pp. 333-365, 2001.
- PEREIRA, A. D.; BAZILIO, S.; ORSI, M. L. Checklist of medium-sized to large mammals of Campos Gerais National Park, Paraná, Brazil. **Check List**, vol. 14, n. 5, pp. 785-799, 2018.
- PORTELLA, T.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; MANNA, L. R.; BERGALLO, H. G.; MAZZONI, R. Eco-morphological attributes and feeding habits in coexisting characins. **Journal of Fish Biology**, vol. 90, n. 1, pp. 129-146, 2017.
- PRADO, A. V. R.; GOULART, E.; PAGOTTO, J. P.A. Ecomorphology and use of food resources: Inter- and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 4, pp. 1-12, 2016.
- PROVENCHER, J. F.; AMMENDOLIA, J.; ROCHMAN, C. M.; MALLORY, M. L. Assessing plastic debris in aquatic food webs: what we know and don't know about uptake and trophic transfer. **Environmental Reviews**, vol. 27, n. 3, pp. 304-317, 2019.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. **Marine and Freshwater Research**, vol. 54, n. 1, pp. 1-16, 2003.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 06 dez. 2019.
- RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil**: Diversidade e Taxonomia. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2012.

- RAUTENBERG, K. A.; SILVEIRA, E. L.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. **Different habitat uses of *Astyanax paranae* in an impacted Neotropical basin**. Palotina, 2020. Não publicado.
- REIS, R. E. Family Callichthyidae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J., Jr. (Eds.). **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. pp 291-309.
- REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, vol. 89, n. 1, pp. 12-47, 2016.
- RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, vol. 14, n. 1, pp. 1-10, 2016.
- RILEY, R. J.; GILLIE, E. R.; SAVAGE, J. L.; BOOGERT, N. J.; MANICA, A.; JUNGWIRTH, A. The role of tactile interactions in flight responses in the Bronze Cory catfish (*Corydoras aeneus*). **Ethology**, vol. 125, n. 11, pp. 810-820, 2019.
- ROA-FUENTES, C. A.; CASATTI, L.; ROMERO, R. M. Phylogenetic signal and major ecological shifts in the ecomorphological structure of stream fish in two river basins in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 13, n. 1, pp. 165-178, 2015.
- ROBERTS, T. R. Osteology and classification of the neotropical characoid fishes of the families Hemiodontidae (including Anodontinae) and Parodontidae. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, vol. 146, n. 9, pp. 411-472, 1974.
- ROCHA, C. H.; WEIRICH NETO, P. H. Padrões de uso das terras e implicações ambientais. In: GEALH, A. M.; MELO, M. S.; MORO, R. S. (Eds.). **Pitangui, rio de contrastes: Seus lugares, seus peixes, sua gente**. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2010. pp. 23–41.
- ROCHMAN, C. M.; HOH, E.; KUROBE, T.; TEH, S. J. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, vol. 3, n. 1, 3263, 2013.
- ROCHMAN, C. M.; KUROBE, T.; FLORES, I.; TEH, S. J. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. **Science of the Total Environment**, vol. 493, n. 1, pp. 656–661, 2014.
- RONDINELI, G.; GOMIERO, L. M.; CARMASSI, A. L.; BRAGA, F. M. S. Diet of fishes in Passa Cinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 71, n. 1, pp. 157-167, 2011.

- RUTISHAUSER, R. Structural and developmental diversity in Podostemaceae (riverweeds). **Aquatic Botanic**, vol. 57, n. 1-4, pp. 29–70, 1997.
- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, vol. 50, n. 1, pp. 23-36, 1990.
- SANDS, D. D. Crypsis in Corydoras (Pisces: Siluriformes, Callichthyidae). **Aqua, International Journal of Ichthyology**, vol. 1, n. 1, pp. 13–20, 1994.
- SANTIN, M.; BIALETZKI, A.; NAKATANI, K. Mudanças ontogênicas no trato digestório e dieta de *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) (Osteichthyes, Parodontidae). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 26, n. 3, pp. 291-298, 2004.
- SANTOS, A. B. I.; CAMILO, F. L.; ALBIERI, R. J.; ARAÚJO, F. G. Morphological patterns of five fish species (four characiforms, one perciform) in relation to feeding habits in a tropical reservoir in south-eastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 27, n. 6, pp. 1360-1364, 2011.
- SAVOCA, M. S.; TYSON, C. W.; MCGILL, M.; SLAGER, C. J. Odours from marine plastic debris induce food search behaviours in a forage fish. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, vol. 284, n. 1860, e20171000, 2017.
- SAZIMA, I. Behavior of two Brazilian species of Parodontid fishes, *Apareiodon piracicabae* and *A. ibitiensis*. **Copeia**, vol. 1980, n. 1, pp. 166–169, 1980.
- SAZIMA, I. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, vol. 29, n. 1, pp. 53-65, 1986.
- SCHNEIDER, M.; AQUINO, P. P. U.; SILVA, M. J. M.; FONSECA, C. P. Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. **Neotropical Ichthyology**, vol. 9, n. 3, pp. 579-592, 2011.
- SCHULZ, U. H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 61, n. 4, pp. 615-622, 2001.
- SCHWABL, P.; KÖPPEL, S.; KÖNIGSHOFER, P.; BUCSICS, T.; TRAUNER, M.; REIBERGER, T.; LIEBMANN, B. Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. **Annals of Internal Medicine**, vol. 171, n. 7, pp. 453-457, 2019.
- SEQUINEL, R.; ARRÚA, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  presentes nas águas do rio Verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. **Publicatio UEPG - Ciências Exatas e da Terra, Agrárias e Engenharias**, vol. 17, n. 1, pp. 29–37, 2011.

- SETÄLÄ, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental Pollution**, vol. 185, n. 1, pp. 77-83, 2014.
- SILVA, C. P.; SILVEIRA, E. L.; CAMPOS, S. X. Environmental pollution by heavy metals in the São João River basin, southern Brazil. **Environmental Earth Science**, vol. 76, n. 16, pp. 554, 2017.
- SILVA, J. P. A.; MUELBERT, A. E.; OLIVEIRA, E. C.; FÁVARO, L. F. Reproductive tactics used by the lambari *Astyanax fasciatus* in three water supply reservoirs in the same geographic region of the upper Iguacu River. **Neotropical Ichthyology**, vol. 8, n. 4, pp. 885–892, 2010.
- SILVEIRA, E. L.; BALLESTER, E. L. C.; COSTA, K. A.; SCHEFFER, E. W. O.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Fish community response to environmental variations in an impacted Neotropical basin. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 27, n. 4, pp. 1126–1139, 2018.
- SILVEIRA, E. L.; SEMMAR, N.; CARTES, J. E.; TUSET, V. M.; LOMBARTE, A.; BALLESTER, E. L. C.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Methods for Trophic Ecology Assessment in Fishes: A Critical Review of Stomach Analyses. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, vol. 28, n. 1, pp. 71-106, 2020a.
- SILVEIRA, E. L.; ARANHA, J. M. R.; MENEZES, M. S.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Reproductive dynamics, age and growth of *Astyanax* aff. *fasciatus* in a Neotropical basin. **Marine and Freshwater Research**, vol. 71, n. 6, pp. 670-683, 2020b.
- SHIBATTA, O. A.; GEALH, A. M.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, vol. 7, n. 2, pp. 125–134, 2007.
- SOUZA, G. R. S.; SABINO, J.; GARRONE-NETO, D. The surprising "B-side": description of a new foraging tactic for the pearl cichlid, *Geophagus brasiliensis*, in a coastal stream of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, vol. 19, n. 3, e20180702, 2019. Disponível em: <<http://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0702>>. Acesso em: 15 jul. 2020.
- STORCH, V. N.; WELSCH, U. N. Electron Microscopic Observations on the Taste-Buds of Some Bony Fishes. **Archivum Histologicum Japonicum**, vol. 32, n. 2, pp. 145-153, 1970.
- SWANSON, F. J.; GREGORY, S. V.; SEDELL, J. R.; CAMPBELL, A. G. Land-water interactions: the riparian zone. In: Edmonds, R. L. (Ed.). **Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States**. US/IBP Synthesis Series 14. Stroudsburg: Hutchinson Ross Publishing Co., 1982. pp. 267-291.
- TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J. P. G.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; RASCHE, J. W. A.; RHEINHEIMER, D. S. Tracing sediment sources in two paired agricultural

- catchments with different riparian forest and wetland proportion in southern Brazil. **Geoderma**, vol. 285, n. 1, pp. 225–239, 2017.
- UIEDA, V. S.; BUZZATO, P.; KIKUCHI, R. M. Partilha de Recursos Alimentares em Peixes em um Riacho de Serra do Sudeste do Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, vol. 69, n. 2, pp. 242-252, 1997.
- UIEDA, V. S.; PINTO, T. L. F. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. **Community Ecology**, vol. 12, n. 1, pp. 31-39, 2011.
- VICARI, M. R.; MOREIRA-FILHO, O.; ARTONI, R. F.; BERTOLLO, L. A. C. ZZ/ZW sex chromosome system in an undescribed species of the genus *Apareiodon* (Characiformes, Parodontidae). **Cytogenetic and Genome Research**, vol. 114, n. 2, pp. 114-163, 2006.
- VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 45, n. 2, pp. 223-232, 2002.
- VILLARES-JUNIOR, G. A.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Comparative feeding ecology of four syntopic *Hypostomus* species in a Brazilian southeastern river. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 76, n. 3, pp. 692-699, 2016.
- WEBER, P.; VOGEL, C.; LANG, C.; BALDISSEROTTO, B. Antipredator and alarm reaction responses of silver catfish (*Rhamdia quelen*) juveniles exposed to waterborne ammonia. **Neotropical Ichthyology**, vol. 10, n. 2, pp. 445-450, 2012.
- WERNER, E. E.; GILLIAM, J. F.; HALL, D. J.; MITTELBACH, G. G. An Experimental Test of the Effects of Predation Risk on Habitat Use in Fish. **Ecology**, vol. 64, n. 6, pp. 1540-1548, 1983.
- WIMBERGER, P. H. Plasticity of fish body shape. The effects of diet, development, family and age in two species of *Geophagus* (Pisces: Cichlidae). **Biological Journal of the Linnean Society**, vol. 45, n. 3, pp. 197-218, 1992.
- WOLFF, L. L.; ABILHOA, V.; RIOS, F. S.; DONATTI, L. Spatial, seasonal and ontogenetic variation in the diet of *Astyanax* aff. *fasciatus* (Ostariophysi: Characidae) in an Atlantic Forest river, Southern Brazil. **Neotropical Ichthyology** vol. 7, n. 2, pp. 257–266, 2009.
- WOOTTON, R. J. **Ecology of Teleost Fishes**. 2. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998.
- WORISCHKA, S.; SCHMIDT, S. I.; HELLMANN, C.; WINKELMANN, C. Selective predation by benthivorous fish on stream macroinvertebrates – The role of prey traits and prey abundance. **Limnologia**, vol. 52, n. 1, pp. 41-50, 2015.

YDENBERG, R.; HURD, P. Simple models of feeding with time and energy constraints. **Behavioral Ecology**, vol. 9, n. 1, pp. 49-53, 1998.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: EDUEM, 1996.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, vol. 726, n. 1, pp. 259-270, 2014.

## 5. MÉTODOS PARA AVALIAÇÃO DA ECOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES: UMA REVISÃO CRÍTICA DA ANÁLISE DE ESTÔMAGOS<sup>2</sup>

### 5.1. Introdução

Compreender a ecologia trófica das espécies de peixes em ambientes naturais é imperativo para a gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos (LINK, 2002; GARVEY e CHIPPS, 2012). Essa compreensão requer a análise sequencial, hierárquica e integrada de conhecimentos biológicos e ecológicos sobre as espécies ictícas, desde o nível individual até o ecossistêmico (GASALLA e SOARES, 2001). O papel que uma determinada espécie de peixe desempenha em uma teia trófica é determinado pelo seu nível trófico, o que come (i.e.: informação qualitativa) e em quais proporções (i.e.: informação quantitativa), definindo assim o fluxo de massa e de energia através dos ecossistemas (FINLAY et al., 2010; CARTES et al., 2016). Avaliações de nível trófico podem ser baseadas em (i) abordagens diretas, por meio da análise do trato digestivo utilizando técnicas visuais (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980) e de DNA (ROSEL e KOCHER, 2002; SYMONDSON, 2002), e em (ii) abordagens indiretas, empregando observações subaquáticas (SAZIMA e MACHADO, 1990) e biomarcadores lipídicos (LOVERN, 1935) e isotópicos (PARKER, 1964).

Para a análise de estômagos, os métodos aplicados na determinação e quantificação dos alimentos consumidos são diversos. A escolha de um determinado método em detrimento de outros está relacionada ao objetivo do estudo, o qual pode envolver desde a identificação de comportamentos alimentares (i.e.: estudos etológicos e autoecológicos) até a análise de distribuições e balanços energéticos em níveis específico, interespecífico e ecossistêmico. Devido a ampla gama de objetivos de estudos existentes no campo da ecologia trófica de peixes, não existem critérios nem consenso entre os pesquisadores para se determinar qual é(s) o(s) método(s) mais apropriado(s) para a análise de estômagos, promovendo assim a ausência de padronização na aplicação de métodos e reduzindo o poder de comparação entre diferentes estudos (HAHN e DELARIVA, 2003). Métodos de análise padronizados são uma realidade em outros campos da dinâmica populacional de peixes, tais como biologia reprodutiva (BROWN-PETERSON et al., 2011; LOWERRE-BARBIERI et al., 2011) e idade e crescimento (ILES, 1974; SECOR et al., 1995, PANFILI et al., 2002, VAZ-DOS-SANTOS, 2015).

---

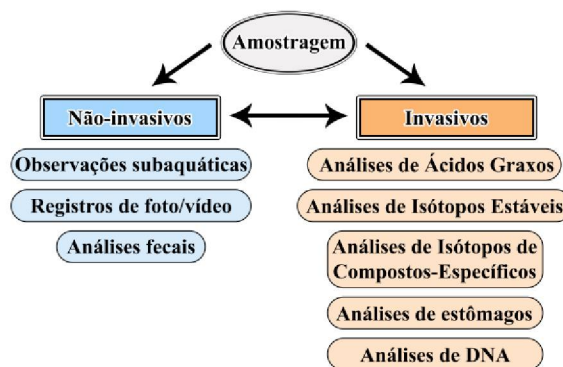
<sup>2</sup> Cite como: SILVEIRA, E. L.; SEMMAR, N.; CARTES, J. E.; TUSET, V. M.; LOMBARTE, A.; BALLESTER, E. L. C.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Methods for Trophic Ecology Assessment in Fishes: A Critical Review of Stomach Analyses. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, vol. 28, n. 1, pp. 71-106, 2020. <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1678013>

Revisões históricas sobre ecologia trófica de peixes apresentaram a diversidade de métodos disponíveis para a análise de estômagos (HYNES, 1950; BERG, 1979; HYSLOP, 1980; MAHESH et al., 2018) e dispenderam esforços para comparar os resultados obtidos a partir de diferentes métodos (ROSECCHI e NOUAZE, 1987). Algumas revisões focaram na determinação do método mais informativo para as avaliações tróficas (LIAO et al., 2001; AHLBECK et al., 2012). Outras focaram no papel-chave das análises estatísticas para o tratamento de dados de alimentação e a obtenção de resultados robustos (CORTÉS, 1997; CHIPPS e GARVEY, 2007). Além desses, avaliações empíricas objetivaram padronizar alguns dos métodos relacionados à determinação e quantificação das categorias alimentares consumidas (BROWN et al., 2012; BUCKLAND et al., 2017). Outros trabalhos revisaram os índices tróficos mais utilizados (HAHN e DELARIVA, 2003) e as tendências relacionadas a regiões geográficas, ambientes aquáticos e espécies de peixes mais estudadas (BRAGA et al., 2012). Ainda, algumas revisões forneceram “guias para usuários” com procedimentos de campo e de laboratório a serem adotados para a obtenção de amostras de conteúdo estomacal, sua avaliação e quantificação (GARVEY e CHIPPS, 2012; MANKO, 2016).

Este trabalho objetivou apresentar as abordagens diretas e indiretas utilizadas na ecologia trófica de peixes, discutindo (i) seus princípios, (ii) objetivos, (iii) vantagens e (iv) limites, e (v) avaliando sua utilização enquanto ferramentas complementares. Esta revisão tem especial destaque sobre a análise de estômagos, considerando diferentes objetivos e níveis ecológicos de estudo, e prestando atenção especial à padronização de equações e nomes relacionados aos seus métodos, uma fonte de erro científico detectada na literatura especializada sobre tema.

## **5.2. Dieta**

O conhecimento acerca da dieta das espécies ictíicas constitui a base para qualquer estudo trófico. Por isso, essa informação deve ter boa resolução qualitativa e/ou quantitativa. Inicialmente é necessário determinar se os dados obtidos a partir de um determinado método são representativos da dieta da espécie estudada (i.e.: se todas as presas exploradas pelo consumidor são representadas na escala espaço-temporal adotada). Diversos métodos não-invasivos e invasivos (FIGURA 5.1) foram desenvolvidos para tal.



**FIGURA 5.1** - CLASSIFICAÇÃO GERAL DOS MÉTODOS APLICADOS À AVALIAÇÃO DA DIETA DE PEIXES. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020).

### 5.2.1. Métodos não-invasivos

Métodos não-invasivos são aqueles que dispensam qualquer tipo de manipulação ou dissecação (OED, 2018). Para estudos tróficos em peixes, métodos não-invasivos incluem (i) observações subaquáticas, além de (ii) fotos e (iii) vídeos produzidos durante mergulhos ou por estações fixas e veículos submersíveis (BAILEY et al., 2007; MASUDA et al., 2012; HIGGS et al., 2014). Esses métodos fornecem informações sobre os hábitos dos peixes durante suas atividades alimentares (SAZIMA e MACHADO, 1990), revelando associações alimentares interespecíficas (LEITÃO et al., 2007; TERESA e CARVALHO, 2008) e dando suporte às análises sobre a estrutura da comunidade (ANDERSON et al., 1981) e uso do habitat (MANNA et al., 2014; VIVANCOS e CLOSS, 2015). No entanto, essas técnicas não são sempre efetivas na determinação da dieta dos peixes (KOSTER, 1955), das suas estratégias (HEEMSTRA et al., 2006) e comportamentos alimentares (SANCHO et al., 2005; TUNNICLIFFE et al., 2013). Por exemplo, o uso de câmeras com iscas introduziu vieses na definição de estratégias tróficas: no Terraço Meriadzek, onde diversos grupos animais foram atraídos por armadilhas iscadas, tais como tubarões, quimeras e macrourídeos. No entanto, análises estomacais detalhadas indicaram que as tais iscas (i.e.: carniça) dificilmente faziam parte da dieta natural (i.e.: dieta efetiva) desses animais (MAHAUT et al., 1990). O mesmo foi observado para tubarões de mares profundos, como *Centroscymnus coelolepis* (DALLARÉS et al., 2017).

Outro método não-invasivo para a análise de dieta de peixes inclui a (iv) análise de conteúdos fecais. Tais análises têm sido aplicadas com sucesso em estudos de ecologia aquática e terrestre de mamíferos (DEAGLE et al., 2009; IWANOVICZ et al., 2016). Em peixes, elas geralmente são realizadas em estudos sobre assimilação de nutrientes e digestibilidade em espécies de cultivo (ex.: na Truta arco-íris, *Oncorhynchus mykiss*, WINDELL et al., 1978). Análises de DNA sobre amostras fecais de peixes também têm apresentado resultados

importantes no reconhecimento de padrões alimentares (CORSE et al., 2010). No entanto, a eficiência desses métodos em ambientes aquáticos naturais exige desenhos amostrais rigorosos que considerem o ciclo circadiano e as taxas de evacuação das espécies analisadas, assegurando a obtenção de amostragem *in situ* de qualidade.

### **5.2.2. Métodos invasivos**

Na ecologia trófica de peixes, métodos invasivos são aqueles que implicam na dissecação e na análise de tecidos, órgãos e outras estruturas animais (OED, 2018) para a obtenção de amostras de (i) biomarcadores lipídicos, (ii) isótopos estáveis e (iii) conteúdos estomacais. Esses métodos causam danos parciais ou letais aos espécimes amostrados, exigindo desenhos amostrais cuidadosos, principalmente quando o estudo envolve espécies raras ou ameaçadas (HAMMERSCHLAG e SULIKOWSKI, 2011; BUTLER e WOODEN, 2012).

#### **5.2.2.1. Biomarcadores lipídicos**

Lipídios constituem um grupo heterogêneo de moléculas que são insolúveis em água, mas se solubilizam em solventes orgânicos, tais como álcoois, hidrocarbonetos e clorofórmios (BUDGE et al., 2006). Eles são bioconstituintes essenciais na estruturação de membranas celulares, influenciando a pigmentação, compondo hormônios e mensageiros secundários, e armazenando materiais intracelulares e reservas energéticas extracelulares (BUDGE et al., 2006; TOCHER, 2010). Os ácidos graxos (AGs) constituem a unidade básica dos lipídios (de forma correlata aos aminoácidos em relação às proteínas) e são biomarcadores-chave em estudos que relacionam fontes alimentares e consumidores em teias alimentares aquáticas (NAPOLITANO, 1999; IVERSON, 2004). Além dos AGs, ésteres (NICHOLS et al., 1986; CARREÓN-PALAU et al., 2018) e pigmentos (MILLIE et al., 1993; CARTES et al., 2007) também representam biomarcadores potenciais para investigações tróficas. O uso geral desses biomarcadores na ecologia trófica tem sido discutido em diversas revisões (NAPOLITANO, 1999; DALSGAARD et al., 2003; BUDGE et al., 2006; IVERSON, 2009).

Os AGs podem ser adquiridos pelos organismos por duas rotas: (i) pela biossíntese *de novo*, na qual os organismos mobilizam enzimas específicas para produzir AGs mono- e poli-insaturados próprios, e (ii) por vias tróficas, onde os predadores adquirem AGs a partir de suas presas (HENDERSON, 1996; DALSGAARD et al., 2003). De acordo com a natureza dos AGs e da composição bioquímica, condições fisiológicas e restrições nutricionais dos consumidores, a deposição dos AGs nos tecidos dos predadores pode ocorrer com poucas

modificações, conduzindo a padrões de assimilação e deposição previsíveis (LOVERN, 1935; LEE et al., 1971; IVERSON et al., 2002). Essa característica conservativa fornece informações qualitativas integradas em relação à dieta de curto e longo prazo dos consumidores (NAPOLITANO, 1999). Embora a análise de ácidos graxos (AAGs) não seja apropriada para a identificação de fontes alimentares em nível espécie-específico, ela permite distinguir grupos taxonômicos, com destaque para os produtores primários. Por exemplo, os sinais dos AGs 16:1(n-7), 18:1(n-7) e 18:4(n-3) são tipicamente relacionados a grupos fitoplanctônicos (KHARLAMENKO et al., 1995; FALK-PETERSEN et al., 2000), enquanto os sinais 18:2(n-6) e 18:3(n-3) são característicos de plantas terrestres (HARWOOD e RUSSELL, 1984). Assim, informações sobre a presença, quantidade e proporções dos diferentes AGs presentes nos consumidores podem ser utilizados para identificar fontes alimentares, tendências tróficas espaço-temporais e mobilizações energéticas ao longo do ciclo de vida (NAPOLITANO, 1999; IVERSON et al., 2002; DALSGAARD et al., 2003).

Relacionar os conteúdos de AGs de fontes alimentares e consumidores exige conhecimentos sobre a disponibilidade e a acessibilidade das presas potenciais, uma informação-chave geralmente obtida a partir de estudos etológicos e de análises de conteúdos estomacais. Para que a determinação dos perfis de AGs das fontes alimentares seja precisa e confiável, a amostragem das presas potenciais deve abranger variações espaço-temporais (IVERSON et al., 2002; BUDGE et al., 2006), uma vez que os perfis lipídicos das presas podem mudar dramaticamente devido a alterações nas condições ambientais (ex.: temperatura) e na disponibilidade de recursos (ex.: luz, nitrogênio, fósforo, silicato, etc.) (ROESSLER, 1988; THOMPSON et al., 1992; SIRON et al., 1989; FIDALGO et al., 1998; HILL et al., 2011). Determinações de AGs geralmente avaliam o perfil lipídico de “corpo inteiro” das presas potenciais. No entanto, de acordo com os objetivos do estudo, o conteúdo estomacal das presas potenciais pode ser removido *a priori* (DALSGAARD et al., 2003). Para os consumidores, AAGs geralmente utilizam amostras de músculo e de fígado obtidas a partir de amostragens letais (IVERSON, 2009). Propostas para procedimentos não-letais têm utilizado biópsias de tecidos adiposo e muscular de nadadeiras (OLSEN et al., 2013). No entanto, o sucesso dessas técnicas depende de diversos fatores incluindo a estrutura laboratorial disponível, o tamanho dos espécimes amostrados, o tecido escolhido e o peso necessário para (i) a obtenção de material lipídico suficiente e (ii) proteção do espécime, evitando danos extensos e/ou prejudiciais (OLSEN et al., 2013).

Na ecologia trófica de peixes, as AAGs ajudam a distinguir contribuições autóctones e alóctones nas teias alimentares (ALFARO et al., 2006; TORRES-RUIZ et al., 2007) e a diferenciar indivíduos provenientes de ambientes naturais daqueles associados a escapes de cultura (OLSEN et al., 2013). As AAGs revelam variações tróficas intraespecíficas e mobilizações energéticas relacionadas à ontogenia (NEMOVA et al., 2015), reprodução (GARRIDO et al., 2008) e migração (HENDERSON et al., 1984). As AAG também permitem elucidar relações interespecíficas em diferentes escalas, desde a partição trófica (CONNAN et al., 2010) até complexas associações interfilos, como aquelas entre peixes e águas-vivas (TILVES et al., 2018). Tais informações são indispensáveis para a compreensão de variações espaço-temporais e fluxos energéticos ao longo das teias alimentares (HENDERSON et al., 1984; BUDGE et al., 2002; GARRIDO et al., 2008; KAINZ et al., 2017). Além disso, as AAG também podem ser utilizadas para avaliar a influência de atividades humanas sobre a qualidade ambiental e a dieta de peixes (ex.: efluentes de áreas urbanas, rurais e industriais contendo agrotóxicos, metais e organoclorados) (KAINZ e FISK, 2009; LE CROIZIER et al., 2016)

No entanto, as AAGs requerem equipe técnica, equipamentos, reagentes e materiais de consumo específicos e, em muitos casos, financeiramente onerosos. A amostragem é especialmente crítica, uma vez que os AGs são sensíveis à oxidação, exigindo protocolos padronizados para assegurar a qualidade das amostras e, conseqüentemente, a confiabilidade dos resultados (BUDGE et al., 2006; RUDY et al., 2016). Particularidades relacionadas aos constituintes lipídicos das amostras (ex.: presença de AGs de cadeias curtas e ésteres) podem exigir procedimentos específicos para a correta determinação dos perfis lipídicos dos organismos, e tais procedimentos são geralmente onerosos em termos de tempo e de recursos financeiros (BUDGE et al., 2006). Quanto aos aspectos ecológicos, consumidores com um mesmo nicho alimentar podem apresentar perfis de AGs sobrepostos, tornando difícil identificar e diferenciar as fontes alimentares por eles exploradas (IVERSON et al., 2002). Além disso, consumidores primários e secundários podem apresentar perfis de AGs similares àqueles de suas fontes alimentares, o que dificulta a elucidação da dieta efetiva de predadores de topo (IVERSON, 2009). Ambos os casos exigem investigações e interpretações cuidadosas acerca da dieta dos consumidores, o que pode requerer análises de conteúdos estomacais (GARRIDO et al., 2008) ou de isótopos estáveis (PERSIC et al., 2004; ALFARO et al., 2006; LE CROIZIER et al., 2016) para a obtenção de resultados mais robustos e confiáveis. Além disso, a determinação do perfil de AGs das fontes alimentares geralmente é baseada em avaliações do corpo inteiro das presas (i.e.: sem dissecação para remoção do estômago;

DALSGAARD et al., 2003; BUDGE et al., 2006). Isso pode levar a erros de interpretação da relação predador-presa (ex.: uma presa presente no estômago de um consumidor primário – e que muitas vezes só é ecológica e energeticamente acessível a este – pode ser erroneamente interpretada tendo sido diretamente consumida por um predador de topo). Por último, a complexidade associada aos diversos padrões de assimilação de AGs tanto pelas presas quanto pelos consumidores torna impraticável o desenvolvimento de estimativas diretas acerca das quantidades consumidas de cada fonte alimentar, requerendo técnicas de modelagem (IVERSON et al., 2004).

#### 5.2.2.2. *Análises de isótopos estáveis*

A análise de isótopos estáveis (AIE) avalia a presença de determinados compostos nos tecidos dos consumidores que são adquiridos a partir da dieta, tal como o faz a AAG. A síntese de tecidos corporais nos consumidores é baseada nos elementos químicos presentes nas fontes alimentares consumidas; portanto, ambos deveriam ser isotopicamente relacionados (PETERSON e FRY, 1987). Nitrogênio  $\delta^{15}\text{N}$  e carbono  $\delta^{13}\text{C}$  são os isótopos mais comumente aferidos em estudos de ecologia trófica (POST, 2002). Incorporações de  $\delta^{15}\text{N}$  nos tecidos corporais dos consumidores ocorrem em uma taxa média de 3‰ em relação às presas consumidas, indicando a posição trófica dos consumidores ao longo das teias alimentares (DeNIRO e EPSTEIN, 1978; MINAGAWA e WADA, 1984). O enriquecimento das proporções de  $\delta^{13}\text{C}$  apresenta poucas mudanças por nível trófico (<1‰), e está relacionado ao consumo sobre produtores primários (PARKER, 1964; FRANCE e PETERS, 1997). O uso geral da AIE tem sido focado em algumas importantes revisões (POST, 2002; POST et al., 2007; BOECKLEN et al., 2011; LAYMAN et al., 2012; HOPKINS III e FERGUSON, 2012; HUSSEY et al. 2012; NEWSOME et al., 2012; MIDDELBURG, 2014), incluindo “guia de usuários” para estudos ecológicos (BEN-DAVID e FLAHERTY, 2012).

A AIE tem sido desenvolvida por décadas com peixes em ambientes naturais (PARKER, 1964; MIYAKE e WADA, 1967; SCHOENINGER e DeNIRO, 1984; CARTES et al., 2016), usando técnicas letais e não-letais. A primeira utiliza amostras de tecidos como músculos (KNEIB et al., 1980), ossos (SCHOENINGER e DeNIRO, 1984), otólitos (NELSON et al., 1989), gônadas (KLINE Jr. et al., 1993), sangue (MacAVOY et al., 2001) e fígado (GASTON e SUTHERS, 2004), enquanto técnicas não-letais usam escamas (STRUCK et al., 2002) e tecidos extraídos de nadadeiras (ANDVIK et al., 2010; JARDINE et al., 2011). De acordo com a amostra biológica utilizada e o objetivo do estudo, os dados obtidos podem revelar espectros

alimentares de curto e longo prazo (HESSLEIN et al., 1993; CERLING et al., 2007). Por exemplo, estudos recentes baseados em AIE evidenciaram uma diminuição a longo prazo no nível trófico de peixes de profundidade do Mar Mediterrâneo (e na megafauna como um todo) ao longo dos últimos 25 anos (FANELLI et al., 2016).

A AIE permite determinar a origem (i.e.: se autóctone ou alóctone) e a contribuição relativa das variadas fontes alimentares na dieta dos consumidores (HUGHES e SHERR, 1983; ALFARO et al., 2006). Ela pode revelar relações tróficas intraespecíficas como resposta à ontogenia (GREY, 2001; HARVEY et al., 2008; PARK et al., 2018), conectividade ambiental (HERZKA, 2005), deslocamentos migratórios (HESSLEIN et al., 1991; HOBSON, 1999) e reprodução (KLINE Jr. et al., 1993). A AIE também permite avaliar relações tróficas interespecíficas (CHURCHILL et al., 2015), incluindo teias tróficas complexas que dificilmente poderiam ser avaliadas de outra forma, tais como aquelas envolvendo espécies detritívoras (PETERSON e FRY, 1987) e aquelas que cortam e esmagam as presas em pedaços muito pequenos (CARTES, 1994), além de relações simbióticas (PARMENTIER e DAS, 2004) e parasíticas (DEUDERO et al., 2002). Essas análises permitem determinar a posição trófica dos consumidores (POST, 2002) e a entender as dinâmicas dos fluxos de energia e matéria ao longo das teias tróficas nos níveis de comunidade (ALFARO et al., 2006; FINLAY et al., 2010; KAINZ et al., 2017) e ecossistema (SCHOENINGER e DeNIRO, 1984; SIMENSTAD et al., 1990). Elas também habilitam a avaliação de flutuações tróficas em resposta às variações espaço-temporais (GOERING et al., 1990; BEN-DAVID e FLAHERTY, 2012) e influências humanas (GASTON e SUTHERS, 2004; CLARKE et al., 2005; CARTES et al., 2016).

No entanto, a AIE, como qualquer técnica, apresenta limitações. As proporções de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  variam entre os diferentes ambientes como resultado de suas distintas histórias biogeoquímicas, influenciando diretamente a composição isotópica dos organismos que os habitam (OHKOUCHI et al., 2015). Além disso, o fator de discriminação trófico (FDT) varia entre as diferentes espécies, fases de vida e tecidos de acordo com a composição de micronutrientes das presas e a eficiência da assimilação destes pelos consumidores (HESSLEIN et al., 1993; MARTÍNEZ DEL RIO et al., 2009; MARTÍNEZ DEL RIO e CARLETON, 2012; ZANDEN et al., 2015; PAPIOL et al., 2017). Essas condições exigem o estabelecimento de uma precisa base isotópica em relação às presas potenciais, a qual é invariavelmente baseada em conhecimentos prévios oriundos de análises de conteúdos estomacais. Essas bases isotópicas exigem amostras de qualidade (i.e.: sem contaminação) para cada presa potencial de cada local e época (i.e.: sazonalidade) passíveis de serem explorados pelos consumidores, o

que, em si, é uma tarefa difícil (POST, 2002; MARTÍNEZ DEL RIO et al., 2009). Erros no estabelecimento da base isotópica enviesam as estimativas de FDT e todos os resultados relacionados a essas estimativas (BLANKE et al., 2017). Outra limitação é que a AIE sozinha não consegue diferenciar precisamente a origem dos alimentos, uma vez que o  $\delta^{13}\text{C}$  fornece apenas uma ideia geral das fontes primárias consumidas (ex.: plâncton, bentos, terrestres). A AIE também falha em diferenciar (i) duas fontes alimentares com concentrações isotópicas sobrepostas e (ii) nichos ecológicos de espécies que exploram um mesmo nicho isotópico (LAYMAN et al., 2012; BEN-DAVID e FLAHERTY, 2012). Esses problemas têm sido parcialmente resolvidos pela inclusão de marcadores isotópicos adicionais, como  $\delta^{34}\text{S}$  e  $\delta^2\text{H}$  (DOUCETT et al., 2007; PHILLIPS et al., 2014) e pela aplicação de modelos mistos Bayesianos para estimar erros relativos às taxas de conversão e proporções isotópicas de fontes alimentares putativas (MOORE e SEMMENS, 2008). Outra desvantagem da AIE inclui sua inabilidade em quantificar os alimentos consumidos (POST, 2002) tornando impossível a quantificação direta de fluxos de energia e massa através dos ecossistemas sem a aplicação de técnicas de modelagem, tais como o IsoSource (PHILLIPS e GREGG, 2003) e os modelos Bayesianos do tipo SIAR (PARNELL et al., 2010) (veja uma revisão sobre técnicas de modelagem para AIE em PHILLIPS et al., 2014).

#### 5.2.2.3. *Análise isotópica de compostos específicos*

Um refinamento da AIE denominado análise isotópica de compostos específicos (AICE), tem sido aplicado com sucesso em estudos de ecologia trófica principalmente ao longo da última década. Enquanto a AIE avalia as concentrações isotópicas de amostras biológicas em uma perspectiva “total”, ignorando a diversidade de moléculas que constituem os tecidos analisados, suas diferentes origens e rotas metabólicas, a AICE avalia as assinaturas isotópicas de macronutrientes individuais específicos, como aminoácidos e lipídios (McCLELLAND e MONTROYA, 2002; MEIER-AUGENSTEIN, 2002). Essas moléculas apresentam padrões de assimilação conservativos e preditivos, permitindo (i) uma identificação mais precisa das fontes alimentares exploradas pelos consumidores e (ii) a rastreabilidade das transferências isotópicas ao longo da teia trófica, além de (iii) dispensar a necessidade de amostras específicas de presas potenciais para a construção de bases isotópicas. Essas vantagens fazem da AICE uma técnica mais precisa do que a AIE (BUDGE et al., 2008; STEFFAN et al., 2013; BLANKE et al., 2017). Por exemplo, a AICE de aminoácidos a partir de consumidores revela com sucesso informações referentes a assinatura basal de produtores primários (ex.: usando o  $\delta^{15}\text{N}$  do ácido glutâmico) e

o número de transferências tróficas ao longo da teia alimentar (ex.: usando o  $\delta^{15}\text{N}$  da fenilalanina) (McCLELLAND e MONTROYA, 2002; BOWES e THORP, 2015). Da mesma forma, a AICE de ácidos graxos permite identificar com precisão as distintas fontes alimentares exploradas pelos consumidores (ex.: usando o  $\delta^{13}\text{C}$  dos ácidos graxos) algo que, se analisado apenas na perspectiva da AAG, poderia ser negligenciado (BUDGE et al., 2008; KOHLBACH et al., 2017). Além disso, a baixa variabilidade isotópica observada na AICE exige um menor número de amostras em relação à AIE para se obter a mesma confiança de 95% na determinação de nível trófico (BOWES e THORP, 2015). Nesse sentido, a AICE reduz as ambiguidades associadas com as técnicas de AIE tradicionais (BEN-DAVID e FLAHERTY, 2012), permitindo um melhor entendimento (i) das diferentes fontes alimentares exploradas pelos consumidores, (ii) dos seus comportamentos de forrageio e (iii) da organização e estruturação das teias alimentares ao longo do tempo e do espaço (BUDGE et al., 2008; BOECKLEN et al., 2011; STEFFAN et al., 2013).

No entanto, a AICE tem desvantagens, incluindo sua inabilidade para estimar corretamente a posição trófica de consumidores que habitam ecossistemas onde diferentes plantas vasculares e não-vasculares contribuem como recursos basais, tais como em prados de algas marinhas e em habitats dulcícolas (ISHIKAWA, 2018). Além disso, diferentes valores de FDT podem ser obtidos a partir de diferentes amostras de tecidos de um mesmo consumidor (ex.: músculo vs. fígado) e de consumidores com diferentes origens (ex.: organismos selvagens vs. de cultivo), exigindo informações prévias de qualidade, experimentos controlados e técnicas de modelagem refinadas para assegurar interpretações corretas (BLANKE et al., 2017; ISHIKAWA, 2018). Além disso, tal como a AAG e a AIE, a AICE não permite estimar as proporções de cada presa na dieta sem a aplicação de técnicas de modelagem (IVERSON et al., 2004). Por último, quando comparada com a AIE, a AICE é onerosa em termos de tempo, equipamentos laboratoriais e de pessoal técnico requeridos (BOWES e THORP, 2015). No entanto, esses custos podem ser compensados pela alta qualidade da informação adquirida a partir da AICE e pela redução do esforço amostral total exigido (BOWES e THORP, 2015), conduzindo a impactos positivos em relação ao tempo e a custos dispensados nas análises.

#### *5.2.2.4. Análise de estômagos*

A análise de estômagos (AE) fornece informações sobre o alimento efetivamente ingerido pelos consumidores. A AE pode incluir a avaliação de estômagos e de outras porções do trato digestivo (ex.: arcos branquiais, esôfago, intestino). Análises de conteúdos intestinais,

por exemplo, são utilizadas em peixes que evertem os estômagos (ex.: peixes de mares profundos, CARTES et al., 2016; DALLARÉS et al., 2014). A AE é o método mais aplicado em determinações de espectro de dieta de curto-prazo em peixes: o *FishBase* possui 8.329 registros de diferentes fontes alimentares consumidas por peixes (FROESE e PAULY, 2018).

Assim como a AAG, a AIE e a AICE, a AE fornece informações ao nível individual, populacional e de comunidade, revelando relações intra e interespecíficas (WOOTTON, 1990; GERKING, 1994; ZAVALA-CAMIN, 1996) e, assim, permitindo a compreensão da dinâmica das teias tróficas em resposta às variações espaço-temporais e alterações antrópicas (FERREIRA et al., 2012; ALMEIDA-SILVA et al., 2015; CARTES et al., 2016; ROFF et al., 2016). A AE também permite avaliar a dieta de espécies depositadas em coleções biológicas (ex.: museus), para as quais AAG, AIE e métodos baseados em DNA são, muitas vezes, inviáveis devido (i) aos fixadores químicos utilizados na preservação dos materiais biológicos e (ii) às inconsistências amostrais acumuladas entre diferentes investigadores ao longo do tempo e espaço (BOWEs e THORP, 2015). No entanto, a AE pode se tornar financeiramente onerosa e expressivamente laboriosa em termos de esforços amostral e laboratorial quando os objetivos de pesquisa envolvem determinações de espectros de dieta de longo prazo. Além disso, a AE não permite determinar a origem da matéria orgânica consumida pelos peixes (PASQUAUD et al., 2007). Nesses casos, AAG, AIE, AICE e técnicas baseadas em DNA podem constituir técnicas mais efetivas (MATLEY et al., 2018). A AE utiliza métodos não-letais e letais.

As técnicas não-letais de AE recuperam os conteúdos estomacais dos peixes por meio da regurgitação, induzida pela administração de substâncias químicas eméticas (MARKUS, 1932; ELSTON et al., 2015), e por intervenções mecânicas utilizando gastrocópios, tubos, sucção e lavagem estomacal (ROBERTSON, 1945; FOSTER, 1977; KAMLER e POPE, 2010). Esses métodos não exigem o sacrifício dos espécimes amostrados e, por isso, são vantajosos quando se avalia espécies raras ou ameaçadas (HAMMERSCHLAG e SULIKOWSKI, 2011; BUTLER e WOODEN, 2012). No entanto, eles consomem tempo e são difíceis de serem aplicados *in situ*, exigindo a sedação química dos espécimes (KAMLER e POPE, 2010; HAMMERSCHLAG e SULIKOWSKI, 2011; BUTLER e WOODEN, 2012). Além disso, a eficiência desses métodos em recuperar os itens ingeridos pelos consumidores é limitada devido (i) à anatomia do trato digestivo do peixe (MEEHAN e MILLER, 1978), e (ii) ao tamanho e (iii) digestibilidade dos itens presa (BROMLEY, 1994). Diversos pesquisadores argumentam em favor da baixa letalidade desses métodos (MEEHAN e MILLER, 1978; HORTLE, 1989; HAKALA e JOHNSON, 2004; SHUMAN e PETERS, 2007). No entanto, as injúrias associadas

a essas técnicas afetam o comportamento alimentar dos consumidores (BROSSE et al., 2002), aumentando a mortalidade individual, principalmente em ambientes naturais, onde a predação, competição, migração e parasitismo constituem fatores que raramente são considerados em ensaios experimentais e avaliações laboratoriais (BARBOUR et al., 2012).

As técnicas letais de AE exigem o sacrifício dos espécimes para a extração do trato digestivo e do seu conteúdo. Isso pode representar uma oportunidade para relacionar as análises alimentares com outros aspectos da história de vida cujas avaliação também exija métodos letais, incluindo avaliações de idade e crescimento (baseadas em estruturas rígidas, como otólitos e ossos), ontogenia (baseadas em técnicas morfométricas), reprodução (baseadas em análises de tecidos adiposos e reprodutivos), impactos ambientais (baseados em análises de fluidos e tecidos corporais), entre outros. No entanto, as técnicas letais de AE também têm limitações. Peixes de profundidades podem evertir o estômago ou regurgitar seu conteúdo devido às mudanças de pressão durante o recolhimento dos equipamentos de pesca (ROACH et al., 2011; KERWATH et al., 2013). Entre os peixes de mares profundos que vivem até 500 metros, 47% dos estômagos foram evertidos em *Lepidon eqques* (MAUCLINE e GORDON, 1980). Em profundidades maiores de 1.000 metros, 85-95% dos estômagos de *Mora moro* foram evertidos e nenhum conteúdo estomacal pôde ser identificado (CARRASSÓN e CARTES, 2002; DALLARÉS et al., 2014). Nesses casos, uma boa alternativa foi a análise do trato intestinal, onde uma variedade de presas pôde ser identificada (DALLARÉS et al., 2014; CARTES et al., 2016). Uma outra limitação recorrente das técnicas letais de AE é a “alimentação na rede” (i.e.: presas consumidas pelos peixes durante o cerco devido às agregações artificiais provocadas pelos equipamentos de pesca). Dependendo da duração da coleta, o reconhecimento e o descarte dessas presas são fáceis, pois elas têm aparência fresca (i.e.: não digerida) no trato digestivo. As análises intestinais geralmente evitam esses problemas, pois a taxa de evacuação gástrica é um processo mais lento do que aquele dispendido na coleta. Essas informações podem ser estimadas de forma direta ou indireta, aplicando técnicas de restrição alimentar nas espécies avaliadas ou por amostragens mais regulares no tempo. Vários modelos matemáticos usam taxas de evacuação gástrica para estimar as quantidades de alimentos consumidos pelos peixes (EGGERS, 1977; ELLIOTT e PERSSON, 1978).

Após a obtenção dos alimentos consumidos, estes precisam ser identificados. A identificação das fontes alimentares é a base para qualquer passo seguinte no estudo de ecologia trófica, e exige conhecimentos avançados da taxonomia e da ecologia das presas. Para esse

propósito, a AE utiliza técnicas visuais e de DNA. Apenas a identificação visual fornece informações diretas sobre a ecologia trófica em relação tanto aos aspectos qualitativos, relacionados à diversidade taxonômica, quanto aos quantitativos, por meio da aferição das quantidades, pesos/volumes e tamanhos dos diferentes itens presa consumidos (HEUPEL e SIMPFENDORFER, 2010). Além disso, a identificação visual é a única técnica capaz de identificar os diferentes estágios de vida (i.e.: ovo, larva, ninfa, adulto) dos organismos predados (NIELSEN et al., 2018).

A identificação visual das presas é um trabalho laborioso e demorado (BUCKLAND et al., 2017). Essa identificação utiliza chaves taxonômicas baseadas em animais inteiros (i.e.: com corpos íntegros, sem danos). No entanto, itens presa encontrados nos estômagos dos peixes geralmente estão danificados e/ou digeridos/amolecidos/liquefeitos, tornando a identificação visual difícil ou mesmo impossível. A integridade dos itens presa consumidos depende (i) das estratégias de obtenção de alimento empregadas pelos consumidores (ex.: se os consumidores ingerem as presas inteiras ou se as cortam e esmagam) (BAKER et al., 2014), (ii) as características metabólicas e digestivas desses consumidores (FU et al., 2009), e (iii) a resistência das presas à digestão (THOMPSON, 1959; MACDONALD et al., 1982). Durante a amostragem, a integridade das presas pode ser afetada pelos equipamentos de pesca e pelas técnicas não-letais aplicadas (BOWEN, 1996; STONE, 2004). Essa integridade também é influenciada pelo tempo decorrido entre a alimentação, a morte do consumidor e a fixação do seu conteúdo estomacal (inibindo a atividade digestiva), bem como pelos fixadores químicos usados para preservar os itens presa amostrados (PETERSON e VANDERKOOY, 1996; CHIPPS e GARVEY, 2007; HONDOLERO et al., 2012).

Essas dificuldades podem ser parcialmente sanadas pela utilização de coleções-referência de presa potenciais intactas oriundas do ambiente avaliado (ALLEN, 1940). Coleções-referência devem ser representativas da dieta do consumidor, o que exige conhecimentos tanto da ecologia das presas quanto dos consumidores (i.e.: disponibilidade e acessibilidade das presas, hábitos alimentares dos consumidores, ritmos circadianos, agregações, hábitos crípticos, entre outros) (GARVEY e CHIPPS, 2012). Coleções de estruturas rígidas (i.e.: resistentes à digestão) também são úteis, e incluem frústulas de algas (KUTKUHN, 1958), sementes de plantas (SOUZA-STEVAUX et al., 1994), estruturas quitinosas e de carbonato oriundas de invertebrados (RANDALL e HARTMAN, 1968; ALHEIT e SCHEIBEL, 1982), bem como escamas (GARMAN, 1982), otólitos (PERRIN et al., 1973; MORROW, 1979) e ossos de vertebrados (NEWSOME, 1977; MANN e

BEAUMONT, 1980; HANSEL et al., 1988). Para otólitos de peixes, coleções online e bases de dados estão disponíveis para auxiliar os pesquisadores em seus estudos (ex.: AFORO, LOMBARTE et al., 2006). Além destes, métodos baseados em DNA oferecem alta resolução taxonômica e sensibilidade mesmo para itens raros, moles e severamente digeridos (NIELSEN et al., 2018).

Os métodos baseados em DNA podem solucionar muitas das ambiguidades relacionadas a AAG, AIE e AICE quanto à identificação de itens presa consumidos pelos peixes. Métodos baseados em DNA fazem uso de plastídios e DNA mitocondrial e ribossomal nuclear para a identificação dos conteúdos recuperados a partir de estômagos (ROSEL e KOCHER, 2002; SMITH et al., 2005; LERAY et al., 2013; CARTES et al., 2016) intestinos (CARTES et al., 2016) e pelotas fecais (CORSE et al., 2010). As sequências de DNA obtidas a partir dessas amostras são confrontadas com bancos de referência de DNA para identificação taxonômica (ex.: *Barcode of Life Database*, HEBERT et al., 2003; RATNASINGHAM e HEBERT, 2007; *GenBank*, BENSON et al., 2013). No entanto, técnicas baseadas em DNA ainda são limitadas quanto à reconstrução das quantidades de alimento consumidos (ALBAINA et al., 2016; THOMAS et al., 2016).

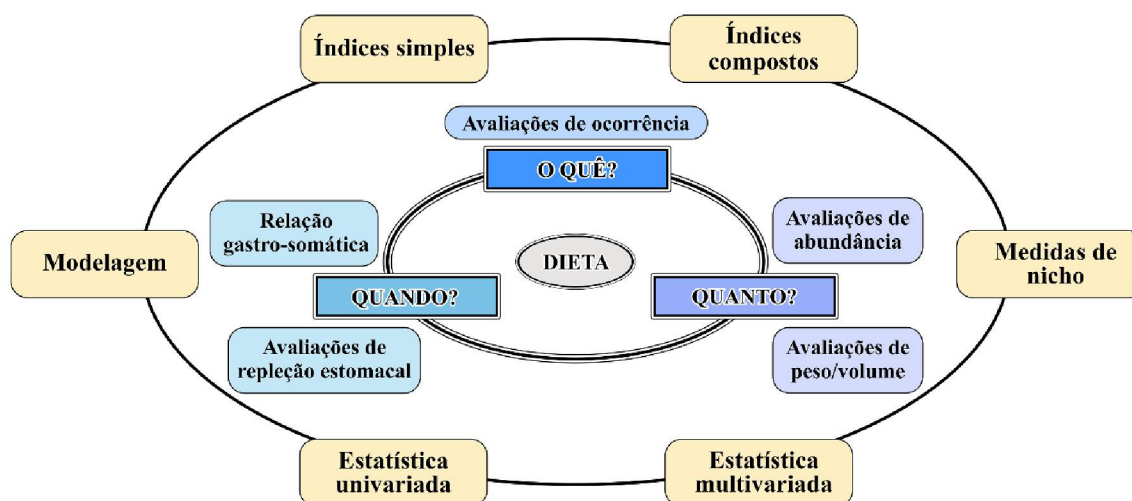
Técnicas tradicionais de DNA usam sequenciamento Sanger para caracterizar a dieta dos peixes (ROSEL e KOCHER, 2002; SYMONDSON, 2002; SMITH et al., 2005). Um dos genes usado para a identificação das presas é o gene mitocondrial *Citocromo C Subunidade Oxidase 1* (COI), proposto como uma unidade de DNA *barcode* (HEBERT et al., 2003). O princípio básico dessa metodologia implica na determinação da existência de variabilidade entre as sequências de DNA de uma região simples do gene devido à acumulação de mutações durante a história evolutiva. Portanto, a presa poderia ser identificada por uma única e exclusiva combinação de nucleotídeos presentes em fragmentos de DNA de aproximadamente 650 pares de base (HEBERT et al., 2003). Como desvantagens, o sequenciamento Sanger é laborioso e financeiramente oneroso e, algumas vezes, não tem sucesso na identificação da dieta de consumidores (JO et al., 2014; CARTES et al., 2016), devido a vários fatores limitantes: (i) exige o isolamento do espécime presa a ser identificado, o que é virtualmente impossível de ser aplicado para alguns grupos taxonômicos e casos ecológicos; (ii) exige a amplificação de fragmentos de DNA relativamente intactos, o que pode ser difícil devido à degradação do DNA em resposta da ação de enzimas digestivas; (iii) pode ocorrer autocontaminação de DNA, uma vez que o DNA do consumidor predomina na amostra estomacal; (iv) há também problemas na avaliação de casos de canibalismo; (v) e dificuldades para se isolar a predação secundária

(i.e.: quando o DNA do conteúdo estomacal das presas é amplificado e essas presas são erroneamente assumidas como tendo sido ingeridas diretamente pelo consumidor), conduzindo a erros de interpretação nas relações predador-presa; além disso, (vi) a análise é financeiramente onerosa, principalmente quando não existem primers disponíveis para as presas avaliadas (TABERLET et al., 2012; JO et al., 2014).

O surgimento das plataformas de sequenciamento de próxima geração (NGS, em inglês) baseadas em *metabarcoding* aumentaram significativamente a velocidade e a capacidade de leituras de sequências de DNA, além de reduzir os custos e o tempo requeridos para as análises quando comparados ao sequenciamento Sanger (POMPANON et al., 2012; TABERLET et al., 2012). As análises de *metabarcoding* permitem uma alta capacidade de identificação taxonômica multiespécie utilizando amostras de DNA total (TABERLET et al., 2012). A precisão da identificação está relacionada aos objetivos de estudo e a especificidade de primers (i.e.: se estes são grupo-específicos ou de ampla gama). Por isso, técnicas de *metabarcoding* têm revolucionado os estudos de biodiversidade e biomonitoramento de ambientes terrestres (YU et al., 2012; CZECHOWSKI et al., 2017; USHIO et al., 2017) e aquáticos (MIYA et al., 2015; EVANS et al., 2016; KECK et al., 2017). Essas técnicas têm também mostrado um enorme potencial para a avaliação da dieta de peixes, revelando o consumo de presas que dificilmente seriam identificadas por avaliações visuais devido às características limitantes/restritivas intrínsecas das presas (ex.: hábitos crípticos, tamanhos corporais muito pequenos, fragilidade, alta digestibilidade; LERAY et al., 2013; LERAY et al., 2015; ALBAINA et al., 2016). A alta aplicabilidade ecológica dessa técnica levou ao desenvolvimento de indispensáveis “guia de usuários” de *metabarcoding* para amostragem, extração de DNA, protocolos de sequenciamento e análise de dados (WANGENSTEEN e TURON, 2017). No entanto, essas técnicas também possuem várias limitações, incluindo: (i) o tamanho e a integridade do DNA da região alvo, (ii) vieses causados pela amplificação PCR que contribuem para erros nas estimativas de biodiversidade, (iii) problemas de autocontaminação do conteúdo estomacal com o DNA do consumidor, (iv) impossibilidade de se detectar canibalismo, (v) problemas com o isolamento da predação secundária, (vi) dificuldade ou mesmo impossibilidade de diferenciar táxons evolutivamente jovens, e (vii) a necessidade de bancos genômicos de alta qualidade (POMPANON et al., 2012; TABERLET et al., 2012; CRISTESCU, 2014). Embora esforços tenham sido aplicados para resolver essas questões, com especial atenção a técnicas alternativas à PCR, a aplicabilidade desses métodos em estudos tróficos ainda é limitada (TABERLET et al., 2012; CRISTESCU, 2014).

### 5.3. Quantificando a dieta

Muitos métodos foram desenvolvidos para quantificar a dieta dos peixes objetivando responder questões ecológicas (FIGURA 5.2) (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980; ZAVALA-CAMIN, 1996). No passado, devido às dificuldades impostas pelo acesso restrito à computação e a artigos científicos, (i) métodos equivalentes, mas com diferentes nomes, e (ii) métodos distintos, mas com nomes iguais foram desenvolvidos e publicados. Isso tem gerado ambiguidades na literatura relacionadas não apenas a erros de interpretação dos métodos em si, mas também ao uso incorreto de conceitos biológicos e ecológicos amplamente definidos (*cf.* BEGON et al., 2008; KREBS, 2014). Nesta revisão, os métodos disponíveis na literatura para a análise de estômagos e conteúdos do trato digestivo dos peixes foram revisados e avaliados, e seus nomes foram padronizados considerando os termos utilizados por seus proponentes originais e aqueles vernaculares citados na literatura. Equações, propostas de modificação e sinonímias relacionadas a esses métodos foram numeradas e apresentadas no Apêndice (ex.: Ap.Eq.1).



**FIGURA 5.2** - CONTEXTOS DE INTERESSE E INVESTIGAÇÃO DAS DIFERENTES ABORDAGENS APLICADAS À QUANTIFICAÇÃO DA DIETA DE PEIXES. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020).

#### 5.3.1. Avaliação de estômagos

Existem várias técnicas para a quantificação da dieta que avaliam as proporções de estômagos com conteúdo alimentar e o quão cheio de alimentos eles estão. Essas técnicas permitem identificar padrões de dieta ontogenéticos e espaço-temporais (BALL, 1961; EGGERS, 1977; ALMEIDA-SILVA et al., 2015), revelando hábitos alimentares e orientando amostragens para análises subsequentes (CORTÉS, 1997).

Dentre estes, os métodos mais simplistas avaliam a proporção de peixes que possuem alimento no estômago em relação aqueles que não o possuem. Isso fornece estimativas da *frequência de estômagos com alimento* ( $\%Sf_j$ ) (Ap.Eq.1) e da *frequência de estômagos vazios* ( $\%Se_j$ ) (Ap.Eq.2), respectivamente (DUNCAN, 1912). Outras técnicas avaliam o quão cheio estão os estômagos dos peixes. A nível individual, o conteúdo dos estômagos (SOUTHERN, 1935) ou os estômagos *per se* (BALL, 1961) são qualificados pelo seu *grau de repleção estomacal individual* ( $DSF$ ) usando diferentes escalas de classificação subjetivas. Essas escalas podem utilizar entre duas (SWYNNERTON e WORTHINGTON, 1940) e oito categorias (RAO, 1964) para classificar o estômago desde vazio até cheio. Essa classificação é baseada em avaliações visuais e volumétricas (veja seção 5.3.3). A nível populacional, o  $DSF$  obtido a partir de cada indivíduo pode ser utilizado para calcular o *grau de repleção estomacal populacional* ( $SRD_j$ ) (Ap.Eq.3) (SANTOS, 1978), revelando a média ponderada da completude estomacal da população. Obviamente, a subjetividade e a diversidade de escalas utilizadas para a classificação do  $DSF$  impossibilitam comparações entre diferentes estudos (BERG, 1979). Portanto, o  $DSF$  e o  $SRD_j$  deveriam ser utilizados apenas em processamentos de amostras *in situ* e/ou laboratório para a produção de rápidos diagnósticos iniciais.

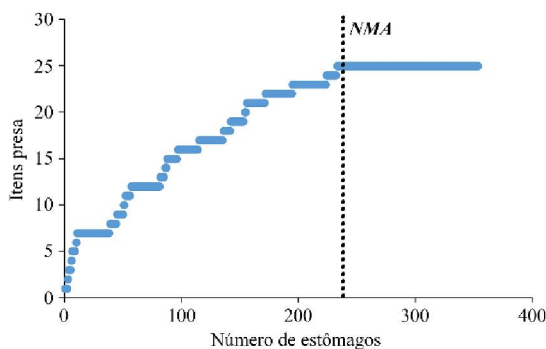
Métodos menos subjetivos envolvem o cálculo individual da *relação gástrica* ( $GRS_i$ ) (Ap.Eq.4) (BLEGVAD, 1917; HERBOLD, 1986), a qual expressa o quanto o peso dos conteúdos estomacais representa em relação ao peso corporal do espécime avaliado. Alternativamente, o  $GRS_i$  pode ser determinado usando modelos alométricos e outros princípios de análises de regressão (HUXLEY, 1932; SEMMAR, 2013) para obter o peso máximo esperado do estômago para todos os espécimes avaliados em relação a seus comprimentos corporais (WALLACE, 1976; KNIGHT e MARGRAF, 1982; HERBOLD, 1986). Esses procedimentos evitam a autoinfluença do peso do conteúdo estomacal, da gordura corporal e das gônadas (e suas variações sazonais relacionadas ao nível de desenvolvimento gonadal) nas estimativas de  $GRS_i$  (BERG, 1979). Outras aplicações incluem modelos de consumo alimentar diário (ELLIOTT e PERSSON, 1978).

### **5.3.2. Avaliação de conteúdos estomacais**

Independentemente das abordagens escolhidas para a amostragem dos conteúdos estomacais (i.e.: se não-letal ou letal) e para a identificação de seus conteúdos (i.e.: se visual ou por DNA), os itens presa podem ser agrupados em diferentes categorias alimentares de acordo com critérios taxonômicos (ex.: espécie, gênero, família etc.) ou fatores funcionais associados

com a origem do item presa (ex.: autóctone ou alóctone), hábitat (ex.: bentônico, pelágico, costeiro, lótico, lêntico, etc.), guilda trófica (ex.: suspensívoros, detritívoros, insetívoros, etc.) entre outras classificações possíveis.

Independente disso, a precisão da análise de estômagos depende da suficiência amostral. Em consumidores que exploram um único tipo de presa, a análise de um único estômago poderia fornecer informações suficientes sobre a composição da dieta dessas espécies. Porém, essa é uma característica incomum entre os consumidores, os quais geralmente exploram uma grande variedade de presas, principalmente nas regiões subtropicais e tropicais. Essa característica ecológica exige um *número mínimo de amostras* ( $NMA_j$ ) (i.e.: estômagos) para a avaliação eficiente da dieta dos consumidores (cf. SIMENSTAD E CAILLIET, 2017). A determinação do  $NMA_j$  pode ser feita utilizando índices (ex.: índices de Shannon, Simpson ou outros), intervalos de confiança (FERRY e CAILLIET, 1996) e reamostragens randômicas e modelos de regressão linear (BIZZARRO et al., 2007). Para todas essas técnicas, os valores assintóticos na curva cumulativa de presas, mesmo quando se trabalha com identificações grosseiras das presas consumidas, determinam a suficiência amostral (SIMENSTAD e CAILLIET, 2017) (FIGURA 5.3).



**FIGURA 5.3** - CURVA CUMULATIVA ASSINTÓTICA DE PRESAS CONSUMIDAS DESTACANDO O NÚMERO MÍNIMO DE ESTÔMAGOS ( $NMA_j$ ) A SER ANALISADO ( $n = 245$ ) PARA DADOS DE *Centropomus parallelus*. FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020).

### 5.3.3. Dando valor aos alimentos consumidos

A simples descrição nominal daquilo que a espécie ingeriu não fornece informações sobre a importância relativa de cada presa na dieta do consumidor (HYNES, 1950), tais como a distinção entre presas preferenciais e acidentais, comportamentos alimentares, variações na dieta ao longo do tempo e do espaço e suas relações com fatores ambientais e biológicos. Portanto, a determinação e a quantificação do alimento consumido são essenciais nos estudos de ecologia trófica. Vários métodos foram propostos para quantificar a ocorrência e a

quantidade de cada categoria alimentar consumida em relação ao número e peso/volume de presas, e a escolha de qualquer um desses métodos deve considerar as características técnicas e ecológicas das presas, os hábitos alimentares dos consumidores e os objetivos do estudo.

#### *5.3.3.1. Dados de ocorrência*

O registro das diferentes categorias alimentares consumidas pelas espécies de peixes constitui os dados de ocorrência. Essas informações podem ser facilmente obtidas e dispensam o laborioso e difícil trabalho envolvido em separar itens presa fragmentados, severamente digeridos ou embebidos em muco estomacal (LINFIELD, 1980; BAKER et al., 2014). Tais vantagens metodológicas tornam a análise de ocorrência rápida e evitam os erros associados a outros métodos de quantificação, tais como os associados à aferição de quantidades, peso/volume e medidas lineares (NATARAJAN e JHINGRAN, 1961; LIAO et al., 2001; BUCKLAND et al., 2017). No entanto, os dados de ocorrência não fornecem informações nutricionais, os quais são relacionados às mensurações de peso/volume (TESTER, 1932; JONES, 1968; BUCKLAND et al., 2017).

#### *5.3.3.2. Dados de quantidade/abundância*

A contagem dos itens presa consumidos pertencentes a uma dada categoria alimentar constitui uma abordagem simples e fácil de ser conduzida quando se trabalha com itens presa de tamanho grande e que pertencem a uma mesma classe de tamanho (TESTER, 1932; BERG, 1979). Esse método é também vantajoso quando se trabalha com itens presa de alta digestibilidade, para os quais as mensurações de peso/volume poderiam ser tendenciosas devido à perda de massa durante o processo digestivo do consumidos (PINKAS et al., 1971; HYSLOP, 1980). No entanto, a aferição de dados de quantidade/abundância não é indicada quando se trabalha com itens presa (i) microscópicos, (ii) numerosos, (iii) que não ocorrem em unidades discretas e (iv) que se apresentam fragmentados (ARAWOMO, 1976; BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al., 2017), pois nessas situações a contagem se torna uma tarefa difícil, a qual geralmente é realizada por meio de estimativas visuais subjetivas (FROST, 1943). Essa subjetividade pode ser reduzida – mas não eliminada – utilizando-se dispositivos que auxiliem nas estimativas de contagem, como câmaras de contagem circulares (PRIEGEL, 1970; NICO e THOMERSON, 1989) ou campos de contagem com grades, tais como placas de Petri (EVANS, 1952), câmaras (PYCHA e SMITH Jr., 1955), lâminas (JONES, 1968) (ex.: lâminas Sedgwick-Rafter) e oculares micrométricas (BELK, 1975).

### 5.3.3.3. *Dados de peso e volume*

Tanto os dados de peso quanto os de volume podem ser utilizados para quantificar o alimento consumido pelos peixes. A escolha acerca de qual dos dois utilizar deve ser tomada considerando a disponibilidade de equipamentos e as características das categorias alimentares a serem analisadas. A precisão de ambos os métodos depende da habilidade do pesquisador e da viabilidade em se separar de forma adequada as diferentes categorias alimentares (BAKER et al., 2014). No entanto, ambos são influenciados pelo (i) tamanho dos itens presa consumidos, (ii) o comportamento alimentar dos consumidores (i.e.: se as presas são ingeridas inteiras ou fragmentadas ou maceradas), (iii) o grau de digestão das presas e (iv) a quantidade de muco que as envolve (LINFELD, 1980; BUCKLAND et al., 2017).

Na abordagem gravimétrica, aferições de peso requerem uma balança analítica com alta precisão decimal, e as diferentes categorias alimentares podem ser pesadas úmidas ou secas. Embora Papaconstantinou e Caragitsou (1989) tenham realizado estimativas de peso de itens consumidos por peixes utilizando avaliações visuais, essa abordagem não é recomendada devido à sua subjetividade intrínseca. Quando se afere peso úmido, o excesso de água envolvendo os itens presa deve ser removido com papel filtro (SURBER, 1933) ou por meio de centrifugação (PECK, 1974) para evitar superestimativas. O peso seco é aferido após desidratação dos itens presa em forno (SURBER, 1933) ou por criodessecação (ELLIOTT, 1967) ou pela obtenção de massa seca de cinzas (KITCHELL e WINDELL, 1970). Embora a aferição do peso seco forneça estimativas mais precisas (BERG, 1979), o peso úmido é altamente correlacionado ao peso seco, garantindo também resultados confiáveis (GLENN e WARD, 1968). Além disso, avaliações de peso úmido são mais práticas e convenientes quando se trabalha com grandes tamanhos amostrais (GLENN e WARD, 1968), enquanto avaliações de peso seco exigem equipamentos específicos e consomem mais tempo (HYSLOP, 1980).

A abordagem volumétrica pode envolver estimativas visuais ou utilizar equipamentos de precisão para tal. Estimativas visuais são baseadas na habilidade do pesquisador em avaliar volumes tridimensionais (McHUGH, 1940) e em compará-los com formas geométricas de volumes conhecidos que sejam semelhantes às formas corporais das presas avaliadas (LARIMORE, 1957). Se a estimativa de volume for tomada para a quantidade total de alimento consumido, os dados podem ser particionados entre as diferentes categorias alimentares utilizando o *Método dos pontos* (veja seção 5.3.4.5). No entanto, todas essas propostas são

extremamente subjetivas e suscetíveis a erros e, portanto, não são recomendadas (HYNES, 1950).

Aferições de volume utilizando equipamentos baseados no deslocamento de líquidos e na avaliação de formas geométricas são menos subjetivas do que as estimativas puramente visuais (NATARAJAN e JHINGRAN, 1961). Técnicas de deslocamento aferem a quantidade de líquido deslocado pela categoria alimentar quando esta é imersa em um tubo graduado contendo um volume conhecido de líquido (HAZZARD e MADSEN, 1933). Essa técnica corresponde ao mesmo princípio do trofômetro de Olaso (OLASO, 1990), utilizado principalmente em trabalhos *in situ* (ex.: embarcações comerciais/científicas). Outra recorrente técnica aplicada à avaliação de volume de itens presa é a de compressão (CHUBB, 1961), a qual utiliza uma câmara com grades (i.e.: campos) medindo 1x1 mm e com 1 mm de altura nas paredes laterais, dentro das quais a categoria alimentar é depositada. Na sequência, essa categoria alimentar é comprimida de cima-para-baixo com uma lâmina de vidro, e o número de grades ocupadas pela categoria ( $\text{mm}^3$ ) informa sobre o seu volume (i.e.: faz-se a conversão de  $1 \text{ mm}^3$  para 0,001 ml). Resultados similares podem ser obtidos depositando a categoria alimentar em uma placa de Petri forrada com papel milimetrado (HELLAWELL e ABEL, 1971). Para presas de tamanhos reduzidos, é possível utilizar oculares micrométricas (MINCKLEY et al., 1970; MONTGOMERY, 1980) e lâminas com grades sob microscópio (ODUM e HEALD, 1972). Técnicas geométricas baseadas em imagens digitais também permitem estimar o volume das categorias alimentares utilizando softwares específicos (RYBCZYNSKI et al., 2008). Para qualquer uma dessas abordagens, o excesso de água aprisionado ao redor dos itens presa causa erros significativos na aferição de volume, devendo ser previamente removido com papel filtro (OOSTEN e DEASON, 1938) ou por evaporação (BELLINGER e AVAULT, 1971) ou centrifugação (ODELL, 1934; RHODES e McCOMISH, 1975) ou decantação (ARAWOMO, 1976). De forma geral, o uso desses procedimentos para remover o excesso de água dos itens presa tem sido omitido na maioria dos trabalhos publicados nas últimas décadas, tornando impossível avaliar se eles têm sido adotados ou não pelos autores.

#### 5.3.3.4. *Reconstrução da dieta*

Mesmo se o item presa consumido estiver altamente digerido, é possível reconstruir seu peso/volume original esperado por meio de técnicas subjetivas ou por aferições de tamanho corporal associadas a regressões. As técnicas subjetivas são baseadas na avaliação da forma geral das presas, cujo volume pode ser estimado de acordo com equações geométricas (formas

circulares, quadradas, cilíndricas, cúbicas, paralelepípedais, etc., McCOMISH, 1967). Propostas mais acuradas são baseadas na medição de estruturas rígidas resistentes à digestão (ex.: carapaças de crustáceos, otólitos de peixes) seguida por ajustes de regressão e retrocálculo, tanto para invertebrados (DAVIS, 1977; PERSSON e GREENBERG, 1990) como vertebrados (MANN e BEAUMONT, 1980; HANSEL et al., 1988). Esse mesmo princípio pode ser aplicado para estudos de relação predador-presa quanto às estimativas de tamanho da presa (SCHARF et al., 1997) e também para o consumo de algas por peixes planctívoros, baseados na quantidade de clorofila *a* consumida (WILLIAMSON e GARVEY, 2005). A precisão dessas técnicas depende de aferições precisas dos restos dos itens presas recuperados dos estômagos dos peixes (ex.: estruturas rígidas, quantidades de clorofila) (CHIPPS e GARVEY, 2007) e da disponibilidade de modelos de regressão relacionados às presas oriundas da mesma área e época de alimentação (i.e.: amostragem) dos peixes sob avaliação (BERG, 1979).

#### **5.3.4. Índices simples**

Os índices simples são aqueles baseados em apenas uma variável relativa no que diz respeito ao consumo de um dado item presa (i.e.: ocorrência ou quantidade ou peso/volume), objetivando descrever a dieta dos peixes nas perspectivas qualitativas e/ou quantitativas. Diversos autores avaliaram o poder dos diferentes índices simples para descrever a dieta dos consumidores (THOMPSON, 1959; WALLACE, 1981; LIAO et al., 2001; AHLBECK et al., 2012; BUCKLAND et al., 2017). A escolha do melhor índice deve considerar as características biológicas, ecológicas e comportamentais das presas e dos consumidores, bem como os objetivos do estudo (TABELA 5.1) (AHLBECK et al., 2012). Em todos os casos, a variabilidade individual dos dados deve ser considerada: cada espécime (i.e.: cada estômago) deve ser tratado como uma unidade amostral e aleatória. No entanto, a forma simplista adotada para apresentar as equações desses índices em revisões anteriores (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980; ROSECCHI e NOUAZE, 1987; CORTÉS, 1997; MANKO, 2016) não assegurou esse entendimento. Em vários estudos os dados individuais foram agrupados (i.e.: somados) para o cálculo de índices e modelos, eliminando a repetição, reduzindo a variabilidade dos dados e conseqüentemente, tendenciando os resultados das análises (HURLBERT, 1984; RINDORF e LEWY, 2004; METCALF et al., 2008; AHLBECK et al., 2012). A variabilidade individual deve ser respeitada em cada índice simples (*cf.* Apêndice, seção 5.9), tal como apresentado em algumas revisões recentes sobre ecologia trófica de peixes (CHIPPS e GARVEY, 2007; GARVEY e CHIPPS, 2012).

**TABELA 5.1 - EMPREGABILIDADE DE ÍNDICES SIMPLES EM ESTUDOS DE ECOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES.**

Índices simples	Nível de estudo	Equipamentos específicos	Condições ideais para uso	Erros em estimativas	Situações em que não é indicado
Frequência de ocorrência;	Comunidade; Esforço seletivo; Amplitude de nicho;	Nenhum;	Presas com pequena amplitude de tamanho; Necessidade de análises rápidas; Grande número de amostras;	Quando há presas pequenas e restos de presas;	Avaliações nutricionais;
Frequência numérica; Abundância de presas-específicas por número;	População; Esforço seletivo; Etologia;	Câmaras/lâminas de contagem e ocular micrométrica;	Presas com alta digestibilidade; Presas com pequena amplitude de tamanho;	Quando há presas pequenas, abundantes, fragmentadas e que ocorrem em unidades não-discretas;	Avaliações energéticas; Dieta de peixes detritívoros, planctívoros, herbívoros e onívoros
Frequência gravimétrica/volumétrica; Abundância de presas-específicas por peso/volume;	Comunidade; Avaliação nutricional; Fluxo energético;	Balança e provetas; Equipamentos para remoção do excesso de água; Câmaras com grades e software (abordagens geométricas); Ocular micrométrica e software (retrocálculos);	Presas recentemente consumidas; Presas parcialmente digeridas ou restos de presas (retrocálculos);	Quando há presas muito grandes;	Peixes que fragmentam e/ou maceram o alimento;
Frequência de dominância; Método dos postos;	Comunidade; Esforço seletivo; Avaliação nutricional;	Não;	Necessidade de análises rápidas;	Quando há presas pequenas que são raras ou muito abundantes;	Peixes generalistas, oportunistas e piscívoros; Subjetividade na determinação da dominância; Comparabilidade limitada entre estudos;
Método dos pontos;	Comunidade; Esforço seletivo; Avaliação nutricional;	Não;	Necessidade de análises rápidas; Grande número de amostras;	Quando há presas muito grandes;	Subjetividade em estimativas visuais; Subjetividade na alocação de pontos; Comparabilidade limitada entre estudos;

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020).

#### 5.3.4.1. *Frequência de ocorrência*

Dados de ocorrência permitem calcular a *frequência de ocorrência* ( $%O_{ff}$ ) (Ap.Eq.5) da categoria alimentar  $f$  encontrada nos estômagos da espécie  $j$ . A  $%O_{ff}$  não exige a correta e exaustiva separação das diferentes categorias alimentares encontradas no estômago, fazendo desta uma técnica rápida (HYSLOP, 1980; LINFIELD, 1980), que fornece informações robustas independentemente dos hábitos alimentares dos consumidores (AHLBECK et al., 2012). Esse método é adequado para mensuração do esforço seletivo, amplitude de nicho populacional e avaliações de dieta a nível de comunidade (THOMPSON, 1959; HYSLOP, 1980). A  $%O_{ff}$  é o método mais indicado e de melhor interpretação para a descrição da dieta, principalmente em estudos focados em comparações espaço-temporais, pois não é influenciado pela quantidade, peso/volume e tamanho dos itens presa consumidos (NATARAJAN e JHINGRAN, 1961; LIAO et al., 2001; BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al., 2017). No entanto, alguns autores argumentam que a  $%O_{ff}$  superestima a importância de presas pequenas e restos de presas e, conseqüentemente, subestima a importância de presas grandes (CORBET, 1961; BERG, 1979; WALLACE, 1981; AHLBECK et al., 2012). Isso pode tendenciar análises focadas em algumas guildas tróficas, tais como piscívoros (AHLBECK et al., 2012). Além disso, a  $%O_{ff}$  não fornece informações de perspectiva energética, inviabilizando análises de fluxo de energia ao longo dos níveis ecológicos (TIRASIN e JØRGENSEN, 1999).

#### 5.3.4.2. *Frequência numérica*

Dados de quantidade permitem calcular a *frequência numérica* ( $%N_{ff}$ ) da categoria alimentar  $f$  consumida pela espécie  $j$  (Ap.Eq.6). A  $%N_{ff}$  fornece informações sobre o comportamento alimentar e o esforço dispendido pelos consumidores na seleção e aquisição de alimento nos diferentes habitats (ex.: coluna d'água, próximo ao fundo, no substrato) (GRAHAM e JONES, 1962; MACDONALD e GREEN, 1983). Esses conhecimentos são particularmente importantes para estudos etológicos. A  $%N_{ff}$  é fortemente influenciada pelo tamanho dos itens presa, superestimando a importância de categorias alimentares compostas por presas pequenas, abundantes e que ocorrem em categorias não-discretas, mas que apresentam qualidade nutricional pequena quando comparada a presas maiores, mas pouco abundantes na dieta da espécie avaliada (GODFRIAUX, 1969; HELLAWELL e ABEL, 1971; WALLACE, 1981; LIAO et al., 2001; BUCKLAND et al., 2017). Portanto, a  $%N_{ff}$  é um método restritivo e não recomendado para análises de espécies planctívoras, herbívoras, onívoras e

detrítivas, bem como para generalistas que consomem presas com grande amplitude de tamanho (LIMA-JUNIOR e GOITEIN, 2001; AHLBECK et al., 2012).

#### 5.3.4.3. *Frequências gravimétrica e volumétrica*

Dados gravimétricos e volumétricos são usados para calcular a *frequência gravimétrica* ( $\%W_{ff}$ ) (Ap.Eq.7) e a *frequência volumétrica* ( $\%V_{ff}$ ) (Ap.Eq.8) da categoria alimentar  $f$  encontrada na dieta da espécie  $j$ , respectivamente. Esses métodos são fáceis de serem aplicados quando se avaliam itens presa grandes (HYSLOP, 1980). Eles produzem descrições apuradas e precisas para uma ampla variedade de comportamentos alimentares de peixes, principalmente quando baseados em retrocálculos para estimar o peso/volume original esperado dos itens presa consumidos (AHLBECK et al., 2012). Retrocálculos fornecem resultados mais precisos quando comparados com a simples e direta aferição do peso/volume das categorias alimentares (THOMPSON, 1959; BUCKLAND et al., 2017). Tanto a  $\%W_{ff}$  quanto a  $\%V_{ff}$  são fortemente recomendadas para a descrição da dieta de comunidades de peixes (AHLBECK et al., 2012), permitindo avaliar a importância nutricional relativa de cada categoria alimentar consumida e o fluxo de energia através das teias tróficas (BALL, 1961; LAUZANNE, 1975; TIRASIN e JØRGENSEN, 1999). No entanto, é necessário atentar para eventuais superestimativas da importância de itens grandes, porém raros (LEONARD e LEONARD, 1949; HELLAWELL e ABEL, 1971; WALLACE, 1981; LIAO et al., 2001; BUCKLAND et al., 2017), principalmente quando a variabilidade individual é ignorada e os dados são agrupados (AHLBECK et al., 2012).

#### 5.3.4.4. *Frequência de dominância*

A *frequência de dominância* ( $\%D_{ff}$ ) (Ap.Eq.9) (SOUTHERN, 1935) destaca a categoria alimentar  $f$  mais recorrente encontrada na dieta da espécie  $j$ . O critério para definir a dominância de uma dada categoria alimentar pode ser baseado na predominância de itens presa por número (i.e.: quantidade) ou peso/volume. Embora a  $\%D_{ff}$  pareça vantajosa para determinar as fontes alimentares mais importantes exploradas pelos consumidores, o método é muito subjetivo quando se analisa estômagos com pouca quantidade de alimento (CORBET, 1961). Superestimativas de itens presa pequenos ocorrem principalmente para aquelas espécies de peixes que são (i) generalistas em relação ao tamanho da presa (ex.: onívoros e generalistas oportunistas) e (ii) eletivos em relação a presas de tamanhos grandes (ex.: piscívoros) (AHLBECK et al., 2012). Inversamente, subestimativas ocorrem quando presas raras ou que

ocorrem em pequena quantidade estão presentes, produzindo valores nulos como resultado final do cálculo do índice (AHLBECK et al., 2012). Além disso, os diferentes critérios adotados por diferentes pesquisadores para se definir o que é dominância limitam a comparabilidade entre diferentes estudos.

#### 5.3.4.5. Método dos pontos

O método dos pontos ( $\%P_{ff}$ ) (Ap.Eq.10) (SWYNNERTON e WORTHINGTON, 1940) é baseado em estimativas visuais que consideram de forma conjunta o grau de repleção estomacal individual ( $DSF$ ), a abundância relativa dos itens presa recuperados e o volume ocupado por estes no estômago do espécime avaliado. Dessa forma, o  $\%P_{ff}$  não exige a separação física das categorias alimentares consumidas, nem a contagem precisa dos itens presa ou aferições de peso/volume por meio da utilização de equipamentos (SWYNNERTON e WORTHINGTON, 1940). Essas características fazem do  $\%P_{ff}$  um método fácil e rápido para descrever a dieta dos consumidores. Esse método é vantajoso em estimativas de consumo de categorias alimentares microscópicas, fragmentadas, abundantes, que ocorrem em unidades não-discretas e que estão em avançado estágio de digestão (HYNES, 1950). Outra vantagem é que as estimativas de volume obtidas com o  $\%P_{ff}$  fornecem resultados próximos àqueles obtidos no método gravimétrico (KISLALIOGLU e GIBSON, 1977; AHLBECK et al., 2012). No entanto, as escalas utilizadas para classificar o  $DSF$  variam entre diferentes pesquisadores, inviabilizando comparações entre eles estudos, áreas e tempo. Além disso, o  $\%P_{ff}$  possui uma alta subjetividade, a qual é inerente de estimativas visuais de quantidade e peso/volume (THOMPSON, 1959). Embora argumente-se que tal subjetividade seja suprimida quando se analisa uma grande quantidade de estômagos (CHRISTENSEN, 1978), vieses de estimativa ocorrem mesmo quando as aferições visuais são feitas sob condições ótimas simuladas utilizando itens presa artificiais (MARRERO e LOPEZ-ROJAS, 1995). Portanto, o  $\%P_{ff}$  deve ser substituído por estimativas mais precisas (ex.:  $\%O_{ff}$ ,  $\%N_{ff}$ ,  $\%W_{ff}$ ,  $\%V_{ff}$  and  $\%PS_{ff}$ ) sempre que possível.

#### 5.3.4.6. Método dos postos

O método dos postos ( $\%R_{ff}$ ) (Ap.Eq.11) (POLLARD, 1973) utiliza estimativas visuais para classificar as diferentes categorias alimentares  $f$  consumidas pela espécie  $j$  de acordo com a dominância dessas categorias na perspectiva de volume. Embora o uso do  $\%R_{ff}$  seja fácil e rápido (POLLARD, 1973), este método não permite comparar a importância nutricional das

diferentes categorias consumidas, uma vez que as estimativas de volume dessas categorias são substituídas por valores de postos. Além disso, tal como no  $\%D_{fj}$ , estômagos com pouco alimento limitam as análises no  $\%R_{fj}$ .

#### 5.3.4.7. *Abundância de presas-específicas*

A *abundância de presas-específicas* ( $\%PS_{fj}$ ) (Ap.Eq.12) (AMUNDSEN et al., 1996) pode utilizar dados de quantidade ou peso/volume da categoria alimentar  $f$  consumida pela espécie  $j$ . Este método é mais robusto do que o  $\%N_{fj}$ ,  $\%W_{fj}$  e  $\%V_{fj}$  porque ele considera no denominador apenas os estômagos no qual a categoria alimentar  $f$  ocorreu (i.e.: o  $\%PS_{fj}$  é ponderado pelo número de estômagos que apresentaram a categoria  $f$ ). Dessa forma, o  $\%PS_{fj}$  remove a dependência que outros índices simples possuem em relação à  $\%O_{fj}$  (BROWN et al., 2012). Essa independência é importante em técnicas de representação gráfica (AMUNDSEN et al., 1996) e para balancear o cálculo de índices compostos (BOWEN et al., 1996).

#### 5.3.5. *Índices compostos*

Como discutido ao longo da anterior, os diferentes índices simples respondem a diferentes questões ecológicas acerca da dieta dos peixes, apresentando diferentes limitações e, conseqüentemente, atendendo a diferentes objetivos de pesquisa. Objetivando fornecer análises integradas, balanceadas, padronizadas e robustas, diferentes índices foram desenvolvidos combinando dois ou mais índices simples em um único índice composto (NATARAJAN e JHINGRAN, 1961; PINKAS et al., 1971; HUREAU, 1970; HOBSON e CHESS, 1973; KURIAN, 1977; GEORGE e HADLEY, 1979; ZANDER, 1982; GRANADO-LOURENCIO e GARCÍA-NOVO, 1986; MOHAN e SANKARAN, 1988; KING, 1988; 1989; ASSIS, 1996; UDO, 2002; BROWN et al., 2012). Os dois índices compostos mais aplicados na literatura são apresentados aqui, bem como uma proposta recente que evita vieses matemáticos relacionados aos índices compostos existentes. Uma lista completa dos índices compostos existentes na literatura é fornecida no Apêndice (seção 5.9.4, Ap.Eq.13-27).

##### 5.3.5.1. *Índice de preponderância*

Inicialmente proposto por Natarajan e Jhingran (1961), o *índice de preponderância* ( $IP_{fj}$ ) (Ap.Eq.13) é baseado nas frequências de ocorrência e gravimétrica/volumétrica. Este índice foi desenvolvido de forma independente por pesquisadores no Brasil (KAWAKAMI e VAZZOLER, 1980), França (PITCHER, 1980, 1981), Nigéria (KING, 1990) e Rússia

(RESHETNIKOV et al., 1993; POPOVA e RESHETNIKOV, 2011). A principal crítica ao  $IP_{ff}$  é que a  $\%W_{ff}$  e  $\%V_{ff}$  são enviesadas pelo tamanho do item presa (discutido na seção 5.3.4.3), superestimando a importância de itens de tamanho grande (MANKO, 2016). Além disso, os conceitos matemáticos assumidos no  $IP_{ff}$  superestimam a importância da  $\%O_{ff}$ , o que insere fortes vieses na análise (BROWN et al., 2012).

#### 5.3.5.2. Índice de importância relativa

O índice de importância relativa ( $IRI_{ff}$ ) (Ap.Eq.14) (PINKAS et al., 1971) é baseado nas frequências de ocorrência, numérica e gravimétrica/volumétrica. Por apresentar esse aspecto integrativo, argumenta-se que o  $IRI_{ff}$  forneça as descrições mais precisas sobre a dieta de peixes (LIAO et al., 2001) e, por isso, este índice deveria ser adotado como uma medida de dieta padrão, permitindo a comparabilidade entre diferentes estudos (CORTÉS, 1997, 1998). No entanto, os índices simples utilizados no cálculo do  $IRI_{ff}$  têm seus próprios vieses relacionados ao tipo e tamanho dos itens presa consumidos (conforme discutido ao longo das seções 5.3.4.1-3), influenciando negativamente os resultados. Além disso, os procedimentos matemáticos adotados no cálculo do  $IRI_{ff}$  superestimam a importância da  $\%O_{ff}$ , levando a erros adicionais na análise (AHLBECK et al., 2012; BROWN et al., 2012). O  $IRI_{ff}$  ainda pode ser influenciado pelo nível taxonômico adotado na descrição da dieta (HANSSON, 1998) e pelos hábitos alimentares dos consumidores (AHLBECK et al., 2012).

#### 5.3.5.3. Importância Relativa de Presas-Específicas

Como discutido por Brown et al., (2012), índices compostos combinando a  $\%O_{ff}$  com outros índices simples podem elevar a  $\%O_{ff}$  ao quadrado de forma não-intencional de acordo com a expressão matemática adotada no cálculo do índice composto. Isso ocorre porque a  $\%O_{ff}$  está implícita em outros índices simples, tais como a  $\%N_{ff}$ ,  $\%W_{ff}$  e  $\%V_{ff}$ . Para evitar esses vieses, a importância relativa de presas-específicas ( $PSIRI_{ff}$ ) (Ap.Eq.27) (BROWN et al., 2012) combina a  $\%O_{ff}$  com a abundância de presas-específicas ( $\%PS_{ff}$ ) (enquanto medidas de quantidade e peso/volume) (AMUNDSEN et al., 1996). O  $PSIRI_{ff}$  foi desenvolvido como uma correção para o  $IRI_{ff}$  e, sob condições específicas (i.e.: de acordo com os índices simples envolvidos no cálculo), pode ser considerado como uma forma derivada do índice de importância geométrica ( $GII_{ff}$ ) (Ap.Eq.25) (ASSIS, 1996). Embora o  $PSIRI_{ff}$  tenha similaridades com os índices acima mencionados, seu cálculo requer procedimentos matemáticos adicionais em relação ao  $IRI_{ff}$  e, simultaneamente, utiliza índices simples de forma

diferente daquela adotada nos cálculos do  $IRI_{ff}$  e  $GII_{ff}$ . Portanto, o  $PSIRI_{ff}$  é um índice composto independente e não apenas uma modificação do  $IRI_{ff}$  e do  $GII_{ff}$ . Os proponentes do  $PSIRI_{ff}$  argumentam que este método deveria substituir a utilização do  $IRI_{ff}$  em avaliações de ecologia trófica de peixes (BROWN et al., 2012).

#### 5.3.5.4. Críticas ao uso de índices compostos

A utilização de índices compostos é amplamente criticada na ecologia trófica de peixes (HYSLOP, 1980; ROSECCHI e NOUAZE 1987; HANSSON, 1998; TIRASIN e JØRGENSEN, 1999; AHLBECK et al., 2012; BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al., 2017) devido a vieses relacionados (i) aos índices simples envolvidos, (ii) à expressão matemática utilizada, (iii) à robustez dúbia do índice composto em descrever a dieta de espécies de peixes que possuem diferentes comportamentos alimentares e (iv) sua comparabilidade restrita entre diferentes estudos.

Como previamente comentado (seção 5.3.4), cada índice simples tem vieses próprios relacionados às características biológicas das presas e dos consumidores, bem como em relação aos métodos utilizados para valorar os itens presas e quantificar as categorias alimentares consumidas. Cada uma dessas fontes de vieses deveria ser criteriosamente considerada para evitar erros nos resultados da quantificação da dieta das espécies (MORRIS e AKINS, 2009; AHLBECK et al., 2012), que, posteriormente, são magnificados no cálculo dos índices compostos (HANSSON, 1998; AHLBECK et al., 2012; BUCKLAND et al., 2017). Por exemplo, a expressão matemática de alguns índices compostos pode destacar alguns índices simples em detrimento de outros (HYSLOP, 1980; ROSECCHI e NOUAZE, 1987; MORRIS e AKINS, 2009; AHLBECK et al., 2012). A  $\%O_{ff}$  é superestimada quando multiplicada por  $\%N_{ff}$ ,  $\%W_{ff}$  e  $\%V_{ff}$ , uma vez que a frequência de ocorrência está intrinsicamente presente em cada um desses índices simples (AHLBECK et al., 2012; BROWN et al., 2012). Embora essa superestimativa possa ser evitada substituindo essas medidas de dieta pelo  $\%PS_{ff}$  (BROWN et al., 2012), a crítica central à utilização de índices compostos é que a soma ou a multiplicação de porcentagens não possui significado biológico, pois tais porcentagens constituem proporções adimensionais (BOWEN, 1996). Além disso, os resultados obtidos a partir de índices simples individuais e de índices compostos são redundantes (MACDONALD e GREEN, 1983) e pouca ou nenhuma nova informação é obtida quando índices simples são combinados para o cálculo de índices compostos (MACDONALD e GREEN, 1983; BENNEMANN et al., 2006). Na

realidade, há uma perda de informação quando se utiliza índices compostos, tendenciando as avaliações de dieta (AHLBECK et al., 2012).

Outra importante limitação no uso de índices compostos é que diferentes índices fornecem diferentes resultados (ROSECCHI e NOUAZE, 1987; TIRASIN e JØRGENSEN, 1999; BENNEMANN et al., 2006; AHLBECK et al., 2012; BUCKLAND et al., 2017). Embora Rosecchi e Nouaze (1987) tenham proposto expressões que permitam equivalências entre os resultados de alguns índices, essas comparações permanecem restritas (MORRIS e AKINS, 2009). Além disso, a maioria dos índices compostos disponíveis na literatura acumula inúmeras propostas de modificação desenvolvidas ao longo das décadas. Essas propostas incluem a substituição de parâmetros quantitativos precisos por outros estimados de forma subjetiva (LUTHER, 1962; CHRISTENSEN, 1978; COETZEE, 1986; LIMA-JUNIOR e GOITEIN, 2001; PASQUAUD et al., 2007; AYOADE et al., 2008) ou a substituição de parâmetros energéticos por outros relativos à abundância (ARA et al., 2009; ARGILLIER et al., 2012) ou dominância (CARDONA e CASTELLÓ 1989; BENNEMANN et al., 2006). Casos extremos envolvem a supressão (PITCHER e CALKINS, 1979; TOWNSEND, 1983; PRICE et al., 1991) ou a inclusão de parâmetros (COLEMAN and MOBLEY 1984), bem como mudanças na expressão matemática da equação original (MUIR et al., 1986).

Em resumo, a robustez dos índices compostos em revelar a importância das categorias alimentares consumidas é baseada apenas em suposições (BERG, 1979) e, portanto, eles deveriam ser abandonados (HANSSON, 1998). Alternativas ao uso desses índices incluem o emprego de índices simples em técnicas de *bootstrap* (TIRASIN e JØRGENSEN, 1999) e técnicas multivariadas (MACDONALD e GREEN, 1983; MARSHALL e ELLIOTT, 1997; BALDÓ e DRAKE, 2002) ou de modelagem (AINSWORTH et al., 2010; SEMMAR e ROUX, 2014).

#### **5.4. Medidas de nicho**

As medidas de nicho avaliam o espectro de recursos explorado pelos consumidores e sua relação com variáveis bióticas (ex.: traços morfológicos funcionais, fases de vida) e bióticas (ex.: complexidade de habitat, parâmetros de qualidade de água) (COLWELL e FUTUYMA, 1971; BLÜTHGEN et al., 2006; SEXTON et al., 2017). Essas avaliações podem revelar padrões alimentares ontogenéticos (KEAST, 1978; TOOLE, 1980), morfológicos (XIE et al., 2001; VILLARES-JUNIOR et al., 2016), intra (GEORGE e HADLEY, 1979; BIZZARRO et al.,

2007) e interespecíficos (PRICE et al., 1991), e suas relações com influências espaço-temporais (UIEDA e PINTO, 2011) e influências antrópicas (CAPRA e BENNEMANN, 2009).

Aferições de *amplitude de nicho* (AN), também denominadas *tamanho de nicho* (KLOPFER e MACARTHUR, 1960) ou *largura de nicho* (van VALEN, 1965), objetivam quantificar a variedade e a amplitude de condições que definem o nicho ecológico das espécies (i.e.: recursos e variáveis ambientais; veja SEXTON et al., 2017). Medidas simples de AN são baseadas apenas nos alimentos consumidos (i.e.: aqueles obtidos a partir de análises de estômagos). Elas utilizam índices de diversidade como os índices de Shannon-Wiener (1949), Simpson (1949) (equivalente ao inverso do índice de Levins; LEVINS, 1966; 1968; HULBERT, 1978) e Brillouin (1956) para medir o espectro alimentar dos consumidores. Porém, essas aferições não permitem avaliar se o consumo alimentar reflete a disponibilidade das presas ou o esforço seletivo dos consumidores ou ambos (COLWELL e FUTUYMA, 1971; PETRAITIS, 1979). Assim, o uso dessas métricas de AN em avaliações de ecologia trófica de peixes permanecem arbitrárias (HULBERT, 1978; SMITH e ZARETH, 1982; BLÜTHGEN et al., 2006; DEVICTOR et al., 2010).

Medidas de AN mais robustas procuram incorporar os múltiplos componentes existentes no nicho ecológico dos consumidores. Para isso, a dieta dos consumidores é confrontada com a disponibilidade das presas potenciais no ambiente (HULBERT, 1978; SMITH e ZARETH, 1982), agregando, sempre que possível, informações bióticas relativas às presas e consumidores, bem como informações ambientais (DEVICTOR et al., 2010; SEXTON et al., 2017). Alguns estudos têm confrontado dados de morfometria linear e geométrica com informações de dieta, preferência alimentar e sobreposição de nicho (MONTAÑA et al., 2014; BOHÓRQUEZ-HERRERA et al., 2015; PESSANHA et al., 2015; PEASE et al., 2018). Essas avaliações geralmente utilizam índices de eletividade (veja revisões sobre índices de eletividade em ALLDREDGE e GRISWOLD, 2006; KREBS, 2014) e técnicas multivariadas (DEVICTOR et al., 2010; SEXTON et al., 2017).

Medidas de *sobreposição de nicho* (SN) comparam a AN de diferentes consumidores (LEVINS, 1968; HULBERT, 1978; KREBS, 2014). Quando as medidas de AN incorporam um único eixo (ex.: presas consumidas vs. presas disponíveis), comparações de SN podem ser baseadas em índices de sobreposição simples (veja revisão sobre índices de sobreposição de nicho em KREBS, 2014). No entanto, quando as comparações de NA incorporam eixos múltiplos, geralmente há a necessidade de se avaliar diferentes tipos de dados (i.e.: dados contínuos, categóricos, binários) de forma integrada, o que requer a aplicação de análises

multivariadas (GREEN, 1971; HARNER e WHITMORE, 1977; PAPPAS e STOERMER, 1997) e de modelos probabilísticos (MOUILLOT et al., 2005; GEANGE et al., 2011).

A melhor abordagem para se mensurar a AN depende dos objetivos da pesquisa (BLÜTHGEN et al., 2006), da dimensão de nicho avaliada (i.e.: se envolve dimensão Grineliãna ou Eltoniana; veja DEVICTOR et al., 2010) e dos dados disponíveis (ex.: diversidade e abundância de itens presa potenciais, medidas de complexidade de habitat e de qualidade de água, características ecomorfológicas dos consumidores, etc.). Também é importante conhecer a história de vida das espécies sob avaliação, seus hábitos e comportamentos (KREBS, 2014). Por isso, a percepção do pesquisador (i.e.: sua “intuição”) sobre os reais recursos disponíveis e a adoção de classificações taxonômicas adequadas devem ser as mais próximas possíveis da perspectiva (i.e.: da “visão”) dos consumidores (COLWELL e FUTUYMA, 1971; PETRAITS, 1979). O desenho e o esforço amostral aplicados para avaliar os recursos potenciais e os consumidores não podem inserir erros relacionados à seletividade e agregação (GARVEY e CHIPPS, 2012). Além disso, o pesquisador deve respeitar os pressupostos e as restrições da medida de nicho por ele adotada relativas aos dados ecológicos (ex.: todas as presas potenciais são conhecidas ou não?) e aos tipos de dados amostrais disponíveis (ex.: se aferem abundância ou biomassa, se estão relativizados ou são brutos, etc.) (KREBS, 2014). Por fim, a medida de nicho deve respeitar a variabilidade individual, assegurando análises robustas (GEANGE et al., 2011).

### ***5.5. Estatística e outros métodos quantitativos aplicados à análise de estômagos de peixes***

Diferentes abordagens qualitativas e quantitativas podem ser utilizadas para analisar os dados provenientes de análises de conteúdos estomacais. Análises exploratórias básicas (AEB – análises estatísticas descritivas, tabelas e gráficos) podem fornecer uma visão geral sobre o conjunto de dados de dieta (SEMMAR, 2013) e pontuar tendências ontogenéticas, espaciais e temporais nos comportamentos alimentares, de acordo com os objetivos de estudo. Os resultados obtidos a partir das AEB podem conduzir a análises complementares que exijam codificações, transformações, agrupamentos e outras manipulações estatísticas (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

Nos estudos de alimentação baseados em uma ou poucas variáveis, as técnicas gráficas podem ser úteis, incluindo histogramas, gráficos de caixa, gráficos bi- e tridimensionais, entre outros (COSTELLO, 1990; TOKESHI, 1991; AMUNDSEN et al., 1996; CORTÉS, 1997; MARSHALL e ELLIOTT, 1997). Essas técnicas são adequadas para análises relativas aos

estômagos *per se* focadas em repleção estomacal, relações gastrossomáticas e dados agrupados relativos a conteúdo estomacal. No entanto, desde a década de 1980 análises simultâneas de variáveis múltiplas se tornaram possíveis com o desenvolvimento computacional, oferecendo amplos aspectos e perspectivas de análise. A análise de conteúdos estomacais fornece dados multivariados onde diversos indivíduos são representados em linhas de tabela enquanto as categorias alimentares por eles consumidas são dispostas em matrizes de colunas. Técnicas multivariadas geralmente aplicadas a estudos de comunidade podem também ser aplicadas para “reconstruir as comunidades” dos itens presa explorados. Esses métodos são úteis na ecologia trófica de peixes e podem ser baseados em abordagens não-restritas ou restritas à matriz explanatória (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

Abordagens não-restritas utilizam uma matriz simples para revelar a estrutura principal dos dados, apresentando visualizações gráficas associadas a plotagens fatoriais (i.e.: conjuntos de eixos ortogonais) ou árvores de classificação (i.e.: dendrogramas) que destacam a organização da diversidade populacional (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012; BORCARD et al. 2018). Esses métodos constituem análises descritivas (i.e.: exploratórias), as quais são idealmente aplicadas quando não se tem informação *a priori* sobre as relações entre as variáveis estudadas (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). Diversas técnicas exploratórias podem ser aplicadas para a análise de conteúdos estomacais, incluindo as análises de agrupamento (AA), de componentes principais (ACP), de correspondência retificada (ACR), de coordenadas principais (ACoP) e de escalonamento multidimensional não-métrico (EMNM). Em estudos sobre ecologia trófica de peixes, essas técnicas têm sido aplicadas na análises de (i) relações alimentares intra (ex.: ontogenia, gênero, fases reprodutivas) (HUGHES, 1985; STERGIOU e FOURTOUNI, 1991; HØINES e BREGSTAD, 2010) e (ii) interespecíficas (BLANKLEY, 1982; GRAHAM e VRIJENHOEK, 1988; JAWORSKI e RAGNARSSON, 2006; HØINES e BREGSTAD, 2010), revelando (iii) padrões alimentares espaço-temporais (RICE, 1988; VILELLA et al., 2002) e (iv) influências humanas (FERREIRA et al., 2012; CARTES et al. 2016). Porém, tais técnicas não permitem focar em fatores de interesse, tal como as abordagens multivariadas restritas o fazem (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012).

Abordagens restritas associam duas ou mais matrizes no próprio processo de ordenação, explicando a variação da matriz resposta por meio da(s) matriz(es) explanatória(s) (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012; BORCARD et al., 2018). Elas constituem técnicas inferenciais que auxiliam no teste estatístico de hipóteses sobre associações entre diferentes matrizes (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). As análises de correspondência canônica (ACC),

de redundância (AR), discriminatória (AD), de correlação canônica (ACoC) e de co-inércia (ACI) são comumente utilizadas para identificar associações entre o alimento consumido e fatores estruturantes, tais como (i) disponibilidade de presas (MACDONALD e GREEN, 1986), (ii) variáveis ambientais (ex.: parâmetros de qualidade de água, complexidade ambiental) (GODINHO e FERREIRA, 1994; CHAMBERS e DICK, 2005; FERREIRA et al. 2012; DALLARÉS et al. 2014; CARTES et al. 2016), (iii) características ecomorfológicas dos consumidores (POUILLY et al., 2003; CONTENTE et al., 2009; MALDONADO et al., 2009), (iv) relações intra (LINDE et al., 2004; JAWORSKI e RAGNARSSON, 2006) e (v) interespecíficas (CHAMBERS e DICK, 2005; JAWORSKI e RAGNARSSON, 2006; DALLARÉS et al. 2014), (vi) flutuações espaço-temporais (MACDONALD e GREEN, 1986; JAWORSKI e RAGNARSSON, 2006) e (vii) influência de atividades antrópicas (FERREIRA et al. 2012; CARTES et al. 2016) sobre a dieta dos peixes.

A escolha de uma dada análise multivariada em detrimento de outras depende do objetivo do estudo e dos dados disponíveis. Para avaliações ecológicas, alguns autores testaram a robustez de diferentes técnicas multivariadas. No entanto, os resultados desses trabalhos são discordantes, ora apresentando argumentos em favor da ACR (HILL e GAUCH, 1980; GAUCH et al., 1981; MANJARRÉS-MARTINEZ et al., 2012; ter BRAAK e SMILAUER, 2015) ou da EMNM (KENKEL e ORLÓCI, 1986; MINCHIN, 1987; MANJARRÉS-MARTINEZ et al., 2012) ou da ACP (HIRST e JACKSON, 2007) ou da AA (JACKSON, 1993; HIRST e JACKSON, 2007) ou mesmo em favor de abordagens restritas, como a ACC (ter BRAAK e SMILAUER, 2015). Apesar dessas diferenças, esses autores concordam que o poder para se revelar relações depende tanto dos dados quanto da técnica computacional. Aspectos referentes aos dados incluem (i) características do conjunto de dados, (ii) gradientes e (iii) aspectos amostras, enquanto os aspectos computacionais incluem (i) padronizações e (ii) transformações dos dados, além de (iii) critérios de similaridade/dissimilaridade.

Para solucionar essas incertezas, comparações preliminares devem ser conduzidas considerando a performance das diferentes técnicas multivariadas sob diferentes medidas de padronização, transformação e similaridade/dissimilaridade. Na sequência, esses resultados poderiam confrontados com os dados originais por meio de análises de Procrustes (KENKEL e ORLÓCI, 1986; JACKSON, 1993; HIRST e JACKSON, 2007). O método multivariado mais adequado será aquele que apresentar a melhor capacidade de recuperação da estrutura dos dados subjacentes, revelando o menor grau de distorção (i.e.: o menor valor de distorção de Procrustes,  $m^2$ ) (KENKEL e ORLÓCI, 1986).

## 5.6. Conclusões

Avaliações de ecologia trófica são imprescindíveis para descrever a dinâmica de interações entre os organismos e seus habitats. Esse conceito funcional representa a base da definição clássica de adaptação (*sensu* BOCK e WAHLERT, 1965). O primeiro passo consiste na identificação de adaptações morfológicas internas e externas voltadas à alimentação, as quais fornecem respostas sobre pressões seletivas impostas pelo habitat (*cf.* LUCZKOVICH et al., 1995). Uma avaliação básica envolve o diagnóstico da forma geral do corpo, padrões de natação, tipos de dentes e de rastros branquiais, e anatomia do trato digestivo (GERKING, 1994, ZAVALA-CAMIN, 1996). De acordo com os objetivos, um estudo ecomorfológico pode ser desenvolvido para (i) avaliações qualitativas entre variáveis morfológicas e ambientais, (ii) padronização de formulações estatísticas entre essas variáveis e (iii) a identificação e (iv) quantificação dos padrões adaptativos para análises filogenéticas (MOTTA e KOTRSCHAL, 1991). Para avaliações qualitativas e quantitativas da dieta de peixes, os métodos recomendados nesse texto devem ser aplicados.

Métodos não-invasivos são pouco utilizados na ecologia trófica de peixes devido às suas limitações, as quais podem ser compensadas pelos métodos invasivos, sejam eles não-letais ou letais. As análises de ácidos graxos, isótopos estáveis e isótopos de compostos específicos, bem como avaliações de conteúdos estomacais baseados em técnicas visuais e de DNA constituem poderosas ferramentas para a produção de informações detalhadas sobre dieta, assegurando precisão e fornecendo alta resolução taxonômica (NIELSEN et al., 2018). No entanto, como exaustivamente enfatizado ao longo deste texto, cada uma dessas análises tem suas próprias limitações relacionadas (i) às espécies estudadas, (ii) aos procedimentos de amostragem, (iii) às análises laboratoriais, (iv) à resolução dos dados, (v) cobertura temporal e (vi) interpretação de resultados. A aplicação conjunta dessas diferentes abordagens em um mesmo desenho amostral supera tais limitações, assegurando maior robustez à avaliação da ecologia trófica de peixes. Essa perspectiva de análise conjunta pode ser aplicada a diferentes níveis ecológicos (i.e.: população, comunidade e ecossistema) e ambientes (ex.: marinho, salobro e dulcícola), fornecendo informações alimentares importantes relacionadas às relações intra (ex.: ontogenia, reprodução, migração) e interespecífica, rastreando a origem dos recursos explorados, os padrões espaço-temporais e a estruturação das teias tróficas (STOWASSER et al., 2009; DAVIS et al., 2012; CHURCHILL et al., 2015; KAINZ et al., 2017; KOHLBACH et al., 2017; MATLEY et al., 2018; PARK et al., 2018). Por isso, sempre que possível a análise de conteúdos

estomacais, seja ela visual ou baseada em DNA, deve ser desenvolvida em conjunto com alguma abordagem complementar (AAG, AIE, AICE e DNA).

A análise de estômagos continua imperativa na ecologia trófica de peixes, exigindo métodos padronizados e meticulosos para garantir avaliações robustas e permitir a comparabilidade de resultados entre diferentes pesquisas, áreas e períodos (GARVEY e CHIPPS, 2012). Isso parece ser óbvio, mas não é o caso quando se considera as informações incorretas e confusas existentes na literatura especializada. Diversos métodos foram desenvolvidos ao redor do mundo ao longo da segunda metade do século 20 para satisfazer estudos múltiplos envolvendo alimentação de peixes. Devido à baixa velocidade de comunicação inerente daquele tempo, a padronização e meticulosidade desses métodos não foram atendidos até antes da globalização da comunicação (i.e.: década de 2000 até o presente). Para evitar os problemas metodológicos discutidos ao longo deste texto, assegurar resultados robustos e permitir a comparabilidade entre diferentes estudos, as seguintes recomendações deveriam ser adotadas:

- (i) Este texto padronizou métodos, nomes e equações relacionadas à análise de estômagos. A leitura deste trabalho e o uso das informações aqui apresentadas devem ser associadas à leitura dos artigos originais que propuseram os métodos abordados, bem como das importantes revisões publicadas sobre ecologia trófica de peixes. Esse cuidado científico evitará confusões e erros de interpretação acerca dos métodos aqui abordados.
- (ii) A identificação de itens presa consumidos deveria ser desenvolvida até o menor nível taxonômico possível, idealmente até o nível de espécies. No entanto, isso nem sempre é possível e/ou necessário na ecologia trófica, e a adoção dessa recomendação dependerá dos objetivos do estudo a ser desenvolvido e das características biológicas e ecológicas das presas e dos consumidores analisados. Algumas vezes, o uso de grupos funcionais ao invés de nomes taxonômicos pode ser mais interessante no entendimento do papel ecológico das presas e dos consumidores.
- (iii) Índices simples são melhores do que os índices compostos, os quais deveriam ser abandonados. A *frequência de ocorrência* e a *frequência gravimétrica/volumétrica* constituem os melhores parâmetros para a avaliação da ecologia trófica de peixes e, por isso, deveriam ser adotados como referenciais (AHLBECK et al., 2012; BAKER et al., 2014; BUCKLAND et al.,

2017). Nesse sentido, recomenda-se que todos os estudos de ecologia trófica de peixes forneçam tabelas contendo os valores calculados para esses índices simples, garantindo assim a comparabilidade de resultados entre diferentes estudos.

- (iv) A eficiência amostral exige o respeito ao princípio da repetição para reduzir erros relacionados a variações individuais. Para atender a esse princípio, cada peixe deve ser tratado como uma unidade amostral. A soma direta de dados individuais (i.e.: ocorrência, número, peso/volume) sem qualquer ponderação constitui uma fonte de erro. A utilização adequada dos índices simples, como apresentada nesta revisão, respeita tal premissa.
- (v) O uso de análises multivariadas tem adquirido maior valor nas avaliações da alimentação de peixes. A escolha sobre qual abordagem multivariada adotar (i.e.: se não-restrita ou restrita) depende dos dados disponíveis, dos objetivos de estudo e da capacidade dos diferentes métodos em recuperar a estrutura subjacente dos dados, como discutido por Kenkel e Orlóci (1986). Esses autores apresentaram critérios claros para a escolha de métodos multivariados, eliminando a subjetividade e garantindo robustez de resultados.

A adoção dessas recomendações assegurará robustez às análises da dieta natural de peixes e permitirá a comparabilidade entre diferentes pesquisas ao longo do tempo e do espaço, demandas históricas do campo da ecologia trófica de peixes. Além disso, dará suporte à obtenção de informações derivadas, tais como medidas de nicho que considerem tanto a disponibilidade quanto o consumo efetivo de itens presa e suas relações com fatores ambientais e biológicos. Ainda, proverá informações robustas para a estruturação de modelos ecotróficos complexos (ex.: ECOPATH, CHRISTENSEN e WALTERS, 2004). Modelos clássicos de otimização baseados em diferentes equações foram utilizados para executar modelos de *machine learning* (i.e.: aprendizado de máquina) aplicados no desenvolvimento de abordagens computacionais que analisam comportamentos alimentares com referência em uma variável flexível de estratificação discreta enquanto elemento restritivo de tendências múltiplas (SEMMAR e ROUX, 2014). Por fim, os métodos apresentados neste trabalho, embora focados em peixes, têm potencial para serem aplicados à ecologia trófica de diversos outros grupos de organismos.

## 5.7. Referências

- AHLBECK, I.; HANSSON, S.; HJERNE, O. Evaluating fish diet analysis methods by individual-based modelling. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 69, n.7, pp. 1184–1201, 2012.
- AINSWORTH, C. H.; KAPLAN, I. C.; LEVIN, P. S.; MANGEL, M. A statistical approach for estimating fish diet compositions from multiple data sources: Gulf of California case study. **Ecological Applications**, vol. 20, n. 8, pp. 2188–2202, 2010.
- ALBAINA, A.; AGUIRRE, M.; ABAD, D.; SANTOS, M.; ESTONBA, A. 18S rRNA V9 metabarcoding for diet characterization: a critical evaluation with two sympatric zooplanktivorous fish species. **Ecology and Evolution** vol. 6, n. 6, pp. 1809–1824, 2016.
- ALFARO, A. C.; THOMAS, F.; SERGENT, L.; DUXBURY, M. Identification of trophic interactions within an estuarine food web (northern New Zealand) using fatty acid biomarkers and stable isotopes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 70, n. 1-2, pp. 271–286, 2006.
- ALHEIT, J.; SCHEIBEL, W. Benthic harpacticoids as a food source for fish. **Marine Biology**, vol. 70, n. 2, pp. 141–147, 1982.
- ALLDREDGE, J. R.; GRISWOLD, J. Design and analysis of resource selection studies for categorical resource variables. **Journal of Wildlife Management**, vol. 70, n. 2, pp. 337–346, 2006.
- ALLEN, K. R. Studies on the biology of the early stages of the salmon (*Salmo salar*). **Journal of Animal Ecology**, vol. 9, n. 1, pp. 1–23, 1940.
- ALMEIDA-SILVA, P. H.; TUBINO, R. A.; ZAMBRANO, L. C.; HUNDER, D. A.; GARRITANO, S. R.; MONTEIRO-NETO, C. Trophic ecology and food consumption of fishes in a hypersaline tropical lagoon. **Journal of Fish Biology**, vol. 86, n. 6, pp. 1781–1795, 2015.
- AMUNDSEN, P. A.; GABLER, H. M.; STALDVIK, F. J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. **Journal of Fish Biology**, vol. 48, n. 4, pp. 607–614, 1996.
- ANDERSON, G. R. V.; EHRLICH, A. H.; EHRLICH, P. R.; ROUGHGARDEN, J. D.; RUSSELL, B. C.; TALBOT, F. H. The community structure of coral reef fishes. **The American Naturalist**, vol. 117, n. 4, pp. 476–495, 1981.
- ANDVIK, R. T.; VANDEHEY, J. A.; FINCEL, M. J.; FRENCH, W. E.; BERTRAND, K. N.; CHIPPS, S. R.; KLUMB, R. A.; GRAEB, B. D. S. Application of non-lethal stable isotope analysis to assess feeding patterns of juvenile pallid sturgeon *Scaphirhynchus albus*: a

comparison of tissue types and sample preservation methods. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 26, n. 6, pp. 831–835, 2010.

ARA, R.; ARSHAD, A.; AMRULLAH, N.; AMIN, S. M. N.; DAUD, S. K.; AZWADY, A. A. N.; MAZLAN, A. G. Feeding habits and temporal variation of diet composition of fish larvae (Osteichthyes: Sparidae) in the Sungai Pulai seagrass Bed, Johore, Peninsular Malaysia. **Journal of Biological Sciences**, vol. 9, n. 5, pp. 445–451, 2009.

ARAWOMO, G. A. O. Food and feeding of three *Citharinus* species in Lake Kainji, Nigeria. **Journal of Fish Biology**, vol. 9, n. 1, pp. 3–10, 1976.

ARGILLIER, C.; BARRAL, M.; IRZ, P. Growth and diet of the pikeperch *Sander lucioperca* (L.) in two French reservoirs. **Archives of Polish Fisheries**, vol. 20, n. 3, pp. 191–200, 2012.

ASSIS, C. A. A generalised index for stomach contents analysis in fish. **Scientia Marina**, vol. 60, n. 2-3, pp. 385–389, 1996.

AYOADE, A.; FAGADE, S.; ADEBISI, A. Diet and dietary habits of the fish *Schilbe mystus* (Siluriformes: Schilbeidae) in two artificial lakes in southwestern Nigeria. **Revista de Biología Tropical**, vol. 56, n. 4, pp. 1847–1855, 2008.

BAILEY, D. M.; KING, N. J.; PRIEDE, I. G. Cameras and carcasses: historical and current methods for using artificial food falls to study deep-water animals. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 350, n. 1, pp. 179–191, 2007.

BAKER, R.; BUCKLAND, A.; SHEAVES, M. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. **Fish and Fisheries**, vol. 15, n. 1, pp. 170–177, 2014.

BALDÓ, F.; DRAKE, P. A multivariate approach to the feeding habits of small fishes in the Guadalquivir Estuary. **Journal of Fish Biology**, vol. 61, n. Suplemento A, 21–32, 2002.

BALL, J. N. On the food of the brown trout of Llyn Tegid. **Proceedings of the Zoological Society of London**, vol. 137, n. 4, pp. 599–622, 1961.

BARBOUR, A. B.; BOUCEK, R. E.; ADAMS, A. J. Effect of pulsed gastric lavage on apparent survival of a juvenile fish in a natural system. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 422-423, n. 1, pp. 107–113, 2012.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: from individuals to ecosystems. 4th ed. Malden: Blackwell Publishing, 2008.

BELK, M. S. Habitat partitioning in two tropical reef fishes, *Pomacentrus lividus* and *P. albobfasciatus*. **Copeia**, vol. 1975, n. 4, pp. 603–603, 1975.

- BELLINGER, J. W.; AVAULT, J. W. Food habits of juvenile pompano, *Trachinotus carolinus*, in Louisiana. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 100, n. 3, pp. 486–494, 1971.
- BEN-DAVID, M.; FLAHERTY, E. A. Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. **Journal of Mammalogy**, vol. 93, n. 2, pp. 312–328, 2012.
- BENNEMANN, S. T.; CASATI, L.; OLIVERA, D. C. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. **Biota Neotropica**, vol. 6, n. 2, pp. 1–8, 2006.
- BENSON, D. A.; CAVANAUGH, M.; CLARK, K.; KARSCH-MIZRACHI, I.; LIPMAN, D. J.; OSTELL, J.; SAYERS, E. W. GenBank. **Nucleic Acids Research**, vol. 41, n. D1, pp. 36–42, 2013.
- BERG, J. Discussion of methods of investigating the food of fishes, with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). **Marine Biology**, vol. 50, n. 3, pp. 263–273, 1979.
- BIZZARRO, J. J.; ROBINSON, H. J.; RINEWALT, C. S.; EBERT, D. A. Comparative feeding ecology of four sympatric skate species off central California, USA. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 80, n. 2-3, pp. 197–220, 2007.
- BLANKE, C. M.; CHIKARAISHI, Y.; TAKIZAWA, Y.; STEFFAN, S. A.; DHARAMPAL, P. S.; ZANDEN, M. J. V. Comparing compound-specific and bulk stable nitrogen isotope trophic discrimination factors across multiple freshwater fish species and diets. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 74, n. 8, pp. 1291–1297, 2017.
- BLANKEY, W. O. Feeding ecology of three inshore fish species at Marion Island (Southern Ocean). **South African Journal of Zoology**, vol. 17, n. 4, pp. 164–170, 1982.
- BLEGVAD, H. On the food of fish in Danish waters within the Skaw. **Report of the Danish Biological Station**, vol. 24, n. 1, pp. 17–72, 1917.
- BLÜTHGEN, N.; MENZEL, F.; BLÜTHGEN, N. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, vol. 6, n. 9, pp. 1–12, 2006.
- BOCK, W. J.; WAHLERT, G. V. Adaptation and the form-function complex. **Evolution**, vol. 19, n. 3, pp. 269–299, 1965.
- BOECKLEN, W. J.; YARNES, C. T.; COOK, B. A.; JAMES, A. C. On the use of stable isotopes in trophic ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, vol. 42, n. 1, pp. 411–440, 2011.

- BOHÓRQUEZ-HERRERA, J.; CRUZ-ESCALONA, V. H.; ADAMS, D. C.; PERTESON, M. S. Feeding ecomorphology of seven demersal marine fish species in the Mexican Pacific Ocean. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 98, n. 1, pp. 1459-1473, 2015.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. New York: Springer, 2018.
- BOWEN, S. H. Quantitative description of the diet. In: MURPHY, B. R.; WILLIS, D. W. E. (Eds.). **Fisheries Techniques**. 2. ed. Bethesda: American Fisheries Society, 1996. pp. 513-532.
- BOWES, R. E.; THORP, J. H. Consequences of employing amino acid vs. bulk-tissue, stable isotope analysis: a laboratory trophic position experiment. **Ecosphere**, vol. 6, n. 1, pp. 1–12, 2015.
- BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, vol. 22, n. 4, pp. 915–929, 2012.
- BRILLOUIN, L. **Science and information theory**. New York: Academic Press, 1956.
- BROMLEY, P. J. The role of gastric evacuation experiments in quantifying the feeding rates of predatory fish. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, vol. 4, n. 1, pp. 36–66, 1994
- BROSSE, L.; DUMONT, P.; LEPAGE, M.; ROCHARD, E. Evaluation of a gastric lavage method for sturgeons. **North American Journal of Fisheries Management**, vol. 22, n. 3, pp. 955–960, 2002.
- BROWN, S. C.; BIZZARRO, J. J.; CAILLIET, G. M.; EBERT, D. A. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). **Environmental Biology of Fishes**, vol. 95, n. 1, pp. 3–20, 2012.
- BROWN-PETERSON, N. J.; WYANSKI, D. M.; SABORIDO-REY, F.; MACEWICZ, B. J.; LOWERRE-BARBIERI, S. K. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. **Marine and Coastal Fisheries**, vol. 3, n. 1, pp. 52–70, 2011.
- BUCKLAND, A.; BAKER, R.; LONERAGAN, N.; SHEAVES, M. Standardising fish stomach content analysis: the importance of prey condition. **Fisheries Research**, vol. 196, n. 1, pp. 126–140, 2017.
- BUDGE, S. M.; IVERSON, S. J.; BOWEN, W. D.; ACKMAN, R. G. Among- and within-species variability in fatty acid signatures of marine fish and invertebrates on the Scotian Shelf, Georges Bank, and southern Gulf of St. Lawrence. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 59, n. 5, pp. 886–898, 2002.

- BUDGE, S. M.; IVERSON, S. J.; KOOPMAN, H. N. Studying trophic ecology in marine ecosystems using fatty acids: a primer on analysis and interpretation. **Marine Mammal Science**, vol. 22, n. 4, pp. 759–801, 2006.
- BUDGE, S. M.; WOOLLER, M. J.; SPRINGER, A. M.; IVERSON, S. J.; MCROY, C. P.; DIVOKY, G. J. Tracing carbon flow in an arctic marine food web using fatty acid-stable isotope analysis. **Oecologia**, vol. 157, n. 1, pp. 117–129, 2008.
- BUTLER, G. L.; WOODEN, I. J. Dietary habits of a large, long-lived endangered Australian percichthyid, the eastern freshwater cod *Maccullochella ikei*. **Endangered Species Research**, vol. 16, n. 2, pp. 199–209, 2012.
- CAPRA, L. G.; BENNEMANN, S. T. Low feeding overlap between *Plagioscion squamosissimus* fishes introduced in tropical reservoir of South Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 21, n. 3, pp. 343–348, 2009.
- CARDONA, L.; CASTELLÓ, F. Alimentación de los juveniles de *Liza aurata* (Risso) en la Albufera des Grau (Isla de Menorca, Baleares). **Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears**, vol. 33, n.1, pp. 159–168, 1989.
- CARRASSÓN, M.; CARTES, J. E. Trophic relationships in a Mediterranean deep-sea fish community: partition of food resources, dietary overlap and connections within the benthic boundary layer. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 241, n. 1, pp. 41–55, 2002.
- CARREÓN-PALAU, L.; PARRISH, C. C.; PÉREZ-ESPAÑA, H.; AGUIÑIGA-GARCIA, S. Elemental ratios and lipid classes in a coral reef food web under river influence. **Progress in Oceanography**, vol. 164, n. 1, pp. 1–11, 2018.
- CARTES, J. E. Influence of depth and season on the diet of the deep-water aristeid *Aristeus antennatus* along the continental slope (400 to 2300 m) in the Catalan Sea (western Mediterranean). **Marine Biology**, vol. 120, n. 4, pp. 639–648, 1994.
- CARTES, J. E.; HUGUET, C.; PARRA, S.; SANCHEZ, F. Trophic relationships in deep-water decapods of Le Danois bank (Cantabrian Sea, NE Atlantic): trends related with depth and seasonal changes in food quality and availability. **Deep-Sea Research. Part I, Oceanographic Research Papers**, vol. 54, n. 7, pp. 1091–1110, 2007.
- CARTES, J. E.; SOLER-MEMBRIVES, A.; STEFANESCU, C.; LOMBARTE, A.; CARRASSÓN, M. Contributions of allochthonous inputs of food to the diets of benthopelagic fish over the northwest Mediterranean slope (to 2300 m). **Deep-Sea Research. Part I, Oceanographic Research Papers**, vol. 109, n. 1, pp. 123–136, 2016.

CERLING, T. E.; AYLIFFE, L. K.; DEARING, M. D.; EHLERINGER, J. R.; PASSEY, B. H.; PODLESAK, D. W.; TORREGROSSA, A.-M.; WEST, A. G. Determining biological tissue turnover using stable isotopes: the reaction progress variable. **Oecologia**, vol. 151, n. 2, pp. 175–189, 2007.

CHAMBERS, C. A.; DICK, T. A. Trophic structure of one deep-sea benthic fish community in the eastern Canadian Arctic: application of food, parasites and multivariate analysis. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 74, n. 3-4, pp 365-378, 2005.

CHIPPS, S. R.; GARVEY, J. E. Assessment of diets and feeding patterns. In: GUY C. S.; BROWN M. L. (Eds.). **Analysis and interpretation of freshwater fisheries data**. Bethesda: American Fisheries Society, 2007. pp. 473–514

CHRISTENSEN, M. S. Trophic relationships in juveniles of three species of sparid fishes in the South African marine littoral. **Fishery Bulletin**, vol. 76, n. 2, pp. 389–401, 1978.

CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C. J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. **Ecological Modelling**, vol. 172, n. 2-4, pp. 109–139, 2004.

CHUBB, J. C. **A preliminary investigation of the parasite fauna of the fish of Llyn Tegid (Bala Lake), Merionethshire**. 1961. Tese (Doutorado) – University of Liverpool, Liverpool. 1961.

CHURCHILL, D. A.; HEITHAUS, M. R.; VAUDO, J. J.; GRUBBS, R. D.; GASTRICHA, K.; CASTRO, J. I. Trophic interactions of common elasmobranchs in deep-sea communities of the Gulf of Mexico revealed through stable isotope and stomach content analysis. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, vol. 115, n. 1, pp. 92-102, 2015.

CLARKE, L. R.; VIDERGAR, D. T.; BENNETT, D. H. Stable isotopes and gut content show diet overlap among native and introduced piscivores in a large oligotrophic lake. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 14, n. 3, pp. 267–277, 2005.

COETZEE, P. S. Diet composition and breeding cycle of blacktail, *Diplodus sargus capensis* (Pisces: Sparidae), caught off St Croix Island, Algoa Bay, South Africa. **South African Journal of Zoology**, vol. 21, n. 5, pp. 237–243, 1986.

COLEMAN, N.; MOBLEY, M. Diets of commercially exploited fish from Bass Strait and adjacent Victorian Waters, South-eastern Australia. **Marine and Freshwater Research**, vol. 35, n. 5, pp. 549–560, 1984.

COLWELL, R. K.; FUTUYMA, D. J. On the measurement of niche breadth and overlap. **Ecology**, vol. 52, n. 4, pp. 567–576, 1971.

- CONNAN, M.; MAYZAUD, P.; DUHAMEL, G.; BONNEVIE, B. T.; CHEREL, Y. Fatty acid signature analysis documents the diet of five myctophid fish from the Southern Ocean. **Marine Biology**, vol. 157, n. 10, pp. 2303–2316, 2010.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; GADIG, B. F. Size-related shifts in dietary composition of *Centropomus parallelus* (Perciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem of the southeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 25, n. 3, pp. 335–342, 2009.
- CORBET, P. S. The food of non-cichlid fishes in the Lake Victoria Basin, with remarks on their evolution and adaptation to lacustrine conditions. **Proceedings of the Zoological Society of London**, vol. 136, n. 1, pp. 1–101, 1961.
- CORSE, E.; COSTEDOAT, C.; CHAPPAZ, R.; PECH, N.; MARTIN, J.-F.; GILLES, A. A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. **Molecular Ecology Resource**, vol 10, n. 1, pp. 96–108, 2010.
- CORTÉS, E. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 54, n. 3, pp. 726–738, 1997.
- CORTÉS, E. Methods of studying fish feeding: reply. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 55, n. 12, pp. 2708–2708, 1998.
- COSTELLO, M. J. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. **Journal of Fish Biology**, vol. 36, n. 2, pp. 261–263, 1990.
- CRISTESCU, M. E. From barcoding single individuals to metabarcoding biological communities: towards an integrative approach to the study of global biodiversity. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 29, n. 10, pp. 566–571, 2014.
- CZECHOWSKI, P.; CLARKE, L. J.; COOPER, A.; STEVENS, M. I. A primer to metabarcoding surveys of Antarctic terrestrial biodiversity. **Antarctic Science**, vol. 29, n. 1, pp. 3–15, 2017.
- DALLARÉS, S.; CONSTENLA, M.; PADRÓS, F.; CARTES, J. E.; SOLÉ, M.; CARRASSÓN, M. Parasites of the deep-sea fish *Mora moro* (Risso, 1810) from the NW Mediterranean Sea and relationship with fish diet and enzymatic biomarkers. **Deep-Sea Research. Part I, Oceanographic Research Papers**, vol. 92, n. 1, pp. 115–126, 2014.
- DALLARÉS, S.; PADRÓS, F.; CARTES, J. E.; SOLÉ, M.; CARRASSÓN, M. The parasite community of the sharks *Galeus melastomus*, *Etmopterus spinax* and *Centroscymnus coelolepis* from the NW Mediterranean deep-sea in relation to feeding ecology and health condition of the

host and environmental gradients and variables. **Deep-Sea Research. Part I, Oceanographic Research Papers**, vol. 129, n. 1, pp. 41–58, 2017.

DALSGAARD, J.; ST. JOHN, M.; KATTNER, G.; MÜLLER-NAVARRA, D.; HAGEN, W. Fatty acid trophic markers in the pelagic marine environment. **Advances in Marine Biology**, vol. 46, n. 1, pp. 225–340, 2003.

DAVIS, T. Food habits of the freshwater catfish, *Tandanus tandanus* Mitchell, in the Gwydir River, Australia, and effects associated with inpoundment of this river by the Copeton Dam. **Marine and Freshwater Research**, vol. 28, n. 4, pp. 455–455, 1977.

DAVIS, A. M.; BLANCHETTE, M. L.; PUSEY, B. J.; JARDINE, T. D.; PEARSON, R. G. Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenetic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. **Freshwater Biology**, vol. 57, n. 10, pp. 2156–2172, 2012.

DEAGLE, B. E.; KIRKWOOD, R.; SIMON, N. J. Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. **Molecular Ecology**, vol. 18, n. 9, pp. 2022–2038, 2009.

DeNIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, vol. 42, n. 5, pp. 495–506, 1978.

DEUDERO, S.; PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. Insights into fish host-parasite trophic relationships revealed by stable isotope analysis. **Diseases of Aquatic Organisms**, vol. 52, n. 1, pp. 77–86, 2002.

DEVICTOR, V.; CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; LAVERGNE, S.; MOUILLOT, D.; THUILLER, W.; VENAIL, P.; VILLÉGER, S.; MOUQUET, N. Defining and measuring ecological specialization. **Journal of Applied Ecology**, vol. 47, n. 1, pp. 15–25, 2010.

DOUCETT, R. R.; MARKS, J. C.; BLINN, D. W.; CARON, M.; HUNGATE, B. A. Measuring terrestrial subsidies to aquatic food webs using stable isotopes of hydrogen. **Ecology**, vol. 88, n. 6, pp. 1587–1592, 2007.

DUNCAN, F. M. The Marine Biological Association, and some account of the work it has accomplished. **Journal of the Royal Society of Arts**, vol. 60, n. 3096, pp. 486–494, 1912.

EGGERS, D. M. Factors in interpreting data obtained by diel sampling of fish stomachs. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 34, n. 2, pp. 290–294, 1977.

ELLIOTT, J. M. The food of trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor Stream. **Journal of Applied Ecology**, vol. 4, n. 1, pp. 59–71, 1967.

ELLIOTT, J. M., PERSSON, L. The estimation of daily rates of food consumption for fish. **Journal of Animal Ecology**, vol. 47, n. 3, pp. 977–991, 1978.

- ELSTON, C.; VON BRANDIS, R. G.; COWLEY, P. D. Gastric lavage as a non-lethal method for stingray (*Myliobatiformes*) diet sampling. **African Journal of Marine Science**, vol. 37, n. 3, pp. 415–419, 2015.
- EVANS, H. E. The food of a population of brown trout, *Salmo trutta* Linn., from Central New York. **The American Midland Naturalist**, vol. 47, n. 2, pp. 413–420, 1952.
- EVANS, N. T.; OLDS, B. P.; RENSHAW, M. A.; TURNER, C. R.; LI, Y.; JERDE, C. L.; MAHON, A. R.; PFRENDER, M. E.; LAMBERTI, G. A.; LODGE, D. M. Quantification of mesocosm fish and amphibian species diversity via environmental DNA metabarcoding. **Molecular Ecology Resource**, vol. 16, n. 1, pp. 29–41, 2016.
- FALK-PETERSEN, S.; HAGEN, W.; KATTNER, G.; CLARKE, A.; SARGENT, J. Lipids, trophic relationships, and biodiversity in Arctic and Antarctic krill. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 57, n. S3, pp. 178–191, 2000.
- FANELLI, E.; CARTES, J. E.; PAPIOL, V.; LÓPEZ-PÉREZ, C.; CARRASSÓN, M. Long-term decline in the trophic level of megafauna in the deep Mediterranean Sea: a stable isotopes approach. **Climate Research**, vol. 67, n. 3, pp. 191–207, 2016.
- FERREIRA, A.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GERHARD, P.; KASHIWAQUI, E. A. L.; CYRINO, J. E. P.; MARTINELLI, L. A. Riparian coverage affects diets of characids in Neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 21, n. 1, pp. 12–22, 2012.
- FERRY, L. A.; CAILLIET, G. M. Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly? In: MACKINLAY, D.; SHEARER, K. (Eds.). **GUTSHOP '96: Feeding Ecology and Nutrition in Fish Symposium Proceedings**. Bethesda: American Fisheries Society, 1996. pp. 71–80.
- FIDALGO, J. P.; CID, A.; TORRES, E.; SUKENIK, A.; HERRERO, C. Effects of nitrogen source and growth phase on proximate biochemical composition, lipid classes and fatty acid profile of the marine microalga *Isochrysis galbana*. **Aquaculture**, vol. 166, n. 1-2, pp. 105–116, 1998.
- FINLAY, J. C.; DOUCETT, R. R.; McNEELY, C. Tracing energy flow in stream food webs using stable isotopes of hydrogen. **Freshwater Biology**, vol. 55, n. 5, pp. 941–951, 2010.
- FOSTER, J. R. Pulsed gastric lavage: an efficient method of removing the stomach contents of live fish. **Progressive Fish-Culturist**, vol. 39, n. 4, pp. 166–169, 1977.
- FRANCE, R. L.; PETERS, R. H. Ecosystem differences in the trophic enrichment of  $^{13}\text{C}$  in aquatic food webs. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 54, n. 6, pp. 1255–1258, 1997.

- FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase**. Version 06/2018. 2018. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>>. Acesso em: 17 out. 2018.
- FROST, W. E. The natural history of the minnow, *Phoxinus phoxinus*. **Journal of Animal Ecology**, vol. 12, n. 2, pp. 139–139, 1943.
- FU, S. J.; ZENG, L. Q.; LI, X. M.; PANG, X.; CAO, Z. D.; PENG, J. L.; WANG, Y. X. The behavioural, digestive and metabolic characteristics of fishes with different foraging strategies. **Journal of Experimental Biology**, vol 212, n. 14, pp. 2296–2302, 2009.
- GARMAN, G. C. Identification of ingested prey fish based on scale characteristics. **North American Journal of Fisheries Management**, vol. 2, n. 2, pp. 201–203, 1982.
- GARRIDO, S.; ROSA, R.; BEN-HAMADOU, R.; CUNHA, M. E.; CHÍCHARO, M. A.; VAN DER LINGEN, C. D. Spatio-temporal variability in fatty acid trophic biomarkers in stomach contents and muscle of Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) and its relationship with spawning. **Marine Biology**, vol. 154, n. 6, pp. 1053–1065, 2008.
- GARVEY, J. E.; CHIPPS, S. R. Diets and energy flow. In: ZALE, A. V.; PARRISH, D. L.; SUTTON, T. M. (Eds.). **Fisheries Techniques**. 3. ed. Bethesda: American Fisheries Society, 2012. pp. 733–779.
- GASALLA, M. L. A.; SOARES, L. S. H. Comentários sobre os estudos tróficos de peixes marinhos no processo histórico da ciência pesqueira e modelagem ecológica. **Boletim do Instituto de Pesca de São Paulo**, vol. 27, n. 2, pp. 243–259, 2001.
- GASTON, T. F.; SUTHERS, I. M. Spatial variation in  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  of liver, muscle and bone in a rocky reef planktivorous fish: the relative contribution of sewage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 304, n. 1, pp. 17–33, 2004.
- GAUCH, H. G. Jr.; WHITTAKER, R. H.; SINGER, S. B. A comparative study of nonmetric ordinations. **Journal of Ecology**, vol. 69, n. 1, pp. 135–152, 1981.
- GEANGE, S. W.; PLEDGER, S.; BURNS, K. C.; SHIMA, J. S. A unified analysis of niche overlap incorporating data of different types. **Methods in Ecology and Evolution**, vol. 2, n. 2, pp. 175–184, 2011.
- GEORGE, E. L.; HADLEY, W. F. Food and habitat partitioning between rock bass (*Ambloplites rupestris*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) young of the year. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 108, n. 3, pp. 253–261, 1979.
- GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. San Diego: Academic Press, 1994.

GLENN, C. L.; WARD, F. J. "Wet" weight as a method for measuring stomach contents of walleyes, *Stizostedion vitreum vitreum*. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 25, n. 7, pp. 1505–1507, 1968.

GODFRIAUX, B. L. Food of predatory demersal fish in Hauraki Gulf. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, vol. 3, n. 4, pp. 518–544, 1969.

GODINHO, F. N.; FERREIRA, M. T. Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salrnoides* (Lacepede), in southern Portuguese reservoirs: its relation to habitat characteristics. **Fisheries Management and Ecology**, vol. 1, n. 2, pp. 129-137, 1994.

GOERING, J.; ALEXANDER, V.; HAUBENSTOCK, N. Seasonal variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios of organisms in a North Pacific Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 30, n. 3, pp. 239–260, 1990.

GRAHAM, J. H.; VRIJENHOEK, R. C. Detrended correspondence analysis of dietary data. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 117, n. 1, pp. 29-36, 1988.

GRAHAM, T. R.; JONES, J. W. The biology of Llyn Tegid trout 1960. **Proceedings of the Zoological Society of London**, vol. 139, n. 4, pp. 657–683, 1962.

GRANADO-LORENCIO, C.; GARCIA-NOVO, F. Feeding habits of the fish community in a eutrophic reservoir in Spain. **Ekologia Polska**, vol. 34, n. 1, pp. 95–110, 1986.

GREEN, R. H. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve molluscs of Central Canada. **Ecology**, vol. 52, n. 4, pp. 543–556, 1971.

GREY, J. Ontogeny and dietary specialization in brown trout (*Salmo trutta* L.) from Loch Ness, Scotland, examined using stable isotopes of carbon and nitrogen. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 10, n. 3, pp. 168–176, 2001.

HAHN, N. S.; DELARIVA, L. R. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? **Interciencia**, vol. 28, n. 2, pp. 100–104, 2003.

HAKALA, J. P.; JOHNSON, F. D. Evaluation of a gastric lavage method for use on largemouth bass. **North American Journal of Fisheries Management**, vol. 24, n. 4, pp. 1398–1403, 2004

HAMMERSCHLAG, N.; SULIKOWSKI, J. Killing for conservation: the need for alternatives to lethal sampling of apex predatory sharks. **Endangered Species Research**, vol. 14, n. 2, pp. 135–140, 2011.

HANSEL, H. C.; DUKE, S. D.; LOFY, P. T.; GRAY, G. A. Use of diagnostic bones to identify and estimate original lengths of ingested prey fishes. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 117, n. 1, pp. 55–62, 1988.

- HANSSON, S. Methods of studying fish feeding: a comment. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 55, n. 2, pp. 2706–2707, 1998.
- HARNER, E. J.; WHITMORE, R. C. Multivariate measures of niche overlap using discriminant analysis. **Theoretical Population Biology**, vol. 12, n. 1, pp. 21–36, 1977.
- HARVEY, C. J.; EBENER, M. P.; WHITE, C. K. Spatial and ontogenetic variability of sea lamprey diets in Lake Superior. **Journal of Great Lakes Research**, vol. 34, n. 1, pp. 434–449, 2008.
- HARWOOD, J. J.; RUSSELL, N. J. Lipids in plants and microbes. London: George Allen & Unwin, 1984.
- HAZZARD, A. S.; MADSEN, M. J. Studies of the food of the cutthroat trout. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 63, n. 1, pp. 198–203, 1933.
- HEBERT, P. D. N.; CYWINSKA, A.; BALL, S. L.; DEWAARD, J. R. Biological identifications through DNA barcodes. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, vol. 270, n. 1512, pp. 313–321, 2003.
- HEEMSTRA, P. C.; HISSMANN, K.; FRICKE, H.; SMALE, M. J.; SCHAUER, J. Fishes of the deep demersal habitat at Ngazidja (Grand Comoro) Island, Western Indian Ocean. **South African Journal of Science**, vol. 102, n. 9-10, pp. 444–460, 2006.
- HELLAWELL, J. M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, vol. 3, n. 1, pp. 29–37, 1971.
- HENDERSON, R. J.; SARGENT, J. R.; HOPKINS, C. C. E. Changes in the content and fatty acid composition of lipid in an isolated population of the capelin *Mallotus villosus* during sexual maturation and spawning. **Marine Biology**, vol. 78, n. 3, pp. 255–263, 1984.
- HENDERSON, R. J. Fatty acid metabolism in freshwater fish with particular reference to polyunsaturated fatty acids. **Archiv für Tierernährung**, vol. 49, n. 1, pp. 5–22, 1996.
- HERBOLD, B. An alternative to the fullnex index. In: SIMENSTAD, C. A.; CAILLIET, G. M. (Eds.). **Contemporary studies on fish feeding: the proceedings of GUTSHOP '84**. Dordrecht: Springer, 1986. pp. 315–320
- HERZKA, S. Z. Assessing connectivity of estuarine fishes based on stable isotope ratio analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 64, n. 1, pp. 58-69, 2005.
- HESSLEIN, R. H.; CAPEL, M. J.; FOX, D. E.; HALLARD, K. A. Stable isotopes of sulfur, carbon, and nitrogen as indicators of trophic level and fish migration in the Lower Mackenzie River Basin, Canada. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 48, n. 11, pp. 2258–2265, 1991.

- HESSLEIN, R. H.; HALLARD, K. A.; RAMLAL, P. Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by  $\delta^{34}\text{S}$ ,  $\delta^{13}\text{C}$ , and  $\delta^{15}\text{N}$ . **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 50, n. 10, pp. 2071–2076, 1993.
- HEUPEL, M. R.; SIMPFENDORFER, C. A. Science or slaughter: need for lethal sampling of sharks. **Conservation Biology**, vol. 24, n. 5, pp. 1212–1218, 2010.
- HIGGS, N. D.; GATES, A. R.; JONES, D. O. BFish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. **PLoS ONE**, vol. 9, n. 4, e96016, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096016>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- HILL, M. O.; GAUCH, H. G., Jr. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. **Vegetatio**, vol. 42, n. 1-3, pp. 47-58, 1980.
- HILL, W. R.; RINCHARD, J.; CZESNY, S. Light, nutrients and the fatty acid composition of stream periphyton. **Freshwater Biology**, vol. 56, n. 9, pp. 1825–1836, 2011.
- HIRST, C.; JACKSON, D. A. Reconstructing community relationships: the impact of sampling error, ordination approach, and gradient length. **Diversity and Distributions**, vol. 13, n. 4, pp. 361-373, 2007.
- HOBSON, E. S.; CHESS, J. R. Feeding oriented movements of the atherinid fish *Pranesus pinquis* at Majuro Atoll, Marshall Islands. **Fishery Bulletin**, vol. 71, n. 3, pp. 777–786, 1973.
- HOBSON, K. A. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. **Oecologia**, vol. 120, n. 3, pp. 314–326, 1999.
- HØINES, Å. S.; BERGSTAD, O. A. Food partitioning by flatfishes on a herring spawning ground. **Sarsia**, vol. 87, n. 1, pp. 19–34, 2002.
- HONDOLERO, D.; BLUHM, B. A.; IKEN, K. Caloric content of dominant benthic species from the northern Bering and Chukchi Seas: historical comparisons and the effects of preservation. **Polar Biology**, vol. 35, n. 4, pp. 637–644, 2012.
- HOPKINS III, J. B.; FERGUSON, J. M. Estimating the diets of animals using stable isotopes and a comprehensive Bayesian mixing model. **PLoS ONE**, vol. 7, n. 1, e28478, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028478>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- HORTLE, K. G. Use of emetics to obtain stomach contents of the rock flagtail, *Kuhlia rupestris* (Pisces: Kuhliidae), with notes on diet and feeding. **Bulletin of the Australian Society of Limnologists**, vol. 12, n. 1, pp. 21–27, 1989.
- HUGHES, E. H.; SHERR, E. B. Subtidal food webs in a Georgia estuary:  $\delta^{13}\text{C}$  analysis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 67, n. 3, pp. 227–242, 1983.

- HUGHES, G. W. The comparative ecology and evidence for resource partitioning in two pholidid fishes (Pisces: Pholididae) from southern British Columbia eelgrass beds. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 63, n. 1, pp. 76-85, 1985.
- HUREAU, J. C. Biologie comparée de quelques *Poissons antarctiques* (Nototheniidae). **Bulletin de l'Institut océanographique de Monaco**, vol. 68, n. 1391, pp. 244-244, 1970.
- HURLBERT, S. H. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**, vol. 59, n. 1, pp. 67-77, 1978.
- HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecological Monographs**, vol. 54, n. 2, pp. 187-211, 1984.
- HUSSEY, N. E.; MACNEIL, M. A.; OLIN, J. A.; MCMEANS, B. C.; KINNEY, M. J.; CHAPMAN, D. D.; FISK, A. T. Stable isotopes and elasmobranchs: tissue types, methods, applications and assumptions. **Journal of Fish Biology**, vol. 80, n. 5, pp. 1449-1484, 2012.
- HUXLEY, J. **Problems of relative growth**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1932.
- HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, vol. 19, n. 1, pp. 36-58, 1950.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, vol. 17, n. 4, pp. 411-429, 1980.
- ILES, D. The tactics and strategy of growth in fishes. In: HARDEN, F. R. (Ed.). **Sea fisheries research**. London: Elek Science, 1974. pp. 331-345.
- ISHIKAWA, N. F. Use of compound-specific nitrogen isotope analysis of amino acids in trophic ecology: assumptions, applications, and implications. **Ecological Research**, vol. 33, n. 5, pp. 825-837, 2018.
- IVERSON, S. J.; FROST, K. J.; LANG, S. L. C. Fat content and fatty acid composition of forage fish and invertebrates in Prince William Sound, Alaska: factors contributing to among and within species variability. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 241, n. 1, pp. 161-181, 2002.
- IVERSON, S. J.; FIELD, C.; BOWEN, W. D.; BLANCHARD, W. Quantitative fatty acid signature analysis: a new method of estimating predator diets. **Ecological Monographs**, vol. 74, n. 2, pp. 211-235, 2004.

- IVERSON, S. J. Tracing aquatic food webs using fatty acids: from qualitative indicators to quantitative determination. In: ARTS, M. T.; BRETT, M. T.; KAINZ, M. J. (Eds.). **Lipids in aquatic ecosystems**. Dordrecht: Springer, 2009. pp. 281–307.
- IWANOWICZ, D. D.; VANDERGAST, A. G.; CORNMAN, R. S.; ADAMS, C. R.; KOHN, J. R.; FISHER, R. N.; BREHME, C. S. Metabarcoding of fecal samples to determine herbivore diets: a case study of the endangered Pacific pocket mouse. **PLoS ONE**, vol. 11, n. 11, e0165366, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165366>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- JACKSON, D. A. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods. **Hydrobiologia**, vol. 268, n. 1, pp. 9–26, 1993.
- JARDINE, T. D.; HUNT, R. J.; PUSEY, B. J.; BUNN, S. E. A non-lethal sampling method for stable carbon and nitrogen isotope studies of tropical fishes. **Marine and Freshwater Research**, vol. 62, n. 1, pp. 83–90, 2011.
- JAWORSKI, A.; RAGNARSSON, S. A. Feeding habits of demersal fish in Icelandic waters: a multivariate approach. **Journal of Marine Science**, vol. 63, n. 9, pp. 1682–1694, 2006.
- JO, H.; GIM, J.-A.; JEONG, K.-S.; KIM, H.-S.; JOO, G.-J. Application of DNA barcoding for identification of freshwater carnivorous fish diets: is number of prey items dependent on size class for *Micropterus salmoides*? **Ecology and Evolution**, vol. 4, n. 2, pp. 219–229, 2014.
- JONES, R. S. A suggesting method for quantifying gut contents in herbivorous fishes. **Micronesica**, vol. 4, n. 2, pp. 369–371, 1968.
- KAINZ, M. J.; FISK, A. T. Integrating lipids and contaminants in aquatic ecology and ecotoxicology. In: ARTS, M. J.; BRETT, M. T.; KAINZ, M. T. (Eds.). **Lipids in Aquatic Ecosystems**. Dordrecht: Springer Science+Business Media, 2009. pp. 93–114.
- KAINZ, M. J.; HAGER, H. H.; RASCONI, S.; KAHILAINEN, K. K.; AMUNDSEN, P.-A.; HAYDEN, B. Polyunsaturated fatty acids in fishes increase with total lipids irrespective of feeding sources and trophic position. **Ecosphere**, vol. 8, n. 4, e01753, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/ecs2.1753>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- KAMLER, J. F.; POPE, K. L. Nonlethal methods of examining fish stomach contents. **Reviews in Fisheries Science**, vol. 9, n. 1, pp. 1–11, 2001.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo da alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo**, vol. 29, n. 2, pp. 205–207, 1980.

- KEAST, A. Feeding interrelations between age-groups of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and comparisons with bluegill (*L. macrochirus*). **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 35, n. 1, pp. 12–27, 1978.
- KECK, F.; VASSELON, V.; TAPOLCZAI, K.; RIMET, F.; BOUCHEZ, A. Freshwater biomonitoring in the Information Age. **Frontiers in Ecology and the Environment**, vol. 5, n. 5, pp. 266–274, 2017.
- KENKEL, N. C.; ORLÓCI, L. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. **Ecology**, vol. 67, n. 4, pp. 919–928, 1986.
- KERWATH, S. E.; WILKE, C. G.; GÖTZ, A. The effects of barotrauma on five species of South African line-caught fish. **African Journal of Marine Science**, vol. 35, n. 35, pp. 243–252, 2013.
- KHARLAMENKO, V. I.; ZHUKOVA, N. V.; KHOTIMCHENKO, S. V.; SVETASHEV, V. I.; KAMENEV, G. M. Fatty acids as markers of food sources in a shallow-water hydrothermal ecosystem (Kraternaya Bight, Yankich Island, Kurile Islands). **Marine Ecology Progress Series**, vol. 120, n. 1-3, pp. 231–241, 1995.
- KING, R. P. New observations on the trophic ecology of *Liza grandisquamis* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) in the Bonny River, Niger Delta, Nigeria. **Cybium**, vol. 12, n. 1, pp. 23–36, 1988.
- KING, R. P. Distribution abundance size and feeding habits of *Brienomyrus brachyistius* (Gill 1862) (Teleostei: Mormyridae) in a Nigerian rainforest stream. **Cybium**, vol. 13, n. 1, pp. 25–36, 1989.
- KING, R. P.; UDOIDIIONG, O. M.; EGWALI, E. C.; NKANTA, N. A. Some aspects of the trophic biology of *Ilisha africana* (Teleostei, Pristigasteridae) in Qua Iboe estuary, Nigeria. **African Journal of Ecology**, vol. 105, n. 4, pp. 261–274, 1990.
- KISLALIOGLU, M.; GIBSON, R. N. The feeding relationship of shallow water fishes in a Scottish sea loch. **Journal of Fish Biology**, vol. 11, n. 3, pp. 257–266, 1977.
- KITCHELL, J. F.; WINDELL, J. T. Nutritional value of algae to bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. **Copeia**, vol. 1970, n. 1, pp. 186–190, 1970.
- KLINE Jr, T. C.; GOERING, J. J.; MATHISEN, O. A.; POE, P. H.; PARKER, P. L.; SCALAN, R. S. Recycling of elements transported upstream by runs of Pacific salmon: II.  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  evidence in the Kvichak River Watershed, Bristol Bay, Southwestern Alaska. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 50, n. 11, pp. 2350–2365, 1993.

KLOPFER, P. H.; MacARTHUR, R. H. Niche size and faunal diversity. **The American Naturalist**, vol. 94, n. 877, pp. 293–300, 1960.

KNEIB, R. T.; STIVEN, A. E.; HAINES, E. B. Stable carbon isotope ratios in *Fundulus heteroclitus* (L.) muscle tissue and gut contents from a North Carolina spartina marsh. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 46, n. 1, pp. 89–98, 1980.

KNIGHT, R. L.; MARGRAF, F. J. Estimating stomach fullness in fishes. **North American Journal of Fisheries Management**, vol. 2, n. 4, pp. 413–414, 1982.

KOHLBACH, D.; SCHAAFSMA, F. L.; GRAEVE, M.; LEBRETON, B.; LANGE, B. A.; DAVID, C.; VORTKAMP, M.; FLORES, H. Strong linkage of polar cod (*Boreogadus saida*) to sea ice algae-produced carbon: Evidence from stomach content, fatty acid and stable isotope analyses. **Progress in Oceanography**, vol. 152, n. 1, pp. 62–74, 2017.

KOSTER, W. J. Outline for an ecological life history study of a fish. **Ecology**, vol. 36, n. 1, pp. 141–153, 1955.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 3. ed. Vancouver: University of British Columbia. 2014. Disponível em: <<http://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html>>. Acesso em: 17 Out. 2018.

KURIAN, A. Index of relative importance - a new method for assessing the food habits of fishes. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 24, n. 1-2, pp. 217–219, 1977.

KUTKUHN, J. H. Utilization of plankton by juvenile gizzard shad in a shallow prairie lake. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 87, n. 1, pp. 80–103, 1958.

LARIMORE, R. W. Ecological life history of the warmouth (Centrarchidae). **Illinois Natural History Survey Bulletin**, vol. 27, n. 1, pp. 1–83, 1957.

LAUZANNE, L. Régimes alimentaires d'*Hydrocyon forskalii* (Pisces, Characidae) dans le lac Tchad et ses tributaires. **Cahiers - ORSTOM. Série Hydrobiologie**, vol. 9, n. 2, pp. 105–121, 1975.

LAYMAN, C. A.; ARAUJO, M. S.; BOUCEK, R.; HAMMERSCHLAG-PEYER, C. M.; HARRISON, E.; JUD, Z. R.; MATICH, P.; ROSENBLATT, A. E.; VAUDO, J. J.; YEAGER, L. A.; POST, D. M.; BEARHOP, S. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. **Biological Reviews**, vol. 87, n. 3, pp. 545–562, 2012.

LE CROIZIER, G.; SCHAAL, G.; GALLON, R.; FALL, M.; LE GRAND, F.; MUNARON, J.-M.; ROUGET, M.-L.; MACHU, E.; LE LOC'H, F.; LAË, R.; DE MORAIS, L. T. Trophic ecology influence on metal bioaccumulation in marine fish: inference from stable isotope and fatty acid analyses. **Science of the Total Environment**, vol. 573, n. 1, pp. 83–95, 2016.

- LEE, R. F.; NEVENZEL, J. C.; PAFFENHÖFER, G.-A. Importance of wax esters and other lipids in the marine food chain: phytoplankton and copepods. **Marine Biology**, vol. 9, n. 2, pp. 99–108, 1971.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. J. **Numerical ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.
- LEITÃO, R. P.; CARAMASCHI, É. P.; ZUANON, J. Following food clouds: feeding association between a minute loriciid and a characidiin species in an Atlantic Forest stream, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 5, n. 3, pp. 307–310, 2007.
- LEONARD, J. W.; LEONARD, F. A. An analysis of the feeding habits of rainbow trout and lake trout in Birch Lake, Cass County, Michigan. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 76, n. 1, pp. 301–314, 1949.
- LERAY, M.; YANG, J. Y.; MEYER, C. P.; MILLS, S. C.; AGUDELO, N.; RANWEZ, V.; BOEHM, J. T.; MACHIDA, R. J. A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. **Frontiers in Zoology**, vol. 10, n. 1, pp. 34, 2013.
- LERAY, M.; MEYER, C. P.; MILLS, S. C. Metabarcoding dietary analysis of coral dwelling predatory fish demonstrates the minor contribution of coral mutualists to their highly partitioned, generalist diet. **PeerJ**, vol. 3, n. 1, e1047, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.7717/peerj.1047>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- LEVINS, R. The strategy of model building in in population biology. **American Scientist**, vol. 54, n. 4, pp. 421–431, 1966.
- LEVINS, R. Evolution in changing environments. Some theoretical explorations. In: MacARTHUR, R. H. (Ed.). *Monographs in population biology*. New Jersey: Princeton University Press, 1968. pp. 1–111.
- LIAO, H.; PIERCE, C. L.; LARSCHEID, J. G. Empirical assessment of indices of prey importance in the diets of predacious fish. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 130, n. 4, pp. 583–591, 2001.
- LIMA-JUNIOR, S. E.; GOITEIN, R. A new method for the analysis of fish stomach contents. **Acta Scientiarum Maringá**, vol. 23, n. 2, pp. 421–424, 2001.
- LINDE, M.; GRAU, A. M.; RIERA, F.; MASSUTÍ-PASCUAL, E. Analysis of trophic ontogeny in *Epinephelus marginatus* (Serranidae). **Cybium**, vol. 28, n. 1, pp. 27-35, 2004.
- LINFIELD, R. S. J. Ecological changes in a lake fishery and their effects on a stunted roach *Rutilus rutilus* population. **Journal of Fish Biology**, vol. 16, n. 2, pp. 123–144, 1980.

- LINK, J. S. Ecological considerations in fisheries management: when does it matter? **Fisheries**, vol 27, n. 4, pp. 10–17, 2002.
- LOMBARTE, A.; CHIC, Ò.; PARISI-BARADAD, V.; OLIVELLA, R.; PIERA, J.; GARCÍA-LADONA, E. A web-based environment for shape analysis of fish otoliths. The AFORO database. **Scientia Marina**, vol. 70, n. 1, pp. 147–152, 2006.
- LOVERN, J. A. Fat metabolism in fishes: the fats of some plankton crustacea. **Biochemical Journal**, vol. 29, n. 4, pp. 874–849, 1935.
- LOWERRE-BARBIERI, S. K.; GANIAS, K.; SABORIDO-REY, F.; MURUA, H.; HUNTER, J. R. Reproductive timing in marine fishes: variability, temporal scales, and methods. **Marine and Coastal Fisheries**, vol. 3, n. 1, pp. 71–91, 2011.
- LUCZKOVICH, J. J.; MOTTA, P. J.; NORTON, S. F.; LIEM, K. **Ecomorphology of fishes**. Dordrecht: Springer, 1995.
- LUTHER, G. The food habits of *Liza macrolepis* (Smith) and *Mugil cephalus* Linnaeus (Mugilidae). **Indian Journal of Fisheries**, vol. 9, n. 2, pp. 604–626, 1962.
- MacAVOY, S. E.; MACKO, S. A.; GARMAN, G. C. Isotopic turnover in aquatic predators: quantifying the exploitation of migratory prey. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 58, n. 5, pp. 923–932, 2001.
- MACDONALD, J. S.; WAIWOOD, K. G.; GREEN, R. H. Rates of digestion of different prey in Atlantic cod (*Gadus morhua*), ocean pout (*Macrozoarces americanus*), winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*), and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 39, n. 5, pp. 651–659, 1982.
- MACDONALD, J. S.; GREEN, R. H. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 40, n. 5, pp. 635–637, 1983.
- MACDONALD, J. S.; GREEN, R. H. Food Resource Utilization by Five Species of Benthic Feeding Fish in Passamaquoddy Bay, New Brunswick. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 43, n. 8, pp. 1534-1546, 1986.
- MAHAUT, M.-L.; GEISTDOERFER, P.; SIBUET, M. Trophic strategies in carnivorous fishes: their significance in energy transfer in the deep-sea benthic ecosystem (Meriadzek Terrace — Bay of Biscay). **Progress in Oceanography**, vol. 24, n. 1-4, pp. 223–237, 1990.
- MAHESH, V.; GOP, A. P.; NAIR, R. J. Stomach content analysis techniques in fishes. In: NAIR, R. J.; GOP, A. P.; MAHESH, V. (Eds.). **Recent Advances in Fishery Biology**

- Techniques for Biodiversity Evaluation and Conservation.** Kochi: Central Marine Fisheries Research Institute, 2018. pp. 104-115
- MALDONADO, E.; HUBERT, N.; SAGNES, P.; DE MÉRONA, B. Morphology–diet relationships in four killifishes (Teleostei, Cyprinodontidae, Orestias) from Lake Titicaca. **Journal of Fish Biology**, vol. 74, n. 3, pp. 502–520, 2009.
- MANJARRÉS-MARTÍNEZ, L. M.; GUTIÉRREZ-ESTRADA, J. C.; HERNANDO, J. A.; SORIGUER, M. C. The performance of three ordination methods applied to demersal fish data sets: stability and interpretability. **Fisheries Management and Ecology**, vol. 19, n. 3, pp. 200–213, 2012.
- MANKO, P. Stomach content analysis in freshwater fish feeding ecology. Prešov: University of Prešov, 2016.
- MANN, R. H. K.; BEAUMONT, W. R. C. The collection, identification and reconstruction of lengths of fish prey from their remains in pike stomachs. **Aquaculture Research**, vol. 11, n. 4, pp. 169–172, 1980.
- MANNA, L. R.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Habitat use by *Astyanax taeniatus* (Jenyns, 1842) (Characiformes: Characidae) in a coastal stream from Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, vol. 12, n. 1, pp. 187–192, 2014.
- MARKUS, H. C. The extent to which temperature changes influence food consumption in large-mouth bass (*Huro floridana*). **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 62, n. 1, pp. 202–210, 1932.
- MARRERO, C.; LOPEZ-ROJAS, H. Quantitative evaluation of the point method for fish stomach contents analysis. **Journal of Fish Biology**, vol. 47, n. 5, pp. 914–916, 1995.
- MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. A comparison of univariate and multivariate numerical and graphical techniques for determining inter- and intraspecific feeding relationships in estuarine fish. **Journal of Fish Biology**, vol. 51, n. 3, pp. 526–545, 1997.
- MARTÍNEZ DEL RIO, C.; WOLF, N.; CARLETON, S. A.; GANNES, L. Z. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. **Biological Reviews**, vol. 84, n. 1, pp. 91–111, 2009.
- MARTÍNEZ DEL RIO C.; CARLETON, S. A. How fast and how faithful: the dynamics of isotopic incorporation into animal tissues. **Journal of Mammalogy**, vol. 93, n. 2, pp. 353–359, 2012.
- MASUDA, R.; MATSUDA, K.; TANAKA, M. Laboratory video recordings and underwater visual observations combined to reveal activity rhythm of red-spotted grouper and banded

wrasse, and their natural assemblages. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 95, n. 3, pp. 335–346, 2012.

MATLEY, J. K.; MAES, G. E.; DEVLOO-DELVA, F.; HUERLIMANN, R.; CHUA, G.; TOBIN, A. J.; FISK, A. T.; SIMPFENDORFER, C. A.; HEUPEL, M. R. Integrating complementary methods to improve diet analysis in fishery-targeted species. **Ecology and Evolution**, vol. 8, n. 18, pp. 9503–9515, 2018.

MAUCLINE, J.; GORDON, J. D. M. The food and feeding of the deep-sea morid fish *Lepidion eques* (Gunther, 1887) in the Rockall Trough. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, vol. 60, n. 4, pp. 1053–1053, 1980.

McCLELLAND, J. W.; MONTOYA, J. P. Trophic relationships and the nitrogen isotopic composition of amino acids in plankton. **Ecology**, vol. 83, n. 8, pp. 2173–2180, 2002.

McCOMISH, T. S. Food habits of bigmouth and smallmouth buffalo in Lewis and Clark Lake and the Missouri River. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 96, n. 1, pp. 70–74, 1967.

McHUGH, J. L. Food of the Rocky Mountain whitefish *Prosopium williamsoni* (Girard). **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 5, n. 2, pp. 131–137, 1940.

MEEHAN, W. R.; MILLER, R. A Stomach flushing: effectiveness and influence on survival and condition of juvenile salmonids. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 35, n. 10, pp. 1359–1363, 1978.

MEIER-AUGENSTEIN, W. Stable isotope analysis of fatty acids by gas chromatography–isotope ratio mass spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, vol. 465, n. 1-2, pp. 63–79, 2002.

METCALF, S. J.; DAMBACHER, J. M.; HOBDAV, A. J.; LYLE, J. M. Importance of trophic information, simplification and aggregation error in ecosystem models. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 360, n. 1, pp. 25–36, 2008.

MIDDELBURG, J. J. Stable isotopes dissect aquatic food webs from the top to the bottom. **Biogeosciences**, vol. 11, n. 8, pp. 2357–2371, 2014.

MILLIE, D. F.; PAERL, H. W.; HURLEY, J. P. Microalgal pigment assessments using high-performance liquid chromatography: a synopsis of organismal and ecological applications. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 50, n. 11, pp. 2513–2527, 1993.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: further evidence and the relation between  $\delta^{15}\text{N}$  and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, vol. 48, n. 5, pp. 1135–1140, 1984.

MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, vol. 69, n. 3, pp. 89-107, 1987.

MINCKLEY, W. L.; JOHNSON, J. E.; RINNE, J. N.; WILLOUGHBY, S. E. Foods of buffalofishes, genus *Ictiobus*, in Central Arizona Reservoirs. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 99, n. 2, pp. 333-342, 1970.

MIYA, M.; SATO, Y.; FUKUNAGA, T.; SADO, T.; POULSEN, J. Y.; SATO, K.; MINAMOTO, T.; YAMAMOTO, S.; YAMANAKA, H.; ARAKI, H.; KONDOH, M.; IWASAKI, W. MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. **Royal Society Open Science**, vol. 2, n. 7, 150088, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1098/rsos.150088>>. Acesso em 20 jun. 2019.

MIYAKE, Y.; WADA, E. The abundance ratio of  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  in marine environments. **Records of Oceanographic Works in Japan**, vol. 9, n. 1, pp. 37-53, 1967.

MOHAN, M. V.; SANKARAN, T. M. Two new indices for stomach content analysis of fishes. **Journal of Fish Biology**, vol. 33, n. 2, pp. 289-292, 1988.

MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O.; SUTTON, A. Intercontinental comparison of fish ecomorphology: null model tests of community assembly at the patch scale in rivers. **Ecological Monographs**, vol. 84, n. 1, pp. 91-107, 2014.

MONTGOMERY, W. L. The impact of non-selective grazing by the giant blue damselfish, *Microspathodon dorsalis* on algal communities in the Gulf of California, Mexico. **Bulletin of Marine Science**, vol. 30, n. 1, pp. 290-303, 1980.

MOORE, J. W.; SEMMENS, B. X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. **Ecology Letters**, vol. 11, n. 5, pp. 470-480, 2008.

MORRIS, J. A.; AKINS, J. L. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 86, n. 3, pp. 389-398, 2009.

MORROW, J. E. **Preliminary keys to otoliths of some adult fishes of the Gulf of Alaska, Bering Sea and Beaufort Sea, Vol. 420**. Washington: Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, 1979.

MOTTA, P. J.; KOTRSCHAL, K. M. Correlative, experimental, and comparative evolutionary approaches in ecomorphology. **Netherlands Journal of Zoology**, vol. 42, n. 2-3, pp. 400-415, 1991.

- MOUILLOT, D.; STUBBS, W.; FAURE, M.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A.; WILSON, J. B.; CHI, T. D. Niche overlap estimates based on quantitative functional traits: a new family of non-parametric indices. **Oecologia**, vol. 145, n. 3, pp. 345–353, 2005.
- MUIR, W. D.; EMMETT, R. L.; MCCONNELL, R. J. Diet of juvenile and subadult white sturgeon in the lower Columbia River and its estuary. **California Fish and Game**, vol. 74, n. 1, pp. 47–54, 1986.
- NAPOLITANO, G. E. Fatty acids as trophic and chemical markers in freshwater ecosystems. In: ARTS, M. T.; WAINMAN, B. C. (Eds.). **Lipids in freshwater ecosystems**. New York: Springer, 1999. pp. 21–44.
- NATARAJAN, A. V.; JHINGRAND, A. G. Index of preponderance - a method of grading the food elements in the stomach analysis of fishes. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 8, n. 1, pp. 54–59, 1961.
- NELSON, C. S.; NORTHCOTE, T. G.; HENDY, C. H. Potential use of oxygen and carbon isotopic composition of otoliths to identify migratory and non-migratory stocks of the New Zealand common smelt: a pilot study. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, vol. 23, n. 3, pp. 337–344, 1989.
- NEMOVA, N. N.; NEFEDOVA, Z. A.; MURZINA, A. S.; VESELOV, A. E.; RIPATTI, P. O.; PAVLOV, D. S. The effect of environmental conditions on the dynamics of fatty acids in juveniles of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). **Russian Journal of Ecology**. vol. 46, n. 3, pp. 267–271, 2015.
- NEWSOME, G. E. Use of opercular bones to identify and estimate lengths of prey consumed by piscivores. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 55, n. 4, pp. 733–736, 1977.
- NEWSOME, S. D.; YEAKEL, J. D.; WHEATLEY, P. V.; TINKER, M. T. Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. **Journal of Mammalogy**, vol. 93, n. 2, pp. 329–341, 2012.
- NICO, L. G.; THOMERSON, J. E. Ecology, food habits and spatial interactions of Orinoco basin annual killifish. **Acta Biologica Venezuelica**, vol. 12, n. 3-4, pp. 106–120, 1989.
- NICHOLS, P. D.; KLUMPP, D. W.; JOHNS, R. B. Lipid components and utilization in consumers of a seagrass community: an indication of carbon source. **Comparative Biochemistry and Physiology. Part B, Biochemistry & Molecular Biology**, vol. 83, n. 1, pp. 103–113, 1986.

- NIELSEN, J. M.; CLARE, E. L.; HAYDEN, B.; BRETT, M. T.; KRATINA, P. Diet tracing in ecology: method comparison and selection. **Methods in Ecology and Evolution**, vol. 9, n. 2, pp. 278–291, 2018.
- ODELL, T. T. The life history and ecological relationships of the alewife (*Pomolobus pseudoharengus* - Wilson) in Seneca Lake, New York. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 64, n. 1, pp. 118–126, 1934.
- ODUM, W.E.; HEALD, E. J. Trophic analyses of an estuarine mangrove community. **Bulletin of Marine Science**, vol. 22, n. 3, pp. 671–738, 1972.
- OED. Oxford English Dictionary. **Oxford University Press**. 2018. Disponível em: <<https://en.oxforddictionaries.com>>. Acesso em 21 mai. 2018.
- OHKOUCHI, N.; OGAWA, N. O.; CHIKARAISHI, Y.; TANAKA, H.; WADA, E. Biochemical and physiological bases for the use of carbon and nitrogen isotopes in environmental and ecological studies. **Progress in Earth and Planetary Sciences**, vol. 2, n. 1, pp. 1–17, 2015.
- OLASO, I. Distribución y abundancia del megabentos invertebrado en fondos de la plataforma cantábrica. Publicaciones Especiales - **Instituto Español de Oceanografía**, vol. 5, n. 5, pp. 1–128, 1990.
- OLSEN, R. E.; TARANGER, G. L.; SVÅSAND, T.; SKILBREI, O. T. Improved method for triacylglycerol-derived fatty acid profiling by various non-lethal and lethal sampling techniques in Atlantic salmon. **Aquaculture Environment Interactions**, vol. 4, n. 3, pp. 251–261, 2013.
- OOSTEN, J. V.; DEASON, H. J. Remarks on populations of the shad (*Alosa sapidissima*) along the Atlantic coast region. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 67, n. 1, pp. 155–177, 1938.
- PANFILI, J.; PONTUAL, H.; TROADEC, H.; WRIGHT, P. J. **Manual of fish sclerochronology**. Brest: Infremer-IRD, 2002.
- PAPACONSTANTINO, C.; CARAGITSOU, E. Feeding interaction between two sympatric species *Pagrus pagrus* and *Phycis phycis* around Kastellorizo Island (Dodecanese, Greece). **Fisheries Research**, vol. 7, n. 4, pp. 329–342, 1989.
- PAPIOL, V.; FANELLI, E.; CARTES, J. E.; RUMOLO, P.; LÓPEZ-PÉREZ, C. A multi-tissue approach to assess the effects of lipid extraction on the isotopic composition of deep-sea fauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 497, n. 1, pp. 230–242, 2017.
- PAPPAS, J. L.; STOERMER, E. F. Multivariate measure of niche overlap using canonical correspondence analysis. **Écoscience**, vol. 4, n. 2, pp. 240–245, 1997.

- PARK, H. J.; PARK, T. H.; LEE, C.-I.; KANG, C.-K. Ontogenetic shifts in diet and trophic position of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, in the western East Sea (Japan Sea) revealed by stable isotope and stomach content analyses. **Fisheries Research**, vol. 204, n. 1, pp. 297-304, 2018.
- PARKER, P. L. The biogeochemistry of the stable isotopes of carbon in a marine bay. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, vol. 28, n. 7, pp. 1155–1164, 1964.
- PARMENTIER, E.; DAS, K. Commensal vs. parasitic relationship between Carapini fish and their hosts: some further insight through  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  measurements. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 310, n. 1, pp. 47–58, 2004.
- PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **PLoS ONE**, vol. 5, n. 3, e9672, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009672>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- PASQUAUD, S.; LOBRY, J.; ELIE, P. Facing the necessity of describing estuarine ecosystems: a review of food web ecology study techniques. **Hydrobiologia**, vol. 588, n. 1, pp. 159–172, 2007.
- PEASE, A. A.; MENDOZA-CARRANZA, M.; WINEMILLER, K. O. Feeding ecology and ecomorphology of cichlid assemblages in a large Mesoamerican river delta. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 101, n. 6, pp. 867-879, 2018.
- PECK, J. W. Migration, food habits, and predation on yearling coho salmon in a Lake Michigan Tributary and Bay. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 103, n. 1, pp. 10–14, 1974.
- PERSIC, A.; ROCHE, H.; RAMADE, F. Stable carbon and nitrogen isotope quantitative structural assessment of dominant species from the Vaccarès Lagoon trophic web (Camargue Biosphere Reserve, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 60, n. 2, pp. 261-272, 2004.
- PERRIN, W. F.; WARNER, R. R.; FISCUS, C. H.; HOLTS, D. B. Stomach contents of porpoise, *Stenella* spp., and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in mixed-species aggregations. **Fishery Bulletin**, vol. 71, n. 4, pp. 1077–1092, 1973.
- PERSSON, L.; GREENBERG, L. A. Juvenile competitive bottlenecks: the perch-roach interaction. **Ecology**, vol. 71, n. 1, pp. 44–56, 1990.
- PESSANHA, A. L. M.; ARAUJO, F. G.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; SILVA, A. F.; SALES, N. S. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, vol. 13, n. 2, pp. 401–412, 2015.

- PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, vol. 18, n. 1, pp. 293–320, 1987.
- PETERSON, M. S.; VANDERKOOY, S. J. Preservation-induced changes in morphometrics of fishes: influence on prey size-choice in juvenile walleye, *Stizostedion vitreum* (Mitchill). **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 5, n. 3, pp. 133–139, 1996.
- PETRAITIS, P. S. Likelihood measures of niche breadth and overlap. **Ecology**, vol. 60, n. 4, pp. 703–710, 1979.
- PHILLIPS, D. L.; GREGG, J. W. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. **Oecologia**, vol. 136, n. 2, pp. 261–269, 2003.
- PHILLIPS, D. L.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L.; MOORE, J. W.; PARNELL, A. C.; SEMMENS, B. X.; WARD, E. J. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 92, n. 10, pp. 823–835, 2014
- PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IVERSON, I. L. K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. **California Department of Fish and Game. Fish Bulletin**, vol. 152, n. 1, pp. 1–105, 1971.
- PITCHER, K. W.; CALKINS, D. G. **Biology of the harbor Seal, *Phoca vitulina richardsi*, in the Gulf of Alaska**. Alaska: Alaska Department of Fish and Game, 1979.
- PITCHER, K. W. Food of the harbor seal, *Phoca vitulina richardsi*, in the Gulf of Alaska. **Fishery Bulletin**, vol. 78, n. 2, pp. 544–549, 1980.
- PITCHER, K. W. Prey of the Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, in the Gulf of Alaska. **Fishery Bulletin**, vol. 79, n. 3, pp. 467–472, 1981.
- POLLARD, D. A. The biology of a landlocked form of the normally catadromous salmoniform fish *Galaxias maculatus* (Jenyns). V. Composition of the diet. **Marine and Freshwater Research**, vol. 24, n. 3, pp. 281–295, 1973.
- POMPANON, F.; DEAGLE, B. E.; SYMONDSON, W. O. C.; BROWN, D. S.; JARMAN, S. N.; TABERLET, P. Who is eating what: diet assessment using next generation sequencing. **Molecular Ecology**, vol. 21, n. 8, pp. 1931–1950, 2012.
- POPOVA, O. A.; RESHETNIKOV, Y. S. On complex indices in investigation of fish feeding. **Journal of Ichthyology**, vol. 51, n. 8, pp. 686–691, 2011.
- POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, vol. 83, n. 3, pp. 703–718, 2002.

- POST, D. M.; LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; TAKIMOTO, G.; QUATTROCHI, J.; MONTAÑA, C. G. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, vol. 152, n. 1, pp. 179–189, 2007.
- POULLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, J.-G.; ROSALES, C. Dietary–morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. **Journal of Fish Biology**, vol. 62, n. 5, pp. 1137–1158, 2003.
- PRICE, C. J.; TONN, W. M.; PASZKOWSKI, C. A. Intraspecific patterns of resource use by fathead minnows in a small boreal lake. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 69, n. 8, pp. 2109–2115, 1991.
- PRIEGEL, G. R. Food of the white bass, *Roccus chrysops*, in Lake Winnebago, Wisconsin. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 99, n. 2, pp. 440–443, 1970.
- PYCHA, R. L.; SMITH Jr, L. L. Early life history of the yellow perch, *Perca Flavescens* (Mitchell), in the Red Lakes, Minnesota. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 84, n. 1, pp. 249–260, 1955.
- RANDALL, J.E.; HARTMAN, W. D. Sponge-feeding fishes of the West Indies. **Marine Biology**, vol. 1, n. 3, pp. 216–225, 1968.
- RAO, K. S. Food and feeding habits of fishes from trawl catches in the Bay of Bengal with observations on diurnal variation in the nature of the feed. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 11, n. 1, pp. 277–314, 1964.
- RATNASINGHAM, S.; HEBERT, P. D. N. Bold: the barcode of life data system (<http://www.barcodinglife.org>). **Molecular Ecology Notes**, vol. 7, n. 3, pp. 355–364, 2007.
- RESHETNIKOV, Y. S.; AMENCIO, L.S.; PROVOROVA, G. Y.; TRUNOV, V. L. Feeding of fish in the Ucayali Basin. **Ekologiya i kultivirovanie anazonskikh ryb (Ecology and Cultivation of Amazonian Fish)**, pp. 66–143, 1993.
- RHODES, R. J.; McCOMISH, T. S. Observations on the adult alewife's food habits (Pisces: Clupeidae: *Alosa pseudoharengus*) in Indiana's Waters of Lake Michigan in 1970. **Ohio Journal of Science**, vol. 75, n. 1, pp. 50–55, 1975.
- RICE, J. C. Repeated cluster analysis of stomach contents data: method and application to diet of cod in NAFO division 3L. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 21, n. 4, pp. 263–277, 1988.
- RINDORF, A.; LEWY, P. Bias in estimating food consumption of fish by stomach-content analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 61, n. 12, pp. 2487–2498, 2004.

- ROACH, J. P.; HALL, K. C.; BROADHURST, M. K. Effects of barotrauma and mitigation methods on released Australian bass *Macquaria novemaculeata*. **Journal of Fish Biology**, vol. 79, n. 5, pp. 1130–1145, 2011.
- ROBERTSON, O. H. A method for securing stomach contents of live fish. **Ecology**, vol. 26, n. 1, pp. 95–96, 1945.
- ROESSLER, P. G. Effects of silicon deficiency on lipid composition and metabolism in the diatom *Cyclotella cryptica*. **Journal of Phycology**, vol. 24, n. 3, pp. 394–400, 1988.
- ROFF, G.; DOROPOULOS, C.; ROGERS, A.; BOZEC, Y.-M.; KRUECK, N. C.; AURELLADO, E.; PRIEST, M.; BIRRELL, C.; MUMBY, P. J. The ecological role of sharks on coral reefs. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 31, n. 5, pp. 395–407, 2016.
- ROSECCHI, E.; NOUAZE, Y. Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. **Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes**, vol. 49, n. 3-4, pp. 111–123, 1987.
- ROSEL, P. E.; KOCHER, T. D. DNA-based identification of larval cod in stomach contents of predatory fishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 267, n. 1, pp. 75–88, 2002.
- RUDY, M. D.; KAINZ, M. J.; GRAEVE, M.; COLOMBO, S. M.; ARTS, M. T. Handling and storage procedures have variable effects on fatty acid content in fishes with different lipid quantities. **PLoS ONE**, vol. 11, n. 8, e0160497, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160497>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- RYBCZYNSKI, S. M.; WALTERS, D. M.; FRITZ, K. M.; JOHNSON, B. R. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 17, n. 2, pp. 199–206, 2008.
- SANCHO, G.; FISHER, C. R.; MILLS, S.; MICHELI, F.; JOHNSON, G. A.; LENIHAN, H. S.; PETERSON, C. H.; MULLINEAUX, L. S. Selective predation by the zoarcid fish *Thermarces cerberus* at hydrothermal vents. **Deep-Sea Research. Part I, Oceanographic Research Papers**, vol. 52, n. 5, pp. 837–844, 2005.
- SANTOS, E. P. **Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura**. São Paulo: HUCITEC-EDUSP, 1978.
- SAZIMA, I.; MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. In: BRUTON, M. N. (Ed.). **Alternative life-history styles of fishes**. Dordrecht: Springer-Science+Business Media, 1990. pp. 17–31.

- SCHARF, F. S.; BUCKEL, J. A.; JUANES, F.; CONOVER, D. O. Estimating piscine prey size from partial remains: testing for shifts in foraging mode by juvenile bluefish. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 49, n. 3, pp. 377–388, 1997.
- SCHOENINGER, M. J.; DENIRO, M. J. Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, vol. 48, n. 4, pp. 625–639, 1984.
- SECOR, D. H.; DEAN, J. M.; CAMPANA, S. E. **Recent developments in fish otolith research**. Columbia: University of South Carolina Press, 1995.
- SEMMAR, N. **Native statistics for natural sciences**. New York: Nova Science Publishers, 2013.
- SEMMAR, N.; ROUX, M. A new simplex approach to highlight multi-scale feeding behaviors in forager species from stomach contents: application to insectivore lizard population. **Biosystems**, vol. 118, n. 1, pp. 60–75, 2014.
- SEXTON, J. P.; MONTIEL, J.; SHAY, J. E.; STEPHENS, M. R.; SLATYER, R. A. Evolution of ecological niche breadth. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, vol. 48, n. 1, pp. 183–206, 2017.
- SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of information**. Urbana: University of Illinois Press, 1949.
- SHUMAN, D. A.; PETERS, E. J. Evaluation of pulsed gastric lavage on the survival of captive shovelnose sturgeon. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 23, n. 4, pp. 521–524, 2007.
- SIMENSTAD, C. A.; SMALL, L. F.; MCINTIRE, C. D. Consumption processes and food web structure in the Columbia River Estuary. **Progress in Oceanography**, vol. 25, n. 1-4, pp. 271–297, 1990.
- SIMENSTAD, C. A.; CAILLIET, G. M. Retrospective on the origin, intent, and impact of the Gutshops and some directions for the future. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 100, n. 4, pp. 299–308, 2017.
- SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, vol. 163, n. 4148, pp. 688–688, 1949.
- SIRON, R.; GIUSTI, G.; BERLAND, B. Changes in the fatty acid composition of *Phaeodactylum tricorutum* and *Dunaliella tertiolecta* during growth and under phosphorus deficiency. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 55, n. 1, pp. 95–100, 1989.
- SMITH, E. P.; ZARET, T. M. Bias in estimating niche overlap. **Ecology**, vol. 63, n. 5, pp. 1248–1253, 1982.

SMITH, P. J.; MCVEAGH, S. M.; ALLAIN, V.; SANCHEZ, C. DNA identification of gut contents of large pelagic fishes. **Journal of Fish Biology**, vol. 67, n. 4, pp. 1178–1183, 2005.

SOUTHERN, R. Reports from the Limnological Laboratory. III. The food and growth of brown trout from Lough Derg and the River Shannon. **Proceedings of the Royal Irish Academy, Section B**, vol. 42, n. 1934/1935, pp. 87–172, 1935.

SOUZA-STEVAUX, M. C.; NEGRELLE, R. R. B.; ZANETTE, V. C. Seed dispersal by the fish *Pterodoras granulosus* in the Paraná River Basin, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, vol. 10, n. 4, pp. 621–626, 1994.

STEFFAN, S. A.; CHIKARAISHI, Y.; HORTON, D. R.; OHKOUCHI, N.; SINGLETON, M. E.; MILICZKY, E.; HOGG, D. B.; JONES, V. P. Trophic hierarchies illuminated via amino acid isotopic analysis. **PLoS ONE**, vol. 8, n. 9, e76152, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076152>>. Acesso em: 20 jun. 2019.

STERGIOU, K. I.; FOURTOUNI, H. Food habits, ontogenetic diet shift and selectivity in *Zeus faber* Linnaeus, 1758. **Journal of Fish Biology**, vol. 39, n. 4, pp. 589–603, 1991.

STONE, D. M. Differential detection of ingested items evacuated from genus *Gila cyprinids* by two nonlethal alimentary tract lavage techniques. **Journal of Freshwater Ecology**, vol. 19, n. 4, pp. 559–565, 2004.

STOWASSER, G.; MCALLEN, R.; PIERCE, G. J.; COLLINS, M. A.; MOFFAT, C. F.; PRIEDE, I. G.; POND, D. W. Trophic position of deep-sea fish - assessment through fatty acid and stable isotope analyses. **Deep-Sea Research. Part I, Oceanographic Research Papers**, vol. 56, n. 5, pp. 812–826, 2009.

STRUCK, U.; ALTENBACH, A. V.; EMEIS, K.-C.; ALHEIT, J.; EICHNER, C.; SCHNEIDER, R. Changes of the upwelling rates of nitrate preserved in the  $\delta^{15}\text{N}$ -signature of sediments and fish scales from the diatomaceous mud belt of Namibia. **Geobios**, vol. 35, n. 1, pp. 3–11, 2002.

SURBER, E. W. A quantitative study of rainbow trout production in one mile of stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 63, n. 1, pp. 251–256, 1933.

SWYNNERTON, G. H.; WORTHINGTON, E. B. Note on the food of fish in Haweswater (Westmorland). **Journal of Animal Ecology**, vol. 9, n. 2, pp. 183–187, 1940.

SYMONDSON, W. O. C. Molecular identification of prey in predator diets. **Molecular Ecology**, vol. 11, n. 4, pp. 627–641, 2002.

- TABERLET, P.; COISSAC, E.; POMPANON, F.; BROCHMANN, C.; WILLERSLEV, E. Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. **Molecular Ecology**, vol. 21, n. 8, pp. 2045–2050, 2012.
- Ter BRAAK, C. J. F.; ŠMILAUER, P. Topics in constrained and unconstrained ordination. **Plant Ecology**, vol. 216, n. 5, pp. 683–696, 2015.
- TERESA, F. B.; CARVALHO, F. R. Feeding association between benthic and nektonic Neotropical stream fishes. **Neotropical Ichthyology**, vol. 6, n. 1, pp. 109–111, 2008.
- TESTER, A. L. Food of the small-mouthed black bass (*Micropterus dolomieu*) in some Ontario waters. **Ontario Fisheries Research Laboratory**, vol. 46, n. 1, pp. 171–203, 1932.
- THOMAS, A. C.; DEAGLE, B. E.; EVESON, J. P.; HARSCH, C. H.; TRITES, A. W. Quantitative DNA metabarcoding: improved estimates of species proportional biomass using correction factors derived from control material. **Molecular Ecology Resource**, vol. 16, n. 3, pp. 714–726, 2016.
- THOMPSON, R. B. Food of the squawfish *Ptychocheilus oregonensis* (Richardson) of the Lower Columbia River. **Fishery Bulletin**, vol. 158, n. 1, pp. 43–58, 1959.
- THOMPSON, P. A.; GUO, M.; HARRISON, P. J.; WHYTE, J. N. C. Effects of variation in temperature. II. On the fatty acid composition of eight species of marine phytoplankton. **Journal of Phycology**, vol. 28, n. 4, pp. 488–497, 1992.
- TILVES, U.; SABATÉS, A.; BLÁZQUEZ, M.; RAYA, V.; FUENTES, V. L. Associations between fish and jellyfish in the NW Mediterranean. **Marine Biology**, vol. 165, n. 8, pp. 127, 2018.
- TIRASIN, M. E.; JØRGENSEN, T. An evaluation of the precision of diet description. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 182, n. 1978, pp. 243–252, 1999.
- TOCHER, D. R. Fatty acid requirements in ontogeny of marine and freshwater fish. **Aquaculture Research**, vol. 41, n. 5, pp. 717–732, 2010.
- TOKESHI, M. Graphical analysis of predator feeding strategy and prey importance. **Freshwater Forum**, vol. 1, n. 3, pp. 179–183, 1991.
- TOOLE, C. L. Intertidal recruitment and feeding in relation to optimal utilization of nursery areas by juvenile English sole (*Parophrys vetulus*: Pleuronectidae). **Environmental Biology of Fishes**, vol. 5, n. 4, pp. 383–390, 1980.
- TORRES-RUIZ, M.; WEHR, J. D.; PERRONE, A. A. Trophic relations in a stream food web: importance of fatty acids for macroinvertebrate consumers. **Journal of the North American Benthological Society**, vol. 26, n. 3, pp. 509–522, 2007.

- TOWNSEND, D. W. The relations between larval fishes and zooplankton in two inshore areas of the Gulf of Maine. **Journal of Plankton Research**, vol. 5, n. 2, pp. 145–173, 1983.
- TUNNICLIFFE, V.; TYLER, J.; DOWER, J. F. Population ecology of the tonguefish *Symphurus thermophilus* (Pisces; Pleuronectiformes; Cynoglossidae) at sulphur-rich hydrothermal vents on volcanoes of the northern Mariana Arc. **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, vol. 92, n. 1, pp. 172–182, 2013.
- UDO, M. T. Trophic attributes of the mudskipper, *Periophthalmus barbarus* (Gobiidae: Oxudercinae) in the mangrove swamps of Imo River Estuary, Nigeria. **Journal of Environmental Sciences (China)**, vol. 14, n. 4, pp. 508–517, 2002.
- UIEDA, V.; PINTO, T. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. **Community Ecology**, vol. 12, n. 1, pp. 31–39, 2011.
- USHIO, M.; FUKUDA, H.; INOUE, T.; MAKOTO, K.; KISHIDA, O.; SATO, K.; MURATA, K.; NIKAIDO, M.; SADO, T.; SATO, Y.; TAKESHITA, M.; IWASAKI, W.; YAMANAKA, H.; KONDOH, M.; MIYA, M. Environmental DNA enables detection of terrestrial mammals from forest pond water. **Molecular Ecology Resource**, vol. 17, n. 6, e63–e75, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1755-0998.12690>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- van VALEN, L. Morphological variation and width of ecological niche. **The American Naturalist**, vol. 99, n. 908, pp. 377–390, 1965.
- VAZ-DOS-SANTOS, A. M. Otolitos en estudios de edad y crecimiento en peces. In: VOLPEDO, A. V.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M. (Eds.). **Métodos de estudios con otolitos: principios y aplicaciones**. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: CAFP-BA-PIESCI, 2015. pp. 303–331.
- VILLARES-JUNIOR, G. A.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Comparative feeding ecology of four syntopic *Hypostomus* species in a Brazilian southeastern river. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 76, n. 3, pp. 692–699, 2016.
- VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 45, n. 2, pp. 223–232, 2002.
- VIVANCOS, A.; CLOSS, G. P. Quantification and comparison of individual space-use strategies in foraging diurnal-feeding fish using fine-scale, multidimensional movement analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 72, n. 11, pp. 1760–1768, 2015.

- WALLACE, D. C. Feeding behavior and developmental, seasonal and diel changes in the food of the silverjaw minnow, *Ericymba buccata* Cope. **The American Midland Naturalist**, vol. 95, n. 2, pp. 361–361, 1976.
- WALLACE, R. K. An assessment of diet-overlap indexes. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 110, n. 1, pp. 72–76, 1981.
- WANGENSTEEN, O. S.; TURON, X. Metabarcoding techniques for assessing biodiversity of marine animal forests. In: ROSSI, S.; BRAMANTI, L.; GORI, A.; OREJAS, C. (Eds.). **Marine Animal Forests**. Cham: Springer International Publishing, 2017. pp. 445–473.
- WILLIAMSON, C. J.; GARVEY, J. E. Growth, fecundity, and diets of newly established silver carp in the Middle Mississippi River. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 134, n. 6, pp. 1423–1430, 2005.
- WINDELL, J. T.; FOLTZ, J. W.; SAROKON, J. A. Effect of fish size, temperature, and amount fed on nutrient digestibility of a pelleted diet by rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 107, n. 4, pp. 613–616, 1978.
- WOOTTON, R. J. **Ecology of teleost fishes**. London: Chapman and Hall, 1990.
- XIE, S.; CUI, Y.; LI, Z. Dietary-morphological relationships of fishes in Liangzi Lake, China. **Journal of Fish Biology**, vol. 58, n. 6, pp. 1714–1729, 2001.
- YU, D. W.; JI, Y.; EMERSON, B. C.; WANG, X.; YE, C.; YANG, C.; DING, Z. Biodiversity soup: metabarcoding of arthropods for rapid biodiversity assessment and biomonitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, vol. 3, n. 4, pp. 613–623, 2012.
- ZANDEN, M. J. V.; CLAYTON, M. K.; MOODY, E. K.; SOLOMON, C. T.; WEIDEL, B. C. Stable isotope turnover and half-life in animal tissues: a literature synthesis. **PLoS ONE**, vol. 10, n. 1, e0116182, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116182>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- ZANDER, C. D. Feeding ecology of littoral gobiid and blennioid fish of the Banyuls area (Mediterranean Sea). I. Main food and trophic dimension of niche and ecotope. **Vie et Milieu**, vol. 32, n. 1, pp. 1–10, 1982.
- ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: EDUEM, 1996.

## 5.8. Apêndice

### 5.8.1. Introdução

Este apêndice foca nos métodos aplicados na avaliação de estômagos e de seus conteúdos na ecologia trófica de peixes, padronizando equações e nomenclaturas de métodos. Além disso, apresenta as propostas de modificação que foram acumuladas ao longo das décadas para cada método e sinônimas utilizadas na literatura científica. Sua organização segue a estrutura adotada ao longo do Capítulo 4.

### 5.8.2. Avaliação de estômagos

#### 5.8.2.1. Frequência de estômagos com alimento

A *frequência de estômagos com alimento* ( $\%Sf_j$ ) expressa a porcentagem de estômagos de uma dada espécie  $j$  contendo alimento ( $Sf_j$ ) e o número total de estômagos analisados dessa espécie ( $S_j$ ):

$$\%Sf_j = \frac{Sf_j}{S_j} \times 100$$

(Ap.Eq1)

A  $\%Sf_j$  é também referida como *porcentagem* (DUNCAN, 1912) ou *proporção* (MIRONOVA, 1961; PEARSON e GAGE, 1984) de estômagos contendo alimentos.

#### 5.8.2.2. Frequência de estômagos vazios

A *frequência de estômagos vazios* ( $\%Se_j$ ) expressa a porcentagem entre o número de estômagos vazios pertencentes a uma dada espécie  $j$  ( $Se_j$ ) e o número total de estômagos analisados dessa espécie ( $S_j$ ):

$$\%Se_j = \frac{Se_j}{S_j} \times 100$$

(Ap.Eq2)

A ( $\%Se_j$ ) é também referida como *porcentagem* (DUNCAN, 1912) ou *proporção* (LONGLEY, 1917) de estômagos vazios. Sinônimas combinam termos como *coeficiente*, *compleição*, *completude*, *fator* e *índice* com *estomacal*, *estômago* e *vacuidade* (HUREAU, 1970; ALBERTINE-BERHAUT, 1973; DUHAMEL e HUREAU, 1985; REYES-MARCHANT et al., 1992; EL-GANAINY, 2010).

### 5.8.2.3. Grau de repleção estomacal individual

O grau de repleção estomacal individual ( $DSF_i$ ) categoriza cada estômago  $i$  (ou o seu conteúdo) de vazio a cheio aplicando categorias arbitrárias ( $k$ ) de acordo com o grau de distensão do estômago (ou o peso/volume do seu conteúdo). Essas escalas são extremamente subjetivas, e podem apresentar entre duas (SWYNNERTON e WORTHINGTON, 1940) e oito categorias (RAO, 1964). Sinônimas combinam termos como *compleição*, *completude*, *percentual*, *porcentagem* e *repleção* com *estomacal* e *estômago*, (THOMERSON e WOOLDRIDGE, 1970; HAMBRICK e HIBBS, 1977; BARLA et al., 2003).

### 5.8.2.4. Grau de repleção estomacal populacional

O grau de repleção estomacal populacional ( $SRD_j$ ) (SANTOS, 1978) calcula a média ponderada dos valores de  $DSF_i$  obtidos para os espécimes  $i$  pertencentes a uma dada espécie  $j$ . Para isso, o  $SRD_j$  considera cada  $DSF$  atribuído à espécie  $j$  enquanto uma categoria ( $k$ ) pertencente a uma escala ( $k_{DSF}$ ). Cada categoria  $k_{DSF}$  é multiplicada pelo número total de estômagos classificados em cada  $DSF$  ( $S_k$ ) e o seu somatório é dividido pelo número total de estômagos avaliados na espécie  $j$  ( $S_j$ ):

$$SRD_j = \frac{[(k1_{DSF} \cdot S_{k1}) + (k2_{DSF} \cdot S_{k2}) + \dots + Kn_{DSF} \cdot S_{kn}]}{S_j}$$

(Ap.Eq3)

Dessa forma,  $K1_{DSF}$  representa o valor atribuído à primeira categoria de repleção estomacal, e  $S_{k1}$  representa o número de estômagos classificados nessa categoria;  $K2_{DSF}$  representa o valor atribuído à segunda categoria de repleção estomacal, e  $S_{k2}$  representa o número de estômagos classificados nessa categoria;  $Kn_{DSF}$  representa o valor atribuído à última categoria de repleção estomacal, e  $S_{kn}$  representa o número de estômagos classificados nessa categoria; e  $S_j$  representa o número total de estômagos avaliados para a espécie  $j$ .

O  $SRD$  foi desenvolvido de forma independente por Pelicice e Agostinho (2006) sob a denominação de *repleção estomacal média*.

### 5.8.2.5. Relação gastrossomática

A relação gastrossomática ( $GRS_i$ ) (BLEGVAD, 1917) representa a porcentagem (como proposto por Hureau, 1970) entre o peso do estômago ( $W_S$ ) e o peso corporal total ( $W_B$ ) do espécime  $i$ :

$$GSR_i = \frac{W_{S_i}}{W_{B_i}} \cdot 100$$

(Ap.Eq4)

Várias propostas de modificação foram desenvolvidas para estimar o  $GSR_i$ . O  $W_{S_i}$  já foi calculado ou como o peso do conteúdo estomacal (HUREAU, 1970) ou o volume do estômago ou de seu conteúdo (KIMBALL e HELM, 1971). Alternativamente, o  $W_{B_i}$  já foi substituído ou pelo peso do corpo eviscerado (BUCKLEY e MILLER, 1994) ou pelo peso estomacal máximo esperado para um dado tamanho corporal ( $W_{S_{exp i}}$ ), obtido a partir da regressão entre o peso/volume estomacal máximo observado na espécie  $j$  e o comprimento dos espécimes avaliados (WALLACE, 1976; KNIGHT e MARGRAF, 1982; HERBOLD, 1986).

Sinonímias combinam termos como *coeficiente*, *compleição*, *completude*, *índice*, *relativo* e *repleção* com *estomacal* e *estômago* (HUREAU, 1970; ALBERTINE-BERHAUT, 1973; De SILVA, 1973; CLARIDGE e GARDNER, 1977; LOBEL e OGDEN, 1981; VILLIERS, 1982; WATERS et al., 2004).

### 5.8.3. Índices simples

#### 5.8.3.1. Frequência de ocorrência

A *frequência de ocorrência* ( $\%O_{fj}$ ) expressa a porcentagem entre o número total de estômagos pertencentes a espécie  $j$  nos quais a categoria alimentar  $f$  ocorreu ( $Sf_{fj}$ ) e o número total de estômagos com alimento avaliados para essa espécie ( $Sf_j$ ):

$$\%O_{fj} = \left( \frac{Sf_{fj}}{Sf_j} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq5)

Sinonímias combinam termos relacionados à *ocorrência* e *frequência* com *composição*, *índice*, *método*, *número*, *porcentagem*, *relativo* e *total* (OOSTEN e DEASON, 1938; HYNES, 1950; LUTHER, 1962; PRAKASH, 1962; MANOOCH III, 1977).

A substituição do denominador  $Sf_j$  pela soma do número total de ocorrências ( $\sum Sf_{fj}$ ) representa a *ocorrência percentual* ( $\%PO_{fj}$ ) (HYNES, 1950; NATARAJAN e JHINGRAN, 1961; HARRIS, 1985; ROSECCHI e NOUAZE, 1987; KING, 1988a). Diferentemente da  $\%O_{fj}$ , o somatório dos valores de  $\%PO_{fj}$  obtidos para a espécie  $j$  sempre resultará em 100%. Embora essa característica aparentemente facilite comparações com outros índices simples (HARRIS, 1985), tal abordagem artificializa o número total de estômagos avaliados,

computando-os mais de uma vez na análise, inserindo erros na análise e superestimando a ocorrência de categorias alimentares abundantes em detrimento daquelas raras.

### 5.8.3.2. *Frequência numérica*

A *frequência numérica* ( $\%N_{fj}$ ) representa a porcentagem entre a quantidade (i.e.: dados de contagem) dos itens presa pertencentes a categoria alimentar  $f$  encontrados no estômago de um dado espécime  $i$  ( $N_{fi}$ ) e o número total de itens presa pertencentes a todas as categorias alimentares encontradas no estômago desse mesmo espécime ( $\sum N_{fi}$ ). Essa proporção é ponderada pelo número total de estômagos com alimento analisados para a espécie  $j$  ( $Sf_j$ ):

$$\%N_{fj} = \frac{1}{Sf_j} \cdot \sum_{i=1}^{Sf} \left( \frac{N_{fi}}{\sum_{i=1}^{Sf} N_{fi}} \right) \cdot 100$$

**(Ap.Eq6)**

Sinonímias combinam termos relacionados a *número* e *numérico* com *abundância*, *composição*, *frequência*, *importância*, *índice*, *média*, *método*, *percentual*, *porcentagem*, *presa*, *proporção*, *sistema* e *total* (HYNES, 1950; THOMPSON, 1959; DOBLE e EGGERS, 1978; DELBEEK e WILLIAMS, 1987; CORTÉS e GRUBER, 1990; SOMERTON, 1991; MUÑOZ e OJEDA, 1998; MANNINI et al., 1999; CHIPPS e GARVEY, 2007; PETHYBRIDGE et al., 2011).

### 5.8.3.3. *Frequência gravimétrica*

A *frequência gravimétrica* ( $\%W_{fj}$ ) representa a porcentagem entre o peso da categoria alimentar  $f$  consumida por um dado espécime  $i$  ( $W_{fi}$ ) e o peso total de todas as categorias alimentares consumidas por esse mesmo espécime ( $\sum W_{fi}$ ). Essa proporção é ponderada pelo número total de estômagos com alimento analisados para a espécie  $j$  ( $Sf_j$ ):

$$\%W_{fj} = \frac{1}{Sf_j} \cdot \sum_{i=1}^{Sf} \left( \frac{W_{fi}}{\sum_{i=1}^{Sf} W_{fi}} \right) \cdot 100$$

**(Ap.Eq7)**

Sinonímias combinam termos como *peso* (*seco* ou *úmido*) e *massa* com *abundância*, *composição*, *contribuição*, *frequência*, *importância*, *índice*, *média*, *método*, *percentual*, *porcentagem*, *presa*, *proporção*, *relativo* e *total* (HYNES, 1950; DOBLE e EGGERS, 1978; MATALANAS, 1982; CORTÉS e GRUBER, 1990; Du BUIT, 1991; OJEDA e DEABORN,

1991; SOMERTON, 1991; MUÑOZ e OJEDA, 1998; MANNINI et al., 1999; SANTOS e BORGES, 2001; CHIPPS e GARVEY, 2007; PETHYBRIDGE et al., 2011).

#### 5.8.3.4. *Frequência volumétrica*

A *frequência volumétrica* ( $\%V_{fj}$ ) representa a porcentagem entre o volume da categoria alimentar  $f$  consumida por um dado espécime  $i$  ( $V_{fi}$ ) e o volume total de todas as categorias alimentares consumidas por esse mesmo espécime ( $\sum V_{fi}$ ). Essa proporção é ponderada pelo número total de estômagos com alimento analisados para a espécie  $j$  ( $Sf_j$ ):

$$\%V_{fj} = \frac{1}{Sf_j} \cdot \sum_{i=1}^{Sf} \left( \frac{V_{fi}}{\sum_{i=1}^f V_{fi}} \right) \cdot 100$$

**(Ap.Eq8)**

Sinônimas combinam termos relacionados a *volume* e *volumétrico* com *abundância*, *análise*, *composição*, *contribuição*, *dominância*, *frequência*, *importância*, *índice*, *média*, *método*, *percentual*, *porcentagem*, *proporção*, *relativo*, *sistema* e *total* (TESTER, 1932; OOSTEN e DEASON, 1938; HYNES, 1950; POWLES, 1958; THOMPSON, 1959; PRAKASH, 1962; PALMISANO e HELM, 1971; MANOOCH III, 1977; MOOR et al., 1986; DELBEEK e WILLIAMS, 1987; NWADIARO e OKORIE, 1987; CHIPPS e GARVEY, 2007).

#### 5.8.3.5. *Frequência de dominância*

A *frequência de dominância* ( $\%D_{fj}$ ) (SOUTHERN, 1935) representa a porcentagem entre o número total de estômagos da espécie  $j$  nos quais a categoria alimentar  $f$  ocorreu enquanto alimento predominante ( $Sf_{dfj}$ ) e o número de estômagos nos quais apenas uma categoria alimentar  $f$  predominou ( $Sf_{1dij}$ ). Uma importante proposta de modificação substituiu o  $Sf_{1dij}$  pelo número total de estômagos analisados para a espécie  $j$  ( $Sf_j$ ) (FROST e WENT 1940). Essa modificação deu ênfase à avaliação da frequência de ocorrência do alimento preferido (HYNES, 1950).

$$\%D_{fj} = \left( \frac{S_{dfj}}{Sf_j} \right) \cdot 100$$

**(Ap.Eq9)**

Porém, os critérios utilizados para se determinar dominância são subjetivos. A categoria alimentar dominante pode ser definida como aquela que concentrou uma proporção de 50% ou

mais (CORBERT, 1961) ou de volume (SOUTHERN, 1935) ou de peso (NEWSOME e GEE, 1978; WILLOUGHBY e TWEDDLE, 1978) ou de quantidade (BLAKE, 1977) do total de alimento presente no estômago avaliado. Sinonímias incluem termos como *dominância* e *método* (HYNES, 1950).

#### 5.8.3.6. Método dos pontos

O *método dos pontos* ( $\%P_{fj}$ ) (SWYNNERTON e WORTHINGTON, 1940) aloca valores (i.e.: pontos) ( $P_{fi}$ ) para cada categoria alimentar  $f$  presente no estômago da espécie  $j$ . Categorias alimentares com maior abundância e volume recebem escores mais altos do que aquelas menos representativas. Uma proposta de adaptação (FROST, 1943; HYNES, 1950) representou um marco para o  $\%P_{fj}$ . Primeiro, cada estômago deveria receber um valor (i.e.: pontuação) de acordo com escalas arbitrárias preestabelecidas ( $\sum P_{fi}$ ) considerando seu *grau de repleção estomacal* ( $DSF_i$ ). Posteriormente, esses pontos seriam distribuídos proporcionalmente entre as diferentes categorias alimentares  $f$  consumidas pelo espécime  $i$  ( $P_{fi}$ ) considerando a proporção e o volume ocupado por cada categoria dentro do estômago. O último passo consiste em ponderar esses resultados pelo número de total de estômagos com alimento analisados para a espécie  $j$  ( $Sf_j$ ):

$$\%P_{fj} = \frac{1}{Sf_j} \cdot \sum_{i=1}^{Sf} \left( \frac{P_{fi}}{\sum_{i=1}^{Sf} P_{fi}} \right) \cdot 100$$

**(Ap.Eq10)**

A maioria das propostas de adaptação desenvolvidas para o  $\%P_{fj}$  focou nos valores e escalas adotados para pontuar ou os estômagos *per se* ou os seus conteúdos. Quanto ao estômago *per se*, as propostas criaram diferentes números de categorias e alocaram diferentes valores a cada uma delas considerando ou o  $DSF$  (SWYNNERTON e WORTHINGTON, 1940; RAO, 1964) ou estimando o potencial máximo de repleção estomacal, obtido por meio de modelos de regressão (THOMPSON, 1959; GODFRIAUX, 1969; ALLEN e WOOTTON, 1984), ou a relação gattossômática ( $GSR_i$ ) (O'BRIEN e FIVES, 1994). Porém, algumas propostas alocaram um valor único (i.e.: uma escala com uma única categoria) para os estômagos, independentemente do seu grau de repleção (MACER, 1977; DONALD et al., 1980). Com relação ao volume dos conteúdos estomacais, propostas alocaram valores de acordo ou com o volume total dos conteúdos estomacais (GRAHAM e JONES, 1962; BRAGA, 1999) ou com o tamanho corporal do espécime (SMYLY, 1955) ou com o  $GSR_i$  (XIE et al., 2001).

Outras propostas consideraram ainda ou o tamanho (GYSELS et al. 1997) ou o peso (AZUMA e MOTOMURA, 1998) das categorias alimentares consumidas.

Algumas propostas de modificação focaram no cálculo do  $\%P_{fj}$ . Algumas delas construíram índices que combinam os valores alocados aos estômagos com aqueles alocados às categorias alimentares (LINFIELD, 1980; MITCHELL, 1984; BREWER e WARBURTON, 1992) e ao tamanho corporal dos espécimes (TIPPETS e MOYLE, 1978; HARRIS, 1985). Outras propostas substituíram o  $\sum P_{fi}$  pelo  $Sf_j$  (BRAGA, 1999).

Sinonímias combinam termos como *pontos* e *volume* com *abundância*, *análise*, *completude*, *composição*, *dieta*, *esquema*, *índice*, *método*, *percentual*, *porcentagem*, *repleção*, *sistema* e *total* (HYNES, 1950; LE ROUX, 1956; THOMPSON, 1959; TOOR, 1964; MUNRO, 1967; SINHA e JONES, 1967; GODFRIAUX, 1969; KING, 1988b; LIMA-JUNIOR e GOTEIN, 2001; SHEPHERD e CLARKSON, 2001).

#### 5.8.3.7. Método dos postos

O *método dos postos* ( $\%R_{fj}$ ) (POLLARD 1973), também denominado *método de classificação* (CADWALLADER e DOUGLAS, 1986), pondera o volume de uma dada categoria alimentar  $f$  consumida pela espécie  $j$  usando atribuição de postos, tal qual o fazer os métodos estatísticos não-paramétricos. O volume de cada categoria alimentar é aferido e os valores obtidos são organizados (i.e.: listados) de forma decrescente. Na sequência, são alocados valores para cada categoria alimentar de acordo com sua posição (i.e.: posto). Posteriormente, cada valor de posto é subtraído do número total de categorias alimentares ( $k$ ) consumidas pelo espécime  $i$ . A importância de cada categoria alimentar é expressa como a porcentagem do valor total de postos alocados. A proposta original (POLLARD, 1973) dava um ponto a mais para cada categoria alimentar (TABELA 5.2). Uma proposta de modificação posterior suprimiu esse ponto extra (JACKSON, 1976).

**TABELA 5.2** - ETAPAS METODOLÓGICAS NA ALOCAÇÃO DE PONTOS PELO MÉTODO DOS PONTOS CONSIDERAM OS CONTEÚDOS ESTOMACAIS DE UM DADO ESPÉCIME  $i$ .

Categoria Alimentar	Volume (ml)	Posição	$k$	Alocando valores	Valor de posto $\left( \frac{R_{fj}}{\sum_{i=1}^f R_{fj}} \right)$
A	22	1	5	$5 - 1 + 1 = 5$	$5 \div 15 = 0.33$
B	16	2	5	$5 - 2 + 1 = 4$	$4 \div 15 = 0.27$
C	13	3	5	$5 - 3 + 1 = 3$	$3 \div 15 = 0.20$
D	7	4	5	$5 - 4 + 1 = 2$	$2 \div 15 = 0.13$
E	2	5	5	$5 - 5 + 1 = 1$	$1 \div 15 = 0.07$
Total	60		5	15	1,00

FONTE: Modificado de SILVEIRA et al. (2020).

Para respeitar o princípio de variabilidade dos dados, o  $\%R_{fj}$  deve ser calculado considerando-se cada espécime  $i$  como uma unidade amostral, ou seja, ponderando os resultados de acordo com o número total de estômagos com alimento analisados para a espécie  $j$  ( $Sf_j$ ):

$$\%R_{ij} = \frac{1}{Sf_j} \cdot \sum_{j=1}^{Sf} \left( \frac{R_{fj}}{\sum_{i=1}^{Sf} R_{fj}} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq11)

#### 5.8.3.8. Abundância de presa específica

O método de *abundância de presa específica* ( $\%PS_{fj}$ ) (AMUNDSEN et al., 1996) deve ser calculado considerando a quantificação de itens presa com base em quantidade ou em peso/volume. Assumindo a perspectiva gravimétrica ( $W$ ) como exemplo, o  $\%PS_{W_{fj}}$  representa a porcentagem entre o peso total da categoria alimentar  $f$  consumida por todos os espécimes  $i$  de uma dada espécie ( $\sum W_{fi}$ ) e o peso total de todos os estômagos nos quais a categoria alimentar  $f$  ocorreu ( $\sum W_{S_{fi}}$ ), conforme a equação:

$$\%PS_{W_{fj}} = \frac{\sum_{i=1}^f W_{fi}}{\sum_{i=1}^f W_{S_{fi}}}$$

(Ap.Eq12)

#### 5.8.4. Índices compostos

Vários índices compostos foram desenvolvidos de forma independente por diferentes pesquisadores ao redor do mundo para a avaliação da ecologia trófica de peixes. Por isso, vários índices com nomes distintos podem apresentar uma mesma expressão matemática. Há também diversos índices batizados com um mesmo nome ou nomes muito similares, mas que apresentam expressões matemáticas distintas. Além disso, quase todos os índices compostos têm sido modificados a partir de suas expressões matemáticas originais. Nessa seção, a autoria dos índices, seus nomes e equações estão corretamente apresentados e padronizados.

#### 5.8.4.1. Índice de preponderância

O índice de preponderância ( $IP_{if}$ ) (NATARAJAN e JHINGRAN, 1961) é expresso em porcentagem pela equação:

$$IP_{fj} = \left( \frac{\%V_{fj} \cdot \%O_{fj}}{\sum(\%V_{fj} \cdot \%O_{fj})} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq13)

Propostas de modificação substituíram o  $\%V_{fj}$  ou pelo  $\%P_{fj}$  (LUTHER 1962) ou pelo  $\%W_{fj}$  (PITCHER 1980) ou pelo  $\%D_{fj}$  (CARDONA e CASTELLÓ, 1989) ou pelo  $\%N_{fj}$  (ARGILLIER et al., 2012). Outras propostas substituíram a  $\%O_{fj}$  ou pelo  $\%PO_{fj}$  (NATARAJAN e JHINGRAN, 1961; MOHAN e SAKARAN, 1988) ou pelo valor calorífico da categoria alimentar (PROBST et al., 1984).

Como o  $IP_{fj}$  foi desenvolvido de forma independente várias vezes por pesquisadores de diferentes países, incluindo Índia, Brasil, França, Nigéria e Rússia, ele recebeu diferentes nomes. Esses nomes incluem *índice alimentar* (KAWAKAMI e VAZZOLER, 1980), *índice modificado de importância relativa* (PITCHER, 1980, 1981), *índice de importância de presa* (PROBST et al., 1984 enquanto proposta de modificação derivada do *índice de importância relativa*, apresentado na sequência), *índice de dominância alimentar* (KING, 1990), *índice de significância relativa* (RESHETNIKOV et al., 1993; POPOVA e RESHETNIKOV, 2011), *índice alimentar ponderado* (KING, 1994), *índice de importância alimentar* (SALVADOR-Jr et al., 2009) e *índice de dominância* (MONTAÑA e WINEMILLER, 2013).

#### 5.8.4.2. Índice de importância relativa

O índice de importância relativa ( $IRI_{fj}$ ) (PINKAS et al., 1971) é expresso em porcentagem (de acordo com a proposta de modificação de Simenstad, 1977) conforme a equação:

$$IRI_{fj} = \left( \frac{(\%N_{fj} + \%V_{fj}) \cdot \%O_{fj}}{\sum(\%N_{fj} + \%V_{fj}) \cdot \%O_{fj}} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq14)

Outras propostas de modificação substituíram o  $\%V_{fj}$  ou pelo  $\%W_{fj}$  (SIMENSTAD e KINNEY, 1978) ou pelo  $\%P_{fj}$  (COETZEE, 1986). Alternativamente, o  $\%O_{fj}$  foi substituído pelo  $\%PO_{fj}$  (ROSECCHI e NOUAZE, 1987). Propostas mais drásticas eliminaram o  $\%N_{fj}$  da equação original (PITCHER e CALKINS, 1979); outras incluíram duas vezes o  $\%W_{fj}$  no cálculo (COLEMAN e MOBLEY, 1984), superestimando a importância da perspectiva

energética no método. Outras propostas mudaram a função matemática original de soma pela de multiplicação (MUIR et al., 1986), tornando o  $IRI_{fj}$  similar ao *índice de importância relativa* de George e Hadley (1979) (seção 5.9.4.7). Sinônimas incluem *índice de abundância relativa* (PITCHER e CALKINS, 1979) e *valor de importância relativa* (COETZEE, 1986).

#### 5.8.4.3. Quociente alimentar

O *quociente alimentar* (HUREAU, 1970) é expresso em porcentagem (de acordo com a proposta de modificação de Rosecchi e Nouaze, 1987) conforme a equação:

$$FQ_{fj} = \left( \frac{\%N_{fj} \cdot \%W_{fj}}{\sum \%N_{fj} \cdot \%W_{fj}} \right) \cdot 100$$

**(Ap.Eq15)**

Propostas de modificação substituíram o  $\%W_{fj}$  ou pelo  $\%P_{fj}$  (LIMA-JUNIOR e GOITEIN, 2001) ou pelo  $\%V_{fj}$  (LECLERC et al., 2014). Sinônimas incluem *coeficiente alimentar* (VIVIEN, 1973; HARMELIN-VIVIEN e BOUCHON, 1976), *alimento principal* (BERG, 1979) e *índice de importância* (LIMA-JUNIOR e GOITEIN, 2001).

#### 5.8.4.4. Índice de Hobson-Chess

Originalmente denominado como *índice dos postos* (HOBSON e CHESS, 1973), é expresso pela equação:

$$HC_{fj} = \%V_{fj} \cdot \left( \frac{S_{fj}}{S_j} \right)$$

**(Ap.Eq16)**

Propostas de modificação substituíram o  $\%V_{fj}$  pelo  $\%P_{fj}$  (CHRISTENSEN, 1978). Sinônimas incluem *índice alimentar comparativo* (CHRISTENSEN, 1978),

#### 5.8.4.5. Índice de Lauzanne

Originalmente denominado *índice de alimento* (LAUZANNE, 1975) é expresso pela equação:

$$FI_{fj} = \frac{\%V_{fj} \cdot \%O_{fj}}{100}$$

**(Ap.Eq17)**

Propostas de modificação substituíram o  $\%O_{fj}$  pelo  $\%PO_{fj}$  (ROSECCHI e NOUAZE, 1987). Alternativamente, o  $\%V_{fj}$  foi substituído pelo  $\%W_{fj}$  (RAYMUNDO-HUIZAR e LOZANO, 2008). Sinônimas incluem *índice alimentar* (KRAIEM, 1996).

#### 5.8.4.6. Índice de Kurian

Originalmente denominado como *índice de importância relativa* (KURIAN, 1977), é expresso pela equação:

$$KI_{fj} = \left( \frac{\frac{\%V_{fj} \cdot \%O_{fj}}{\%N_{fj}}}{\sum \frac{\%V_{fj} \cdot \%O_{fj}}{\%N_{fj}}} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq18)

#### 5.8.4.7. Índice de George-Hadley

Originalmente denominado como *índice de importância relativa* (GEORGE e HADLEY, 1979), é expresso pela equação:

$$GH_{fj} = \left( \frac{\%N_{fj} \cdot \%W_{fj} \cdot \%O_{fj}}{\sum (\%N_{fj} \cdot \%W_{fj} \cdot \%O_{fj})} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq19)

Propostas de modificação substituíram o  $\%O_{fj}$  pelo  $\%PO_{fj}$  (ROSECCHI e NOUAZE 1987). Alternativamente, o  $\%W_{fj}$  foi substituído ou pelo  $\%V_{fj}$  (PRICE et al., 1991) ou pelo  $\%P_{fj}$  (AYOADE et al., 2008). Propostas drásticas eliminaram alguns dos parâmetros da equação original, como o  $\%W_{fj}$  (TOWNSEND, 1983) ou o  $\%N_{fj}$  (PRICE et al., 1991) (no último, tonando o  $GH_{fj}$  similar ao  $IP_{ij}$  de Natarajan e Jhingran, 1961).

#### 5.8.4.8. Índice de Granado-García

Originalmente denominado como *índice de importância alimentar* (GRANADO-LORENCIO e GARCÍA-NOVO, 1986), é expresso pela equação:

$$GG_{fj} = \frac{\sum (\%O_{fj} \cdot k_f)}{n_k - 1}$$

(Ap.Eq20)

O índice requer a estimativa da  $\%O_{fj}$  das diferentes categorias alimentares consumidas e sua classificação em uma escala ( $k_f$ ) de acordo com a frequência de ocorrência e abundância, onde  $n_k$  representa o número total de categorias  $k_f$  estabelecidas.

#### 5.8.4.9. Item alimentar principal

O *item alimentar principal* (ZANDER, 1982) é expresso em porcentagem (de acordo com a proposta de modificação de Rosecchi e Nouaze, 1987) conforme a equação

$$MFI_{fj} = \left( \frac{\sqrt{\%W_{fj} \cdot \left( \frac{\%N_{fj} + \%O_{fj}}{2} \right)}}{\sum \sqrt{\%W_{fj} \cdot \left( \frac{\%N_{fj} + \%O_{fj}}{2} \right)}} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq21)

Propostas de modificação substituíram o  $\%O_{fj}$  pelo  $\%PO_{fj}$  (ROSECCHI e NOUAZE, 1987). Alternativamente, o  $\%W_{fj}$  foi substituído pelo  $\%P_{fj}$  (PASQUAUD et al., 2004).

#### 5.8.4.10. Índice resultante simples

O *índice resultante simples* (MOHAN e SANKARAN, 1988) é expresso pela equação:

$$SRI_{fj} = \left( \frac{\sqrt{\%V_{fj}^2 + \%PO_{fj}^2}}{\sum \sqrt{\%V_{fj}^2 + \%PO_{fj}^2}} \right) \cdot 100$$

(Ap.Eq22)

Proposta de modificação substituíram o  $\%V_{fj}$  ou pelo  $\%W_{fj}$  (FIGUEIREDO et al., 2005) ou pelo  $\%N_{fj}$  (ARA et al., 2009). Alternativamente, o  $\%PO_{fj}$  foi substituído pelo  $\%O_{fj}$  (ARA et al., 2009).

Esse índice pode ser interpretado graficamente no sistema de coordenadas Cartesiano. Para tal, Mohan e Sankaran (1988) desenvolveram o *índice resultante ponderado*, o qual utiliza princípios de estatística circular sobre o  $RS_{fj}$ .

#### 5.8.4.11. Índice resultante simples

Originalmente denominado como *índice de importância relativa* (KING, 1988b) é expresso pela equação:

$$KI_{fj} = \%PO_{fj} + \%P_{fj}$$

(Ap.Eq23)

#### 5.8.4.12. Índice de preponderância de King

Originalmente denominado como *índice de preponderância alimentar* (KING, 1989), é expresso pela equação:

$$KPI_{fj} = \frac{\%PO_{fj} + \%D_{fj}}{2}$$

(Ap.Eq24)

#### 5.8.4.13. Índice de importância geométrica

O *índice de importância geométrica* ( $GII_{fj}$ ) (ASSIS, 1996) representa a média aritmética entre diferentes índices simples. O  $\%DM_{fj}$  representa cada uma das medidas de dieta utilizadas (ex.:  $\%O_{fj}$ ,  $\%N_{fj}$ ,  $\%W_{fj}$ ,  $\%V_{fj}$ ) e o  $n_{DM}$  representa o número de medidas de dieta utilizadas no índice

$$GII_{fj} = \frac{\sum(DM_{1fj} + DM_{2fj} + \dots + DM_{nfj})}{n_{DM}}$$

(Ap.Eq25)

#### 5.8.4.14. Número de objeto alimentar modificado

O *número de objeto alimentar modificado* (UDO, 2002) é expresso pela equação

$$MFON_{fj} = \%O_{fj} + \%P_{fj} \cdot (\%O_j \cup \%P_j)^{-1}$$

(Ap.Eq26)

#### 5.8.4.15. Índice de importância relativa de presa específica

O *índice de importância relativa de presa específica* ( $PSIRI_{fj}$ ) (BROWN et al., 2012) é expresso pela equação

$$PSIRI_{fj} = \frac{\%O_{fj} \cdot (\%PS_{N_{fj}} + \%PS_{W_{fj}})}{2}$$

(Ap.Eq27)

Tal como em outros índices, as medidas de peso podem ser substituídas por aferições de volume ( $\%PS_{V_{fj}}$ ). Quando o pesquisador não possuir informações ou de quantidade ( $\%PS_{N_{fj}}$ ) ou de peso ( $\%PS_{W_{fj}}$ ) ou de volume ( $\%PS_{V_{fj}}$ ), o  $PSIRI_{fj}$  pode ser expresso como  $PSIRI_{fj} = \%O_{fj} \cdot \%PS_{W_{fj}}$  ou  $PSIRI_{ij} = \%O_{fj} \cdot \%PS_{V_{fj}}$  ou  $PSIRI_{ij} = \%O_{fj} \cdot \%PS_{N_{fj}}$ , respectivamente.

### 5.8.5. Referências

- ALBERTINE-BERHAUT, J. Biologie des stades juveniles de téléostéens mugilidae *Mugil auratus* Risso 1810, *Mugil capito* Cuvier 1829 et *Mugil saliens* Risso 1810. **Aquaculture**, vol. 2, n. C, pp. 251–266, 1973.
- ALLEN, J. R. M.; WOOTTON, R. J. Temporal patterns in diet and rate of food consumption of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) in Llyn Frongoch, an upland Welsh lake. **Freshwater Biology**, vol. 14, n. 4, pp. 335–346, 1984.
- AMUNDSEN, P. A.; GABLER, H. M.; STALDVIK, F. J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data-modification of the Costello (1990) method. **Journal of Fish Biology**, vol. 48, n. 4, pp. 607–614, 1996.
- ARA, R.; ARSHAD, A.; AMRULLAH, N.; AMIN, S. M. N.; DAUD, S. K.; AZWADY, A. A. N.; MAZLAN, A. G. Feeding habits and temporal variation of diet composition of fish larvae (Osteichthyes: Sparidae) in the Sungai Pulai seagrass Bed, Johore, Peninsular Malaysia. **Journal of Biological Sciences**, vol. 9, n. 5, pp. 445–451, 2009.
- ARGILLIER, C.; BARRAL, M.; IRZ, P. Growth and diet of the pikeperch *Sander lucioperca* (L.) in two French reservoirs. **Archives of Polish Fisheries**, vol. 20, n. 3, pp. 191–200, 2012.
- ASSIS, C. A. A generalised index for stomach contents analysis in fish. **Scientia Marina**, vol. 60, n. 2-3, pp. 385–389, 1996.
- AYOADE, A.; FAGADE, S.; ADEBISI, A. Diet and dietary habits of the fish *Schilbe mystus* (Siluriformes: Schilbeidae) in two artificial lakes in southwestern Nigeria. **Revista de Biología Tropical**, vol. 56, n. 4, pp. 1847–1855, 2008.
- AZUMA, M.; MOTOMURA, Y. Feeding habits of largemouth bass in a non-native environment: the case of a small lake with bluegill in Japan. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 52, n. 1-3, pp. 379–389, 1998.
- BARLA, M. J.; VERA, M. S.; O'BRIEN, E. D. Relative abundance and autecology of three piscivorous fishes in lakes of the upper basin of Salado River (Buenos Aires Province, Argentina). **Ecología Austral**, vol. 13, n. 1896, pp. 205–214, 2003.
- BERG, J. Discussion of methods of investigating the food of fishes, with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). **Marine Biology**, vol. 50, n. 3, pp. 263–273, 1979.

- BLAKE, B. F. Food and feeding of the mormyrid fishes of Lake Kainji, Nigeria, with special reference to seasonal variation and interspecific differences. **Journal of Fish Biology**, vol. 11, n. 4, pp. 315–328, 1977.
- BLEGVAD, H. On the food of fish in Danish waters within the Skaw. **Report of the Danish Biological Station**, vol. 24, n. 1, pp. 17–72, 1917.
- BRAGA, F. M. D. S. O grau de preferência alimentar: um método qualitativo e quantitativo para o estudo do conteúdo estomacal de peixes. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, vol. 21, n. 2, pp. 291-295, 1999.
- BREWER, D. T.; WARBURTON, K. Selection of prey from a seagrass/mangrove environment by golden lined whiting, *Sillago analis* (Whitley). **Journal of Fish Biology**, vol. 40, n. 2, pp. 257–271, 1992.
- BROWN, S. C.; BIZZARRO, J. J.; CAILLIET, G. M.; EBERT, D. A. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). **Environmental Biology of Fishes**, vol. 95, n. 1, pp. 3–20, 2012.
- BUCKLEY, T. W.; MILLER, B. S. Feeding habits of yellowfin tuna associated with fish aggregation devices in American Samoa. **Bulletin of Marine Science**, vol. 55, n. 2-3, pp. 445–459, 1994.
- CADWALLADER, P. L.; DOUGLAS, J. Changing food habits of Macquarie perch, *Macquaria australasica* Cuvier (Pisces: Percichthyidae), during the initial filling phase of Lake Dartmouth, Victoria. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, vol. 37, n. 5, pp. 647–647, 1986.
- CARDONA, L.; CASTELLÓ, F. Alimentación de los juveniles de *Liza aurata* (Risso) en la Albufera des Grau (Isla de Menorca, Baleares). **Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears**, vol. 33, n.1, pp. 159–168, 1989.
- CHIPPS, S. R.; GARVEY, J. E. Assessment of diets and feeding patterns. In: GUY C. S.; BROWN M. L. (Eds.). **Analysis and interpretation of freshwater fisheries data**. Bethesda: American Fisheries Society, 2007. pp. 473–514
- CHRISTENSEN, M. S. Trophic relationships in juveniles of three species of sparid fishes in the South African marine littoral. **Fishery Bulletin**, vol. 76, n. 2, pp. 389–401, 1978.
- CLARIDGE, P. N.; GARDNER, D. C. The biology of the northern rockling, *Ciliata septentrionalis*, in the Severn Estuary and Bristol Channel. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, vol. 57, n. 3, pp. 839–839, 1977.

- COETZEE, P. S. Diet composition and breeding cycle of blacktail, *Diplodus sargus capensis* (Pisces: Sparidae), caught off St Croix Island, Algoa Bay, South Africa. **South African Journal of Zoology**, vol. 21, n. 5, pp. 237–243, 1986.
- COLEMAN, N.; MOBLEY, M. Diets of commercially exploited fish from Bass Strait and adjacent Victorian Waters, South-eastern Australia. **Marine and Freshwater Research**, vol. 35, n. 5, pp. 549–560, 1984.
- CORBET, P. S. The food of non-cichlid fishes in the Lake Victoria Basin, with remarks on their evolution and adaptation to lacustrine conditions. **Proceedings of the Zoological Society of London**, vol. 136, n. 1, pp. 1–101, 1961.
- CORTÉS, E.; GRUBER, S. H. Diet, Feeding Habits and Estimates of Daily Ration of Young Lemon Sharks, *Negaprion brevirostris* (Poey). **Copeia**, vol. 1990, n. 1, pp. 204–218, 1990.
- De SILVA, S. S. Food and feeding habits of the herring *Chupea harengus* and the sprat *C. sprattus* in inshore waters of the west coast of Scotland. **Marine Biology**, vol. 20, n. 4, pp. 282–290, 1973.
- DELBEEK, J. C.; WILLIAMS, D. D. Food resource partitioning between sympatric populations of brackishwater sticklebacks. **Journal of Animal Ecology**, vol. 56, n. 3, pp. 949–967, 1987.
- DOBLE, B. D.; EGGERS, D. M. Diel feeding chronology, rate of gastric evacuation, daily ration, and prey selectivity in Lake Washington juvenile sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 107, n. 1, pp. 36–45, 1978.
- DONALD, D. B.; ANDERSON, R. S.; MAYHOOD, D. W. Correlations between brook trout growth and environmental variables for mountain lakes in Alberta. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 109, n. 6, pp. 603–610, 1980.
- Du BUIT, M. H. Food and feeding of saithe (*Pollachius virens* L.) off Scotland. **Fisheries Research**, vol. 12, n. 4, pp. 307–323, 1991.
- DUHAMEL, G.; HUREAU, J. C. The role of zooplankton in the diets of certain Sub-Antarctic marine fish. In: SIEGFRIED, W. R.; CANDY, P. R.; LAWS, R. M. (Eds.). **Antarctic nutrient cycles and food webs**. Berlin: Springer-Verlag, 1985. pp. 421–429.
- DUNCAN, F. M. The Marine Biological Association, and some account of the work it has accomplished. **Journal of the Royal Society of Arts**, vol. 60, n. 3096, pp. 486–494, 1912.
- EL-GANAINY, A. A. Some biological aspects of the filefish *Setphanolepis diaspros* (Family: Monacanthidae) from the Gulf of Suez, Egypt. **Researcher**, vol. 2, n. 10, pp. 75–78, 2010.

- FIGUEIREDO, M.; MORATO, T.; BARREIROS, J. P.; AFONSO, P.; SANTOS, R. S. Feeding ecology of the white seabream, *Diplodus sargus*, and the ballan wrasse, *Labrus bergylta*, in the Azores. **Fisheries Research**, vol. 75, n. 1-3, pp. 107–119, 2005.
- FROST, W. E., WENT, A. E. J. River Liffey survey III. The growth and food of young salmon. **Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical**, vol. 46, n. 1940/1941, pp. 53–80, 1940.
- FROST, W. E. The natural history of the minnow, *Phoxinus phoxinus*. **Journal of Animal Ecology**, vol. 12, n. 2, pp. 139–139, 1943.
- GEORGE, E. L.; HADLEY, W. F. Food and habitat partitioning between rock bass (*Ambloplites rupestris*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) young of the year. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 108, n. 3, pp. 253–261, 1979.
- GODFRIAUX, B. L. Food of predatory demersal fish in Hauraki Gulf. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, vol. 3, n. 4, pp. 518–544, 1969.
- GRAHAM, T. R.; JONES, J. W. The biology of Llyn Tegid trout 1960. **Proceedings of the Zoological Society of London**, vol. 139, n. 4, pp. 657–683, 1962.
- GRANADO-LORENCIO, C.; GARCIA-NOVO, F. Feeding habits of the fish community in a eutrophic reservoir in Spain. **Ekologia Polska**, vol. 34, n. 1, pp. 95–110, 1986.
- GYSELS, E.; BISTHOVEN, L. J.; DE VOS, L.; OLLEVIER, F. Food and habitat of four *Xenotilapia* species (Teleostei, Cichlidae) in a sandy bay of northern Lake Tanganyika (Burundi). **Journal of Fish Biology**, vol. 50, n. 2, pp. 254–266, 1997.
- HAMBRICK, P. S.; HIBBS, R. G. Feeding chronology and food habits of the blacktail shiner, *Notropis venustus* (Cyprinidae), in Bayou Sara, Louisiana. **The Southwestern Naturalist**, vol. 22, n. 4, pp. 511–511, 1977.
- HARMELIN-VIVIEN; M. L., BOUCHON, C. Feeding behavior of some carnivorous fishes (Serranidae and Scorpaenidae) from Tuléar (Madagascar). **Marine Biology**, vol. 37, n. 4, pp. 329–340, 1976.
- HARRIS, J. H. Diet of the Australian bass, *Macquaria novemaculeata* (Perciformes: Percichthyidae), in the Sydney Basin. **Marine and Freshwater Research**, vol. 36, n. 2, pp. 219–219, 1985.
- HERBOLD, B. An alternative to the fullnex index. In: SIMENSTAD, C. A.; CAILLIET, G. M. (Eds.). **Contemporary studies on fish feeding: the proceedings of GUTSHOP '84**. Dordrecht: Springer, 1986. pp. 315–320

- HOBSON, E. S.; CHESS, J. R. Feeding oriented movements of the atherinid fish *Pranesus pinquis* at Majuro Atoll, Marshall Islands. **Fishery Bulletin**, vol. 71, n. 3, pp. 777–786, 1973.
- HUREAU, J. C. Biologie comparée de quelques *Poissons antarctiques* (Nototheniidae). **Bulletin de l'Institut océanographique de Monaco**, vol. 68, n. 1391, pp. 244–244, 1970.
- HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, vol. 19, n. 1, pp. 36–58, 1950.
- JACKSON, P. D. A note on the food of the Australian grayling, *Prototroctes maraena* Gunther (Galaxioidei: Prototroctidae). **Marine and Freshwater Research**, vol. 27, n. 3, pp. 525–525, 1976.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo da alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo**, vol. 29, n. 2, pp. 205–207, 1980.
- KIMBALL, D. C.; HELM, W. T. A method of estimating fish stomach capacity. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 100, n. 3, pp. 572–575, 1971.
- KING, R. P. Observations on *Liza grandisquamis* pisces mugilidae in Bonny River Nigeria. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, vol. 21, n. 1, pp. 63–70, 1988a.
- KING, R. P. New observations on the trophic ecology of *Liza grandisquamis* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) in the Bonny River, Niger Delta, Nigeria. **Cybium**, vol. 12, n. 1, pp. 23–36, 1988b.
- KING, R. P. Distribution abundance size and feeding habits of *Brienomyrus brachyistius* (Gill 1862) (Teleostei: Mormyridae) in a Nigerian rainforest stream. **Cybium**, vol. 13, n. 1, pp. 25–36, 1989.
- KING, R. P.; UDOIDIONG, O. M.; EGWALI, E. C.; NKANTA, N. A. Some aspects of the trophic biology of *Ilisha africana* (Teleostei, Pristigasteridae) in Qua Iboe estuary, Nigeria. **African Journal of Ecology**, vol. 105, n. 4, pp. 261–274, 1990.
- KING, R. P. Seasonal dynamics in the trophic status of *Papyrocranus afer* (Günther, 1868) (Notopteridae) in a Nigerian rainforest stream. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, vol. 27, n. 2, pp. 143–155, 1994.
- KNIGHT, R. L.; MARGRAF, F. J. Estimating stomach fullness in fishes. **North American Journal of Fisheries Management**, vol. 2, n. 4, pp. 413–414, 1982.
- KRAIEM, M. M. The Diet of *Barnus callensis* (Cyprinidae) in Northern Tunisia. **Cybium**, vol. 20, n. 1, pp. 75–85, 1996.

- KURIAN, A. Index of relative importance - a new method for assessing the food habits of fishes. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 24, n. 1-2, pp. 217–219, 1977.
- LAUZANNE, L. Régimes alimentaires d'*Hydrocyon forskalii* (Pisces, Characidae) dans le lac Tchad et ses tributaires. **Cahiers - ORSTOM. Série Hydrobiologie**, vol. 9, n. 2, pp. 105–121, 1975.
- LE ROUX, P. J. Feeding habits of the young of four species of *Tilapia*. **South African Journal of Science**, vol. 53, n. 2, pp. 33–37, 1956.
- LECLERC, J.-C.; RIERA, P.; NOËL, L. M. L. J.; LEROUX, C.; ANDERSEN, A. C. Trophic ecology of *Pomatoschistus microps* within an intertidal bay (Roscoff, France), investigated through gut content and stable isotope analyses. **Marine Ecology**, vol. 35, n. 2, pp. 261–270, 2014.
- LIMA-JUNIOR, S. E.; GOITEIN, R. A new method for the analysis of fish stomach contents. **Acta Scientiarum Maringá**, vol. 23, n. 2, pp. 421–424, 2001.
- LINFIELD, R. S. J. Ecological changes in a lake fishery and their effects on a stunted roach *Rutilus rutilus* population. **Journal of Fish Biology**, vol. 16, n. 2, pp. 123–144, 1980.
- LOBEL, P. S.; OGDEN, J. C. Foraging by the herbivorous parrotfish *Sparisoma radians*. **Marine Biology**, vol. 64, n. 2, pp. 173–183, 1981.
- LONGLEY, W. Studies upon the biological significance of animal coloration. I. The colors and color changes of West Indian reef-fishes. **Journal of Experimental Zoology**, vol. 23, n. 3, pp. 533–601, 1917.
- LUTHER, G. The food habits of *Liza macrolepis* (Smith) and *Mugil cephalus* Linnaeus (Mugilidae). **Indian Journal of Fisheries**, vol. 9, n. 2, pp. 604–626, 1962.
- MACER, C. T. Some aspects of the biology of the horse mackerel [*Trachurus trachurus* (L.)] in waters around Britain. **Journal of Fish Biology**, vol. 10, n. 1, pp. 51–62, 1977.
- MANNINI, P.; KATONDA, I.; KISSAKA, B.; VERBURG, P. Feeding ecology of *Lates stappersii* in Lake Tanganyika. In: LINDQVIST, O. V.; MOLSA, H.; SALONEN, K.; SARVALA, J. (Eds.). **From limnology to fisheries: Lake Tanganyika and other large lakes**. Dordrecht: Springer-Science+Business Media, 1999. pp. 131–139
- MANOOCH III, C. S. Foods of the red porgy, *Pagrus linnaeus* (Pisces: Sparidae), from North Carolina and South Carolina. **Bulletin of Marine Science**, vol. 27, n. 4, pp. 776–787, 1977.
- MATALLANAS, J. Feeding habits of *Scymnorhinus licha* in Catalan waters. **Journal of Fish Biology**, vol. 20, n. 2, pp. 155–163, 1982.

- MIRONOVA, N. V. Biology of the Barents Sea saithe, *Pollachius virens* (L.). **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, vol. 46, n. 3, pp. 447–459, 1961
- MITCHELL, S. J. Feeding of ling *Genypterus blacodes* (Bloch & Schneider) from 4 New Zealand offshore fishing grounds. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, vol. 18, n. 3, pp. 265–274, 1984.
- MOHAN, M. V.; SANKARAN, T. M. Two new indices for stomach content analysis of fishes. **Journal of Fish Biology**, vol. 33, n. 2, pp. 289–292, 1988.
- MONTAÑA, C. G.; WINEMILLER, K. O. Evolutionary convergence in Neotropical cichlids and Nearctic centrarchids: evidence from morphology, diet, and stable isotope analysis. **Biological Journal of the Linnean Society**, vol. 109, n. 1, pp. 146–164, 2013.
- MOOR, F. C.; WILKINSON, R. C.; HERBST, H. M. Food and feeding habits of *Oreochromis mossambicus* (Peters) in hypertrophic Hartbeespoort Dam, South Africa. **South African Journal of Zoology**, vol. 21, n. 2, pp. 170–176, 1986.
- MUIR, W. D.; EMMETT, R. L.; MCCONNELL, R. J. Diet of juvenile and subadult white sturgeon in the lower Columbia River and its estuary. **California Fish and Game**, vol. 74, n. 1, pp. 47–54, 1986.
- MUÑOZ, A. A.; OJEDA, F. P. Guild structure of carnivorous intertidal fishes of the Chilean coast: implications of ontogenetic dietary shifts. **Oecologia**, vol. 114, n. 4, pp. 563–573, 1998.
- MUNRO, J. L. The food of a community of East African freshwater fishes. **Journal of Zoology London**, vol. 151, n. 1, pp. 389–415, 1967.
- NATARAJAN, A. V.; JHINGRAND, A. G. Index of preponderance - a method of grading the food elements in the stomach analysis of fishes. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 8, n. 1, pp. 54–59, 1961.
- NEWSOME, G. E.; GEE, J. H. Preference and selection of prey by creek chub (*Semotilus atromaculatus*) inhabiting the Mink River, Manitoba. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 56, n. 2, pp. 2486–2497, 1978.
- NWADIARO, C., OKORIE, P. Feeding habit of the African bagrid *Chrysichthys filamentous* in a Nigerian Lake. **Japanese Journal of Ichthyology**, vol. 33, n. 4, pp. 376–383, 1987.
- O'BRIEN, K.; FIVES, J. M. The feeding relationships of a small demersal fish community in the western Irish Sea. **Irish Fisheries Investigations. Series B (Marine)**, vol. 41, n. 1, pp. 1–12, 1994.

- OJEDA, F. P.; DEARBORN, J. H. Feeding ecology of benthic mobile predators: experimental analyses of their influence in rocky subtidal communities of the Gulf of Maine. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 149, n. 1, pp. 13–44, 1991.
- OOSTEN, J. V.; DEASON, H. J. Remarks on populations of the shad (*Alosa sapidissima*) along the Atlantic coast region. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 67, n. 1, pp. 155–177, 1938.
- PALMISANO, J. J.; HELM, W. T. Freshwater food habits of "*Salvelinus malma*" (Walbaum) on Amchitka Island, Alaska. **BioScience**, vol. 21, n. 12, pp. 637–641, 1971.
- PASQUAUD, S.; GIRARDIN, M.; ÉLIE, P. Diet of gobies of the genus *Pomatoschistus* (*P. microps* and *P. minutus*), in the Gironde estuary (France). **Cybium**, vol. 28, n. 1, pp. 99–106, 2004.
- PEARSON, M.; GAGE, J. D. Diets of some deep-sea brittle stars in the Rockall Trough. **Marine Biology**, vol. 82, n. 3, pp. 247–258, 1984.
- PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, vol. 15, n. 1, pp. 10–19, 2006.
- PETHYBRIDGE, H.; DALEY, R. K.; NICHOLS, P. D. Diet of demersal sharks and chimaeras inferred by fatty acid profiles and stomach content analysis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 409, n. 1-2, pp. 290–299, 2011.
- PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IVERSON, I. L. K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. **California Department of Fish and Game. Fish Bulletin**, vol. 152, n. 1, pp. 1–105, 1971.
- PITCHER, K. W.; CALKINS, D. G. **Biology of the harbor Seal, *Phoca vitulina richardsi*, in the Gulf of Alaska**. Alaska: Alaska Department of Fish and Game, 1979.
- PITCHER, K. W. Food of the harbor seal, *Phoca vitulina richardsi*, in the Gulf of Alaska. **Fishery Bulletin**, vol. 78, n. 2, pp. 544–549, 1980.
- PITCHER, K. W. Prey of the Steller sea lion, *Eumetopias jubatus*, in the Gulf of Alaska. **Fishery Bulletin**, vol. 79, n. 3, pp. 467–472, 1981.
- POLLARD, D. A. The biology of a landlocked form of the normally catadromous salmoniform fish *Galaxias maculatus* (Jenyns). V. Composition of the diet. **Marine and Freshwater Research**, vol. 24, n. 3, pp. 281–295, 1973.
- POPOVA, O. A.; RESHETNIKOV, Y. S. On complex indices in investigation of fish feeding. **Journal of Ichthyology**, vol. 51, n. 8, pp. 686–691, 2011.

- POWLES, P. M. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (*Gadus callarias* L.) in the Southwestern Gulf of St. Lawrence. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 15, n. 6, pp. 1383–1402, 1958.
- PRAKASH, A. Seasonal changes in feeding of coho and chinook (spring) salmon in Southern British Columbia waters. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, vol. 19, n. 5, pp. 851–866, 1962.
- PRICE, C. J.; TONN, W. M.; PASZKOWSKI, C. A. Intraspecific patterns of resource use by fathead minnows in a small boreal lake. **Canadian Journal of Zoology**, vol. 69, n. 8, pp. 2109–2115, 1991.
- PROBST, W. E.; RABENI, C. F.; COVINGTON, W. G.; MARTENEY, R. E. Resource use by stream-dwelling Rock bass and smallmouth bass. **Transactions of the American Fisheries Society**, vol. 113, n. 3, pp. 283–294, 1984.
- RAO, K. S. Food and feeding habits of fishes from trawl catches in the Bay of Bengal with observations on diurnal variation in the nature of the feed. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 11, n. 1, pp. 277–314, 1964.
- RAYMUNDO-HUIZAR, A. R.; LOZANO, M. S. Hábitos alimentarios del pez triglido *Prionotus ruscarius* (Gilbert & Starks, 1904) durante 1996, en las costas de Jalisco y Colima, México. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, vol. 43, n. 1, pp. 7–15, 2008.
- RESHETNIKOV, Y. S.; AMENCIO, L. S.; PROVOROVA, G. Y.; TRUNOV, V. L. Feeding of fish in the Ucayali Basin. **Ekologiya i kultivirovanie anazonskikh ryb (Ecology and Cultivation of Amazonian Fish)**, pp. 66–143, 1993.
- REYES-MARCHANT, P.; CRAVINHO, A.; LAIR, N. Food and feeding behaviour of roach (*Rutilus rutilus*, Linné 1758) juveniles in relation to morphological change. **Journal of Applied Ichthyology**, vol. 8, n. 1-4, pp. 77–89, 1992.
- ROSECCHI, E.; NOUAZE, Y. Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. **Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes**, vol. 49, n. 3-4, pp. 111–123, 1987.
- SALVADOR-Jr, L. F.; SALVADOR, G. N.; SANTOS, G. B. Morphology of the digestive tract and feeding habits of *Loricaria lentiginosa* Isbrücker, 1979 in a Brazilian reservoir. **Acta Zoologica (Stockholm)**, vol. 90, n. 2, pp. 101–109, 2009.
- SANTOS, E. P. **Dinâmica de populações aplicada à pesca e piscicultura**. São Paulo: HUCITEC-EDUSP, 1978.

- SANTOS, J.; BORGES, T. Trophic relationships in deep-water fish communities off Algarve, Portugal. **Fisheries Research**, vol. 51, n. 2-3, pp. 337–341, 2001.
- SIMENSTAD, C. A. ADF&G-OCS Fish Food Habits Analysis. **Annual Reports of Principal Investigators**, vol. 4, n. 1, pp. 411–446, 1977.
- SIMENSTAD, C. A., KINNEY, W. J. **Trophic relationships of outmigrating chum salmon in Hood Canal, Washington 1977**. Washington: Washington State Department of Fisheries, 1978.
- SHEPHERD, S. A.; CLARKSON, P. S. Diet, feeding behaviour, activity and predation of the temperate blue-throated wrasse, *Notolabrus tetricus*. **Marine and Freshwater Research**, vol. 52, n. 3, pp. 311–322, 2001.
- SINHA, V. R. P.; JONES, J. W. On the food of the freshwater eels and their feeding relationship with the salmonids. **Journal of Zoology London**, vol. 153, n. 1, pp. 119–137, 1967.
- SMYLY, W. J. P. On the biology of the stone-loach *Nemacheilus barbatula* (L.). **Journal of Animal Ecology**, vol. 24, n. 1, pp. 167–186, 1955.
- SOMERTON, D. A. Detecting differences in fish diets. **Fishery Bulletin**, vol. 89, n. 1, pp. 167–169, 1991.
- SOUTHERN, R. Reports from the Limnological Laboratory. III. The food and growth of brown trout from Lough Derg and the River Shannon. **Proceedings of the Royal Irish Academy, Section B**, vol. 42, n. 1934/1935, pp. 87–172, 1935.
- SWYNNERTON, G. H.; WORTHINGTON, E. B. Note on the food of fish in Haweswater (Westmorland). **Journal of Animal Ecology**, vol. 9, n. 2, pp. 183–187, 1940.
- TESTER, A. L. Food of the small-mouthed black bass (*Micropterus dolomieu*) in some Ontario waters. **Ontario Fisheries Research Laboratory**, vol. 46, n. 1, pp. 171–203, 1932.
- THOMERSON, J. E.; WOOLDRIDGE, D. P. Food habits of allotopic and syntopic populations of the topminnows *Fundulus olivaceus* and *Fundulus notatus*. **The American Midland Naturalist**, vol. 84, n. 2, pp. 573–573, 1970.
- THOMPSON, R. B. Food of the squawfish *Ptychocheilus oregonensis* (Richardson) of the Lower Columbia River. **Fishery Bulletin**, vol. 158, n. 1, pp. 43–58, 1959.
- TIPPETS, W. E.; MOYLE, P. B. Epibenthic feeding by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in the McCloud River, California. **Journal of Animal Ecology**, vol. 47, n. 2, pp. 549–559, 1978.
- TOOR, H. S. Biology and fishery of the pig-face bream, *Lethrinus lentian* Lacepede I. Food and feeding habits. **Indian Journal of Fisheries**, vol. 11, n. 2, pp. 559–580, 1964.

- TOWNSEND, D. W. The relations between larval fishes and zooplankton in two inshore areas of the Gulf of Maine. **Journal of Plankton Research**, vol. 5, n. 2, pp. 145–173, 1983.
- UDO, M. T. Trophic attributes of the mudskipper, *Periophthalmus barbarus* (Gobiidae: Oxudercinae) in the mangrove swamps of Imo River Estuary, Nigeria. **Journal of Environmental Sciences (China)**, vol. 14, n. 4, pp. 508–517, 2002.
- VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 45, n. 2, pp. 223–232, 2002.
- VILLIERS, L. The feeding of juvenile goby *Deltentosteus quadrimaculatus* (Pisces, Gobiidae). **Sarsia**, vol. 67, n. 3, pp. 157–162, 1982.
- VIVIEN, M. L. Régimes et comportements alimentaires de quelques poissons des récifs coralliens de Tuléar (Madagascar). **La Terre et La Vie**, vol. 27, n. 4, pp. 551–577, 1973.
- WALLACE, D. C. Feeding behavior and developmental, seasonal and diel changes in the food of the silverjaw minnow, *Ericymba buccata* Cope. **The American Midland Naturalist**, vol. 95, n. 2, pp. 361–361, 1976.
- WATERS, D. S.; KWAK, T. J.; ARNOTT, J. B.; PINE, W. E. Evaluation of stomach tubes and gastric lavage for sampling diets from blue catfish and flathead catfish. **North American Journal of Fisheries Management**, vol. 24, n. 1, pp. 258–261, 2004.
- WILLOUGHBY, N. G.; TWEDDLE, D. The ecology of the catfish *Clarias gariepinus* and *Clarias ngamensis* in the Shire Valley, Malawi. **Journal of Zoology London**, vol. 186, n. 4, pp. 507–534, 1978.
- XIE, S.; CUI, Y.; LI, Z. Dietary-morphological relationships of fishes in Liangzi Lake, China. **Journal of Fish Biology**, vol. 58, n. 6, pp. 1714–1729, 2001.
- ZANDER, C. D. Feeding ecology of littoral gobiid and blennioid fish of the Banyuls area (Mediterranean Sea). I. Main food and trophic dimension of niche and ecotope. **Vie et Milieu**, vol. 32, n. 1, pp. 1–10, 1982.

;

## 6. CONCLUSÃO GERAL

Na região Neotropical, as diversidades de habitats e espécies existentes em um mesmo corpo d'água impõem desafios para a amostragem e a análise das comunidades de peixes dulcícolas. Na bacia do rio Verde, o emprego de diferentes apetrechos de pesca em um desenho amostral padronizado e sinótico associados a análises de curvas de rarefação interpoladas e extrapoladas baseadas em número de indivíduos, estimadores de diversidade e cobertura, permitiu a comparação robusta de diferentes comunidades.

As atividades humanas sobre os ambientes aquáticos e as paisagens terrestres adjacentes aos ambientes dulcícolas têm potencial para diminuir a complexidade ambiental, a qualidade de água e, conseqüentemente, afetar a composição e estrutura da biota associada a esses ambientes, levando a perda de espécies e de serviços ecossistêmicos. Na *BRV*, as atividades humanas desenvolvidas na região levaram à diminuição gradativa da qualidade ambiental, no sentido cabeceira-foz, afetando a diversidade de espécies ictíicas e suas abundâncias. Efeitos negativos também foram observados nos comportamentos alimentares dessas espécies, incluindo aumento da ingestão de sedimentos e flutuações no consumo de diferentes categorias alimentares. Análises integrativas baseadas em curvas de rarefação, traços funcionais ecomorfológicos, dados de dieta e informações ambientais empregando técnicas multivariadas permitiram identificar e explicar as diferenças observadas na estruturação das comunidades ictíicas da *BRV* e nos seus comportamentos de forrageio, distinguindo influências interespecíficas, espaciais, temporais e antrópicas. Tal abordagem pode e deve ser aplicada em novos estudos sobre o tema, na *BRV*, na ecorregião do alto rio Paraná e em outros ecossistemas aquáticos, dando suporte à conservação e ao uso sustentável dos sistemas dulcícolas, das suas paisagens terrestres de entorno e da biota a eles associada.

Quanto aos métodos para avaliação da ecologia trófica de peixes, sugere-se que os termos e equações aqui padronizados sejam adotados como referência. Recomenda-se que os métodos de *frequência de ocorrência* e a *frequência gravimétrica/volumétrica* sejam adotados nos estudos de ecologia trófica de peixes. Ambos os métodos, quando adequadamente calculados, atendem ao princípio da repetição, assegurando a variabilidade dos dados e reduzindo vieses relacionados a variações individuais. Deve-se abandonar a utilização de métodos compostos, que simplificam a matriz original de dados e, quando não produzem resultados redundantes, diminuem a qualidade da informação passível de ser avaliada. Sempre que possível, a utilização de análises multivariadas auxilia a obtenção de informações relevantes a partir das matrizes de

dados de alimentação. Resultados oriundos dessas análises são robustos e capazes de revelar tendências e comportamentos alimentares e relações intra e interespecíficas, padrões espaciais e temporais, e a influências de atividades antrópicas sobre o ambiente e a biota.