

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Jaguaribe (Ceará) no cenário pré-transposição do Rio São Francisco, Nordeste, Brasil

VITÓRIA MARIA MOREIRA DE LIMA

Orientadora: Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda

Coorientadora: Dra. Rosemara Fugi

JOÃO PESSOA

2022

VITÓRIA MARIA MOREIRA DE LIMA

Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Jaguaribe (Ceará) no cenário pré-transposição do Rio São Francisco, Nordeste, Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Área de concentração: Ecologia de Populações e Comunidades.

Orientadora: Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda

Coorientadora: Dra. Rosemara Fugi

JOÃO PESSOA

2022

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

L732e Lima, Vitoria Maria Moreira de.
Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Jaguaribe
(Ceará) no cenário prétransposição do Rio São
Francisco, Nordeste, Brasil / Vitoria Maria Moreira de
Lima. - João Pessoa, 2022.
63 f. : il.

Orientação: Ana Carolina Figueiredo Lacerda.
Coorientação: Rosemara Fugi.
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN.

1. Ictiologia - Ceará (semiárido). 2. Peixes -
Dieta. 3. Amplitude do nicho. 4. Gradiente
longitudinal. I. Lacerda, Ana Carolina Figueiredo. II.
Fugi, Rosemara. III. Título.

UFPB/BC

CDU 597.2/.5(813.1)(043)

VITÓRIA MARIA MOREIRA DE LIMA

Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Jaguaribe (Ceará) no cenário pré-transposição do Rio São Francisco, Nordeste, Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestra e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Profa. Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda
Universidade Federal da Paraíba (Presidente)

Dra. Rosemara Fugi
Universidade Estadual de Maringá (Membro)

Prof. Dr. Rosemberg Fernandes de Menezes
Universidade Federal da Paraíba (Membro interno)

Dra. Rosa Maria Dias
Universidade Estadual de Maringá (Membro externo)

Dra. Yasmin Silvia Lustosa Costa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (Suplente)

Dr. Ricardo Koroiva
Universidade Federal da Paraíba (Suplente)

**Ata da 354ª Apresentação e Banca de Defesa de
Mestrado de VITORIA MARIA MOREIRA DE
LIMA**

Ao(s) oito dias do mês de março de dois mil e vinte e dois, às 10:00 horas, no(a) Ambiente Virtual, da Universidade Federal da Paraíba, reuniram-se, em caráter de solenidade pública, membros da banca examinadora para avaliar a dissertação de mestrado de **VITORIA MARIA MOREIRA DE LIMA**, candidato(a) ao grau de Mestre(a) em Ciências Biológicas. A banca examinadora foi composta pelos seguintes membros: **Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda (Orientadora - UFPB/PB); Dr. Rosenberg Fernandes de Menezes (UFPB/PB); Dra. Rosa Maria Dias (UEM/PR)**. Compareceram à solenidade, além do(a) candidato(a) e membros da banca examinadora, alunos e professores do PPGCB. Dando início à sessão, a coordenação fez a abertura dos trabalhos, apresentando o(a) discente e os membros da banca. Foi passada a palavra ao(à) orientador(a), para que assumisse a posição de presidente da sessão. A partir de então, o(a) presidente, após declarar o objeto da solenidade, concedeu a palavra a **VITORIA MARIA MOREIRA DE LIMA**, para que dissertasse, oral e sucintamente, a respeito de seu trabalho intitulado **“Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Jaguaribe (Ceará) no cenário pré-transposição do Rio São Francisco, Nordeste, Brasil”**. Passando então a discorrer sobre o aludido tema, dentro do prazo legal, o(a) candidato(a) foi a seguir arguido(a) pelos examinadores na forma regimental. Em seguida, passou a Comissão, em caráter secreto, a proceder à avaliação e julgamento do trabalho, concluindo por atribuir-lhe o conceito APROVADA. Perante o resultado proclamado, os documentos da banca foram preparados para trâmites seguintes. Encerrados os trabalhos, nada mais havendo a tratar, eu, orientador(a), como presidente, lavrei a presente ata que, lida e aprovada, assino juntamente com os demais membros da banca examinadora.

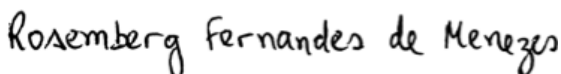
João Pessoa, 08/03/2022.



Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda (Orientadora)



Dra. Rosa Maria Dias
Examinadora



Dr. Rosenberg Fernandes de Menezes
Examinador



VITORIA MARIA MOREIRA DE LIMA
(discente ciente do resultado)

(Em modo de webconferência, as assinaturas digitalizadas são certificadas pelo presidente da banca)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família que possibilitou que esse caminho pudesse ser trilhado, sempre abrindo portas em nome da minha educação e me fazendo acreditar que eu chegaria aonde quisesse.

À minha orientadora Ana Carolina, agradeço a paciência durante todos esses anos e, principalmente, durante os dois últimos na execução deste projeto que foi um grande desafio em meio ao cenário apocalíptico em que vivemos. Espero um dia ser pelo menos metade da orientadora que és e de tudo que representa para os alunos.

À toda equipe que integrou ou somou de alguma forma ao Projeto Jaguaribe. Muitos dias de coleta, identificação e triagem fortalecem qualquer laço, principalmente quando regados a café e cajuína. Telton, Yuri, Lucca, Brenda, Nathalia, obrigada por tudo.

À maior parceira acadêmica que eu poderia ter: Julia Falkenberg. Uma das principais incentivadoras para cada um dos meus passos, e não obstante uma das minhas melhores amigas.

Aos integrantes do Laboratório de Microbiologia, Hidrologia e Parasitologia pelo companheirismo. Em especial a Marcy e Melo pelas análises da água e pelos conhecimentos compartilhados, mesmo que a distância.

À Rosemara Fugui pela orientação, ajuda e conselhos. Mesmo não me conhecendo, topou uma coorientação em meio a pandemia com uma aluna do outro lado do país. E ainda trouxe Katia para agregar ainda mais a tudo que fizemos. Obrigada por tudo, Ro e Katia.

Aos professores que passaram pela minha formação, seja nas disciplinas, nas avaliações de seminários, ou prestando auxílio quando precisei na identificação dos itens alimentares. Em especial ao grande entomólogo Prof. Alexandre Colavite.

A Nildo e Alessandra, responsáveis pelos serviços gerais do Departamento de Sistemática e Ecologia. Em todo o período que tive que passar no laboratório durante a

pandemia para concluir esse trabalho, muitas vezes eles foram minha única companhia, sempre dispostos a ajudar.

À Universidade Federal da Paraíba e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Sou privilegiada por poder estudar/trabalhar onde me sinto em casa.

Ao CNPq pela bolsa concedida. A valorização da pesquisa é fundamental em qualquer nação, e urgente no Brasil. Que essa não seja uma limitação para a ciência e que outros possam ter as mesmas oportunidades que tive.

Aos meus grandes amigos, de João Pessoa e de Patos. A Manu e Suzy pela companhia e apoio durante todos esses anos; Thiago que foi de incentivo e companheirismo essenciais em toda essa trajetória; e Breno que me acompanha a cada passo dado. Se eu fosse listar todos seria uma lauda inteira só para vocês, sou muito sortuda por ter cada um em minha vida.

À banca que prontamente se disponibilizou a fazer suas considerações sobre este trabalho. Admiro o trabalho de cada um e é uma honra poder contar com seus comentários.

Por fim, aos peixes que foram sacrificados em nome da ciência.

RESUMO

A ecologia trófica fornece informações acerca da alimentação dos organismos, possibilitando o entendimento do papel ecológico desempenhado pelas espécies, e isso permite compreender a complexidade das relações tróficas de um ecossistema. O objetivo deste estudo foi avaliar a dieta e estrutura trófica da ictiofauna da bacia do Rio Jaguaribe, um dos maiores rios temporários do mundo, em escala temporal e espacial. As coletas foram realizadas no momento anterior à chegada das águas da transposição do Rio São Francisco, sendo assim, o ambiente aqui exposto já não existe mais na natureza da forma que o descrevemos. As amostragens foram realizadas em períodos de estiagem (out/2019) e chuvoso (mar/2020), nas porções alta, média e baixa da bacia, totalizando nove pontos de coleta. Os métodos de coleta foram padronizados em redes de arrasto e tarrafas para os peixes, e o ambiente aquático foi caracterizado através da obtenção de variáveis físicas, químicas e análises de nutrientes. Dentre as 40 espécies de peixes coletadas, 25 tiveram seus itens alimentares analisados através do método volumétrico (IAi), agrupando em nove recursos alimentares que compuseram as guildas tróficas: Insetos, Collembola, Moluscos, Decapoda, Microcrustáceos, Peixes, Algas, Vegetal superior e Detrito. Para comparar os volumes dos itens alimentares (mL) no espaço (baixo, médio e alto Jaguaribe) e no tempo (estiagem e chuvas) foram executadas Análises De Variância Permutacional (PERMANOVA). A amplitude de nicho foi obtida através de uma Análise de Dispersão Multivariada com Permutação (PERMDISP), ambas utilizando a distância de Bray Curtis como medida de similaridade. Os dados abióticos foram ordenados através de Análise de Componentes Principais (PCA). Para a estrutura trófica foram determinadas sobreposição de nicho, abundância e riqueza das espécies por guilda trófica, e comparadas a nível temporal e espacial para avaliação da presença de um gradiente longitudinal. Os principais recursos consumidos pela ictiofauna do Rio Jaguaribe foram detritos e insetos. Houve variação espacial e temporal na dieta e estrutura trófica da comunidade, sendo a variação espacial entre porções do rio com maior representação significativa para a amplitude. Foi possível identificar um padrão de agregação no período chuvoso, enquanto na estiagem a distribuição para o consumo de recursos é mais homogeneizada. O Rio Jaguaribe não apresenta um padrão de variação longitudinal, destacando a necessidade de abordagens integrativas para a descrição de ambientes lóticos de semiárido.

Palavras-chave: Dieta. Peixes. Amplitude do nicho. Semiárido. Gradiente longitudinal.

**Trophic ecology of the ichthyofauna from the Jaguaribe River (Ceará state, Brazil)
before the São Francisco River transposition**

ABSTRACT

The trophic ecology provides information about organisms feeding habits in natural environment, making possible to understand about ecological role played by the species involved, and that enable to comprise the complexity of ecosystem trophic relations. The aim of this study was to evaluate the diet and trophic structure of the ichthyofauna from the Jaguaribe River basin, one of the biggest temporary rivers in the world, considering temporal and spatial variation. The samples were taken at the exact moment before the waters of the São Francisco River transposition arrive; thus, the scenario exposed in this study no longer exists. The samplings occurred in the dry (oct/2019) and rainy (mar/2020) seasons in the main course of the basin, totalizing nine sampling points. The sampling methods were standardized with dragnets (10 m) and cast nets (6 times for point) to catch the fishes. Water variables were taken in situ, and water was collected for the nutrient analysis. Within the 40 fish species that were collected, 26 had their food items analyzed using volumetric methods, and were grouped into nine food resources categories, that were classified into trophic guilds: Insects, Collembola, Mollusca, Decapoda, Microcrustaceans, Fish, Algae, Superior vegetal and Detritus. For the diet analysis, the food items volumes (mL) were evaluated with Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), and the niche breadth with Permutational analysis of multivariate dispersions (PERMDISP), both using the Bray-Curtis abundance distance as similarity measure. The abiotic data were ordinated by a Principal Component Analysis (PCA). The trophic structure was determined through the niche overlap, species abundance and richness to each trophic guild, and compared at temporal and spatial scales, to evaluate the presence of a longitudinal gradient. The main resources consumed by the ichthyofauna from Jaguaribe River basin were detritus and insects. There was spatial variation and temporal in the assemblage diet and trophic structure, which the spatial one between the river portions was most significant for the niche breadth. The ichthyofauna shows aggregation pattern in the rainy season, while the dry season shows a pattern of homogenized resource consumption. Jaguaribe River basin does not shows a longitudinal variation pattern, highlighting the integrative approach needed for the description of lotic environments at semiarid regions.

Keywords: Diet. Fishes. Niche breadth. Semiarid. Longitudinal gradient.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Lista das espécies coletadas na bacia do Rio Jaguaribe (Ceará), classificadas em famílias e ordens, e seus respectivos códigos de identificação na Coleção de Ictiologia da Universidade Federal da Paraíba.

Tabela 2: Resultado das análises de PERMANOVA do volume dos itens alimentares por porção da bacia (alta, média e baixa), e por estação (estiagem e chuvosa). Os valores de p marcados com asterisco (*) foram significativos.

Tabela 3: Valores de amplitude de nicho obtidos a partir de PERMDISP. Os valores de p marcados com asterisco (*) foram significativos.

Tabela 4: Valores do Índice de Importância Alimentar (IAi %) dos recursos alimentares e guildas tróficas das espécies por período (E = estiagem e C = chuvosa). AL = algívoros; HE = herbívoros; IN = insetívoros; CA = carcinófagos; ZO = zooplactívoros; IA = invertívoros aquáticos; IT = invertívoros terrestres; DE = detritívoros; PI = Piscívoros; e ON = onívoros. Em destaque valores de IAi acima de 60%, que indicam a guilda trófica a qual a espécie pertence, com exceção de onívoros, em cuja dieta não há predomínio de um recurso alimentar, além do consumo de recursos de origem animal e vegetal em proporções semelhantes.

Tabela 5: Valores do Índice de Importância Alimentar (IAi %) dos recursos alimentares e guildas tróficas das espécies por trecho (A= alto; M= média; B= baixo). AL = algívoros; HE = herbívoros; IN = insetívoros; CA = carcinófagos; ZO = zooplactívoros; IA = invertívoros aquáticos; IT = invertívoros terrestres; DE = detritívoros; PI = Piscívoros; e ON = onívoros. Em destaque os valores acima de 60%, que indicam a guilda trófica a qual a espécie pertence, com exceção de onívoros, em cuja dieta não há predomínio de um recurso alimentar, além do consumo de recursos de origem animal e vegetal em proporções semelhantes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização dos pontos de coleta ao longo da bacia do Jaguaribe, estado do Ceará, Brasil.

Figura 2: Pontos de amostragem nas estações de estiagem e chuvas. A (estiagem) e B (chuvas): Ponto 1, Jati/CE; C (estiagem) e D (chuvas): Ponto 2, Aurora/CE.

Figura 3: Pontos de amostragem nas estações de estiagem e chuvas. A (estiagem) e B (chuvas): Ponto 4, Icó (Cruzeirinho)/CE; C (estiagem) e D (chuvas): Ponto 5, Jaguaribe/CE; E (estiagem): Ponto 6, Jaguaribe/CE.

Figura 4: Pontos de amostragem nas estações de estiagem e chuvas. A (estiagem) e B (chuvas): Ponto 7, Quixeré/CE; C (estiagem) e D (chuvas): Ponto 8, Russas/CE; E (estiagem): Ponto 6, Jaguaruana/CE.

Figura 5: Precipitação média (mm³) na área de estudo, Bacia do Jaguaribe/CE, no período de um ano, incluindo as coletas realizadas em outubro/2020 (estiagem) e março/2021 (chuvas). Os dados foram obtidos no Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (BDMEP/INMET), 2021.

Figura 6: Valores das variáveis abióticas (temperatura, pH, potencial de oxirredução, condutividade, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos) entre períodos e entre trechos do rio.

Figura 7: Valores das variáveis abióticas (salinidade, amônia, fosfato, nitrato e nitrito) entre estações e entre porções da bacia.

Figura 8: Volume (%) dos recursos alimentares consumidos pela ictiofauna do rio Jaguaribe.

Figura 9: Volume dos recursos alimentares (%) consumidos por períodos (Chuvoso e Estiagem).

Figura 10: Volume dos recursos alimentares (%) consumidos por trechos do rio (Alto, Médio e Baixo Jaguaribe).

Figura 11: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para ordenação dos resultados da PERMDISP entre espécies e consumo de recursos, no período de estiagem.

Figura 12: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para ordenação dos resultados da PERMDISP entre espécies e consumo de recursos, no período chuvoso.

Figura 13: Dendrogramas de similaridade da sobreposição de nicho, utilizando o índice de Jaccard para visualização dos agrupamentos por estações (estiagem e chuvoso).

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 Ecologia trófica	12
1.2 Ambientes aquáticos continentais	13
1.3 O projeto de transposição do Rio São Francisco	15
2 MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1 Área de estudo	18
2.2 Caracterização ambiental	19
2.3 Ictiofauna	19
2.4 Dieta	23
2.5 Análises estatísticas	25
3 RESULTADOS	26
3.1 Caracterização ambiental	26
3.2 Ictiofauna	30
3.3 Dieta	32
4 DISCUSSÃO	48
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO

1.1. Ecologia trófica

Entender como as espécies se relacionam com os recursos disponíveis no ambiente é parte fundamental da ecologia de ecossistemas (WINEMILLER & PIANKA, 1990). Conceitos como os de predação e competição são determinados por essas relações interespecíficas, e a partir delas é possível descrever os processos que envolvem populações e comunidades, além de subsidiar práticas de conservação e manejo (RELYEA & RICKLEFS, 2021). A compreensão do papel desses mecanismos como mediadores da coexistência de espécies proximamente relacionadas é um dos objetivos da ecologia trófica (MONCAYO-ESTRADA *et al.*, 2011; WALKER *et al.*, 2013).

A ecologia trófica fornece informações acerca da alimentação dos indivíduos no ambiente natural, possibilitando o estudo sobre o papel ecológico desempenhado pelas espécies envolvidas, e isso auxilia pesquisadores na busca pelo conhecimento sobre a complexidade das relações tróficas de um ecossistema aquático (WINDELL & BOWEN, 1978). A ictiofauna em si pode ser um excelente indicador ambiental (KARR, 1981) e o conteúdo estomacal dos peixes possibilita um vislumbre das espécies mais abundantes em outros níveis tróficos através da disponibilidade de alimento encontrado (NOVAKOWSKI *et al.*, 2007). As guildas tróficas são utilizadas para simplificar as interações interespecíficas e agrupar, com base nos recursos alimentares consumidos, as populações de determinado ambiente, resultando em uma compreensão manejável da comunidade através da categorização dos itens alimentares (HARGREAVES *et al.*, 2017).

Para entender o papel desempenhado pelas espécies nas comunidades, é essencial compreender o conceito de nicho, descrito por Hutchinson (1957) como uma unidade multidimensional que determina a viabilidade de sobrevivência de uma população, sendo possível, a partir disso, mensurar as relações entre organismos e ambiente através de mecanismos de partição de recursos. Para tanto, são utilizadas medidas como a amplitude de nicho, que possibilita a visualização do espectro alimentar da espécie, assim como sua organização e variações em escalas temporal e espacial (CORREA *et al.*, 2011). Dessa forma, quanto mais próximo a zero o valor da amplitude, maior a especialização da espécie em determinado local. Outra métrica utilizada na ecologia

trófica é a sobreposição de nicho, que possibilita a visualização das interações interespecíficas. A partir dela é possível identificar se as espécies coexistem compartilhando o nicho, e sua quantificação consiste em uma importante ferramenta para entender como múltiplas espécies se distribuem em relação ao uso dos recursos (GEANGE *et al.*, 2011).

Fatores ambientais podem comprometer a disponibilidade de recursos alimentares e influenciar a dieta dos peixes, (LUZ-AGOSTINHO, 2008; CARNIATTO *et al.* 2012; DANTAS *et al.*, 2015; NEVES *et al.*, 2018; PEASE *et al.*, 2019; SANCHEZ-HERNANDEZ *et al.*, 2021). Um exemplo disso são as mudanças no ciclo hidrológico, que geralmente são cíclicas e previsíveis. Porém, intervenções humanas podem mudar a previsibilidade de tais eventos, como barramentos no curso do rio para construção de reservatórios, sendo uma das principais consequências a alteração da disponibilidade de recursos alimentares para os peixes (AGOSTINHO *et al.*, 1999; HAHN & FUGI, 2008; DIAS *et al.*, 2020). Espécies com elevada plasticidade trófica podem variar suas dietas de acordo com a disponibilidade dos recursos (ABELHA *et al.*, 2001; CASSEMIRO *et al.*, 2002 HAHN & FUGI, 2008), enquanto outras, mais especialistas, podem chegar a ser localmente extintas por causa da baixa disponibilidade de recursos específicos (AGOSTINHO *et al.*, 1992).

1.2. Ambientes aquáticos continentais

Dentre os ambientes aquáticos continentais brasileiros, os da região semiárida destacam-se pelos severos períodos de estiagem, e representam cerca de 969.000 km² do território nacional, pelos severos períodos de estiagem (AB'SÁBER, 2003). Nestas áreas, onde a precipitação é menor que a evaporação, a baixa disponibilidade hídrica e fatores associados tem motivado a busca pelo entendimento de forma mais ampla do gerenciamento e manejo de corpos aquáticos e da biodiversidade associada (BARBOSA *et al.*, 2012). O impacto da alteração no regime hidrológico tem resposta ainda mais severa nessas regiões, potencializado principalmente por alterações antrópicas para suprir a crise hídrica durante o período de estiagem. Essa dinâmica facilmente alterável associada ao regime hidrológico natural de regiões áridas e semiáridas pode resultar em forte seleção por plasticidade fenotípica, fornecendo diferentes níveis de resiliência para algumas espécies, inclusive quando consideradas alterações antrópicas (PALKOVACS *et al.*, 2011). Com tais alterações, como barramento do curso do rio para construção de reservatórios, há aumento na

vulnerabilidade populacional das espécies de peixes, com risco de extinção local, em decorrência da tendência de fragmentação espacial da ictiofauna no decorrer da paisagem (FAULKS *et al.*, 2010).

Em regiões áridas e semiáridas, os rios intermitentes são os principais sistemas lóticos; tais ambientes estão cada dia mais ameaçados por mudanças climáticas, uso inadequado de terras, e intervenções humanas para captação de água. Seja pela estrutura natural do ambiente ou pelas intervenções antrópicas, rios intermitentes costumam ter um fluxo fragmentado, com trechos que se conectam na cheia, e desconectam durante a estiagem (DATRY *et al.*, 2014). Conceitos relacionados a um gradiente de produtividade no estudo de bacias hidrográficas foram elaborados como fatores delimitadores das comunidades associadas, integrando sistemas bióticos e abióticos, e demonstrando a caracterização a nível de paisagem ideal para identificar os processos que sustentam a biodiversidade (BUNN & ARTHINGTON, 2002). Os principais conceitos abordados na literatura são: o Conceito de Rio Contínuo (*River Continuum Concept* - RCC), proposto por Vannote e colaboradores (1980) e que é, até os dias atuais, amplamente utilizado como modelo de gradiente espacial longitudinal por todo o mundo, descrevendo o gradiente de variáveis esperado da nascente até a foz, com enfoque em regiões temperadas; o Conceito de Descontinuidade Seriada (*Serial Discontinuity Concept* – SDC) proposto por Ward & Stanford (1983) que integra ao RCC os efeitos de alterações antrópicas, com enfoque em reservatórios e; o Conceito de Pulso de Inundação (*Flood Pulse Concept* - FPC), baseado em áreas alagáveis de regiões tropicais, proposto por Junk e colaboradores (1989). Neste último, a maior produtividade concentra-se na área alagável da planície, e não em um contínuo longitudinal.

Outros conceitos relacionados a ecologia de paisagens continuam sendo incorporados à limnologia (MOURA & HENRI-SILVA, 2015), como o modelo de descrição de rios temporários de Larned e colaboradores (2010), que considera variações nos níveis de conectividade de fluxo, comuns em rios temporários, podendo resultar em agregações de comunidades isoladas em fragmentos, criando diferenças interespecíficas em um gradiente longitudinal. Contudo, modelos descritores de zonação de regiões áridas e semiáridas ainda não foram desenvolvidos. No Brasil, a estruturação trófica da ictiofauna de ambientes naturais em regiões semiáridas ainda não foi relacionada aos modelos de caracterização de rios.

1.3 O projeto de transposição do Rio São Francisco

Projetos de transposições de águas entre bacias hidrográficas são realizados por todo o mundo como uma forma de suprir necessidades hídricas de regiões áridas e semiáridas. Estados Unidos, Índia, China, Namíbia e Austrália são países que se destacam por seus projetos de transposição com grandes magnitudes (ZHANG, 2009; LIU & ZHENG, 2002; KHAN *et al.*, 1999; CHUNG & HELWEG, 1985; BETHUNE & CHIVELL, 1985; HUDSON, 1962), havendo estudos avaliando os efeitos de eventos desse tipo desde 1957 (LINDSEY, 1957). Porém, apenas a partir dos anos 90 o assunto começou a obter destaque na literatura científica. Dentre os principais impactos relacionados às transposições pelo mundo, um dos mais citados é a homogeneização de habitat para comunidades aquáticas nativas (KINGSFORD, 2000; ZHANG *et al.*, 2015).

O Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF) tem como objetivo levar as águas do maior rio da região Nordeste do Brasil a 12 milhões de pessoas em 390 municípios nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, áreas do semiárido com histórico de escassez hídrica (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2022). A obra, estruturada através de canais condutores interligando as áreas, divide-se em duas porções: o Eixo Leste, com 217 quilômetros, passando por Pernambuco e Paraíba; e o Eixo Norte, com 260 km passando por Pernambuco, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte (ALVES, 2019).

A modificação do regime sazonal das drenagens receptoras que até então caracterizava-se como intermitente é uma das preocupações geradas pelo impacto que o projeto pode causar ao ambiente. Após a transposição, essas alterações podem se tornar realidade em alguns dos principais rios da região Nordeste, que abastecem toda a região do semiárido, são eles: Jaguaribe, Apodi-Mossoró, Piranhas-Açu e Paraíba do Norte (PITTOCK *et al.*, 2009). A bacia do rio Paraíba do Norte, estado da Paraíba, foi a primeira a receber as águas da transposição (RAMOS *et al.*, 2018), e o estado do Ceará, através do Eixo Norte, foi o último estado dentro do planejamento das obras a receber a transposição através dos canais interligados à bacia do Rio Jaguaribe.

Desde o anúncio da transposição do Rio São Francisco, várias preocupações têm surgido, destacando-se as alterações no estado trófico ambiental e as variações nos parâmetros populacionais em todos os níveis tróficos do ecossistema (CRISPIM & WATANABE, 2000). Dentre os efeitos negativos esperados estão a homogeneização da

biota aquática e as mudanças na composição, estrutura e dinâmica dessas comunidades (VITULE & POZENATO, 2012). Alterações ambientais antrópicas como a formação de represas ou transposições ocasionam um comprometimento das interações bióticas, e os organismos podem responder de maneiras distintas às novas condições do ambiente após o evento estressor (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Com a transposição, é possível que a biota aquática seja drasticamente alterada através da introdução de espécies e aceleração da homogeneização da ictiofauna nativa, podendo ocasionar uma massiva perda de espécies (GALLARDO & ALDRIDGE 2018, DAGA *et al.*, 2020).

Impactos da transposição sobre a ictiofauna da região já vêm sendo registrados, como a avaliação de potenciais danos intraespecíficos de ciclídeos após a transferência das águas (BERBEL-FILHO *et al.*, 2016), além dos primeiros registros de ocorrência de espécies não-nativas nas bacias receptoras (RAMOS *et al.*, 2021).

Nas regiões de semiárido brasileiras, são escassas as informações acerca da dieta e estrutura trófica da ictiofauna de ambientes naturais, no entanto, vários estudos que abordam estes aspectos têm sido realizados em reservatórios. Alguns exemplos incluem a estrutura trófica da ictiofauna (NOVAES *et al.*, 2014, OLIVEIRA *et al.*, 2016), a influência do nível hidrológico em uma espécie nativa (MEDEIROS *et al.*, 2014), análise espaço-temporal da dieta de uma espécie não-nativa (OLIVEIRA *et al.*, 2018), avaliação de variações nas redes alimentares (BEZERRA *et al.*, 2018), avaliação da dieta com a oscilação do volume da água (OLIVEIRA *et al.*, 2018), e ecologia trófica de peixes detritívoros (OLIVEIRA *et al.*, 2020). Para a bacia do Rio Jaguaribe, considerado o maior rio intermitente do mundo (CASTRO *et al.*, 2020), estudos sobre ecologia trófica da ictiofauna ou interações em diferentes níveis tróficos são inexistentes, o que torna fundamental e urgente descrever a estrutura trófica da ictiofauna e entender as relações alimentares entre esses organismos para o desenvolvimento de planos de conservação e monitoramento efetivos.

Neste estudo, o objetivo geral foi descrever os padrões de consumo de recursos das espécies que compõem a ictiofauna da bacia do Rio Jaguaribe, no momento anterior imediato à chegada da transposição do Rio São Francisco, avaliando suas variações temporais e espaciais. Para tanto, foi descrita a dieta da ictiofauna, determinados os valores de amplitude e sobreposição do nicho trófico das espécies e identificadas as guildas tróficas predominantes, considerando a variação temporal, entre estações hidrológicas de estiagem e chuvosa, e espacial, entre os trechos alto, médio e baixo da bacia.

As seguintes questões foram formuladas: i) A composição da dieta das espécies e (ii) a amplitude do nicho trófico variam entre os períodos hidrológicos (estiagem e chuva) e entre os trechos do rio (alto, médio e baixo)? iii) A sobreposição na dieta entre as espécies difere entre os períodos de estiagem e chuva? iv) A composição das guildas tróficas varia entre os períodos de estiagem e chuvas e entre os trechos do rio (alto, médio e baixo)? Espera-se encontrar variação na dieta a nível espacial e temporal, considerando o fluxo desconexo de ambientes aquáticos de semiárido em períodos de estiagem e suas diversas alterações estruturais antropogênicas.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A bacia do Rio Jaguaribe está localizada no estado do Ceará (entre as latitudes 4°30' e 7°45' S e longitudes 37°30' e 41°00' O), possui uma área de drenagem de 72.560 km², 680 km de extensão, e cobre cerca de 48% do território do estado (COSTA *et al.*, 2016) (Figura 1). Fazem parte desta bacia hidrográfica as sub-bacias do Alto, Médio e Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado, que tem suas nascentes na Serra da Joanhina, Município de Tauá, e sua foz no Oceano Atlântico, litoral leste do estado do Ceará, na divisa dos municípios de Aracati e Fortim (COGERH, 2020). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BS, semiárido ou clima de estepe, com potencial de evaporação anual de aproximadamente 2200mm, enquanto a precipitação média anual varia de 500 a 900 mm/ano (GAISER *et al.*, 2003). Para superar a escassez de água e as secas recorrentes na região, diversas barragens e pequenos reservatórios foram construídos ao longo do curso da bacia do Jaguaribe, cujas capacidades de armazenamento alcançam 109 m³ (PETER *et al.*, 2014).

Nove pontos de coleta foram estabelecidos ao longo de toda a bacia do rio Jaguaribe, de acordo com suas sub-bacias (alto, médio e baixo Jaguaribe - Figura 1). As amostragens foram realizadas nos nove pontos estabelecidos, em outubro de 2019 (estiagem) e março de 2020 (chuvoso) (Figuras 2, 3 e 4), período anterior imediato à chegada das águas da transposição ao primeiro reservatório do estado do Ceará, prevista para acontecer no segundo semestre de 2020. Dados de precipitação média na bacia foram obtidos no Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (BDMEP/INMET, 2021) e são apresentados na Figura 5.

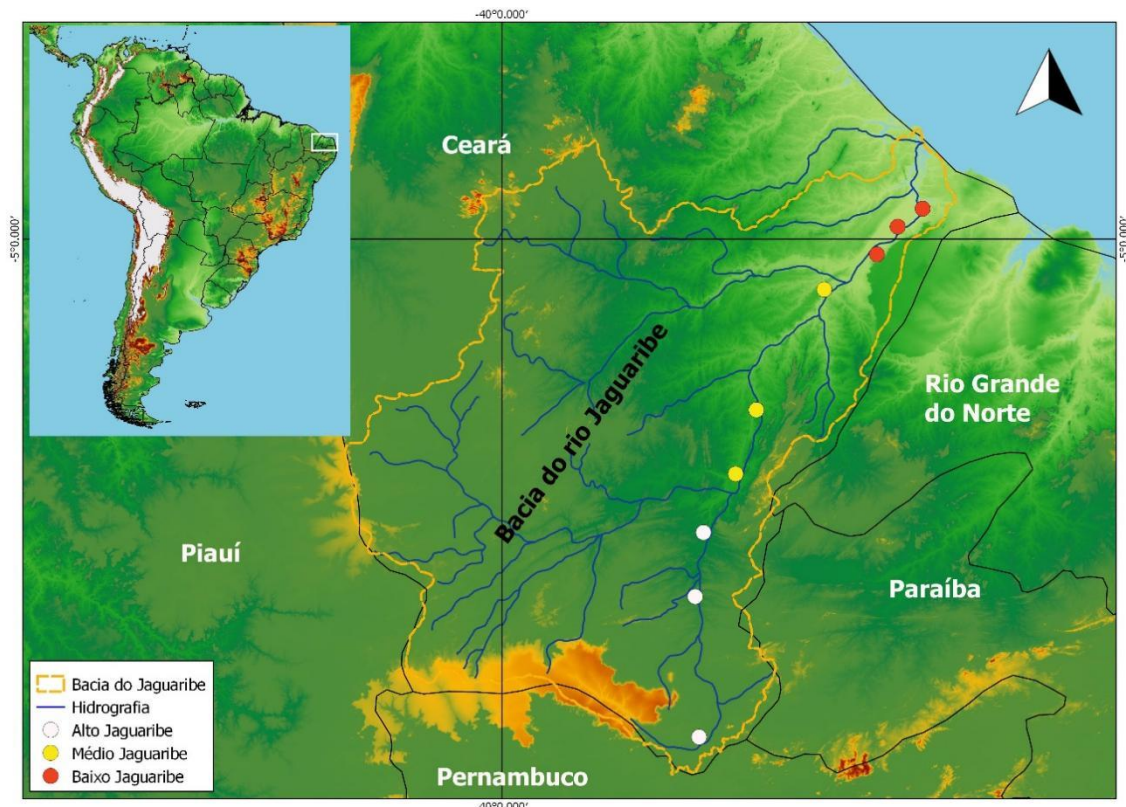


Figura 1: Localização da área de estudo e dos pontos de coleta ao longo da bacia do Jaguaribe, estado do Ceará, Brasil (Fonte: FALKENBERG, 2021. Não publicado).

2.2 Caracterização ambiental

Com o objetivo de caracterizar o ambiente, variáveis físico-químicas da água (temperatura, pH, potencial de oxirredução, condutividade, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e salinidade) foram medidas em cada um dos pontos, utilizando uma sonda multiparâmetros Horiba da série U-50. Ainda, em cada ponto foram coletadas amostras de água para a determinação das concentrações de nitrito, nitrato, amônia e fosfato. Os parâmetros físicos e químicos aferidos *in situ* foram analisados em laboratório de acordo com APHA (2005).

2.3 Ictiofauna

Para coleta da ictiofauna, foram emitidas autorizações através da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal da Paraíba, sob nº 4928110419, além da Licença de Coleta pelo Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio), sob nº 56416-4. Exemplares de todas as espécies coletadas foram depositados na Coleção Ictiológica da Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

Os peixes foram amostrados com redes de arrasto (10 m de comprimento e abertura de malha de 5 mm) e tarrafas (malha de 20 mm). Em cada ponto de coleta foram realizados dois arrastos e seis lances de tarrafa, no período do dia entre 08h e 17h. Os peixes coletados foram anestesiados em eugenol 5% e fixados em solução de formalina 10% (os maiores receberam injeção de formalina 10% para preservação dos tecidos) e, posteriormente, identificados com auxílio de especialistas do Laboratório de Sistemática e Ecologia de Peixes da Universidade Federal da Paraíba (LASEP/UFPB), medidos (comprimento total e padrão) e pesados.



Figura 2: Pontos de amostragem nas estações de estiagem e chuvas. A (estiagem) e B (chuvas): Ponto 1, Jati/CE; C (estiagem) e D (chuvas): Ponto 2, Aurora/CE; E (estiagem) e F (chuvas): Ponto 3, Icó/CE.



Figura 3: Pontos de amostragem nas estações de estiagem e chuvas. A (estiagem) e B (chuvas): Ponto 4, Icó (Cruzeirinho)/CE; C (estiagem) e D (chuvas): Ponto 5, Jaguaribe/CE; E (estiagem): Ponto 6, Jaguaribe/CE.



Figura 4: Pontos de amostragem nas estações de estiagem e chuvas. A (estiagem) e B (chuvas): Ponto 7, Quixeré/CE; C (estiagem) e D (chuvas): Ponto 8, Russas/CE; E (estiagem) e F (chuvas): Ponto 9, Jaguaruana/CE.

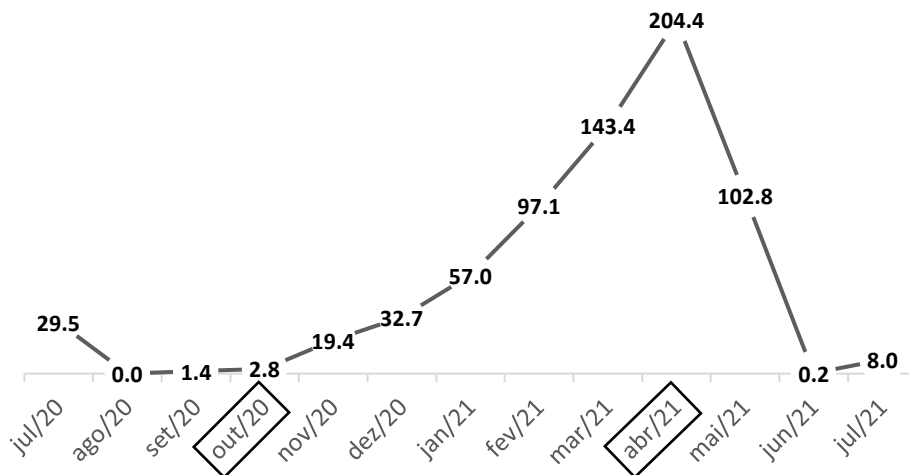


Figura 5: Precipitação média (mm) na área de estudo, Bacia do Jaguaribe/CE, no período de um ano, incluindo as coletas realizadas em outubro/2020 (estiagem) e março/2021 (chuvas). Os dados foram obtidos no Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (BDMEP/INMET), 2021.

2.4 Dieta

As espécies de peixes que tiveram pelo menos cinco indivíduos coletados foram eviscerados e tiveram seus estômagos retirados, pesados e preservados em etanol 70% para análise da dieta. Foi determinado um limite de dez indivíduos da mesma espécie por ponto para as análises de conteúdo estomacal. No momento da identificação dos itens alimentares, todos os estômagos foram medidos e pesados após a retirada do conteúdo. Para avaliação do nível de completude, foi determinado o grau de repleção (GR) de cada um dos estômagos analisados, que varia numa escala de 0 a 4, onde 0= totalmente vazio, 1= até 25% cheio, 2= até 50% cheio, 3= até 75% cheio e 4= 100% cheio. A frequência de ocorrência foi dada como a porcentagem do número de vezes em que o item ocorre em relação ao número total de estômagos analisados (HYSLOP,1980)

Os itens alimentares foram identificados sob estereomicroscópio, até o menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves de identificação (HAMADA & FERREIRA-KEPPLER, 2012) e de especialistas, e quantificados através do método volumétrico de Hyslop (1980), onde o volume total do item alimentar consumido por aquela população é dado como uma porcentagem do volume de todos os estômagos. O volume dos itens foi obtido através de placas milimetradas (HELLAWELL & ABEL, 1971) para itens de até 0,1 mL, com resultados em mm³ e posteriormente conversão

para mL, e através do deslocamento da coluna d'água para itens com mais de 0,1 mL, utilizando provetas graduadas.

Para verificar a importância dos itens alimentares, os resultados de ocorrência e dos itens foram utilizados para a aplicação do Índice Alimentar (IA_i) (KAWAKAMI E VAZZOLER, 1980), obtido através da seguinte fórmula:

$$IA_i = \frac{Fi \times Vi}{\sum_{i=1}^n (Fi \times Vi)}$$

onde: IA_i = Índice Alimentar; i = item alimentar (1, 2... n); Fi = frequência de ocorrência (%) do item i e Vi = porcentagem do volume do item i.

Para a classificação das guildas tróficas, os itens alimentares foram agrupados em grandes categorias, e referidos como recursos alimentares, com adaptação da classificação de Delariva *et al.* (2013): a) algas (unicelulares e filamentosas), b) vegetais superiores (frutos, sementes e folhas), c) insetos (Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Hemiptera), d) Decapoda (fragmentos ou inteiros), e) microcrustáceos (Copepoda, Cladocera e Ostracoda), f) moluscos (Bivalvia e Gastropoda), g) Collembola, h) detrito/sedimento (matéria orgânica particulada em diferentes estágios de decomposição e com presença de partículas minerais) e i) peixes (músculo, escamas e peixes inteiros). As guildas tróficas foram determinadas através da composição da dieta, de acordo com o predomínio dos recursos alimentares: Algívoros (IA_i > 60% de algas); Herbívoros (IA_i > 60% de vegetais superiores); Insetívoros (IA_i > 60% de insetos); Carcinófagos (IA_i > 60% de decápodes); Zooplantívoros: (IA_i > 60% de microinvertebrados); Invertívoros aquáticos (IA_i > 60% de moluscos); Invertívoros terrestres (IA_i > 60% de Collembola); Detritívoros (IA_i > 60% de detrito/sedimento); Piscívoros (IA_i > 60% de peixes); e Onívoros (quando não há predomínio de um recurso alimentar, além do consumo de recursos de origem animal e vegetal em proporções semelhantes). As guildas foram distribuídas e avaliadas de acordo com o número de espécies em cada uma destas.

Uma matriz com os volumes por itens alimentares identificados foi montada com as espécies nas linhas e os itens nas colunas. Após o agrupamento em recursos, outra matriz com as espécies nas linhas e recursos alimentares em colunas com os valores de IA_i para cada espécie, com variação espacial e temporal. Apenas as espécies com pelo menos dois indivíduos por unidade espaço-temporal foram consideradas para as análises. Com os volumes de conteúdo estomacal aferidos e itens identificados, os

indivíduos com estômago vazio, foram retirados das análises, assim como os que apresentaram conteúdo em alto nível de digestão, impossibilitando a identificação

2.5 Análises estatísticas

Para testar diferenças na composição da dieta das espécies entre os períodos hidrológicos e entre os trechos do rio (questão i), foi utilizada a Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA - ANDERSON, 2005), aplicada sobre uma matriz de dados de volume de itens alimentares por indivíduos de cada espécie. Como medida de dissimilaridade, foi utilizada a distância de Bray-Curtis. Foram realizadas 9.999 permutações para avaliar a significância do pseudo-F derivado da PERMANOVA. Para testar se os valores da amplitude de nicho das espécies variam temporalmente (entre os períodos hidrológicos) e espacialmente (entre os trechos do rio) (questão ii) foi utilizada a Análise de Dispersão Multivariada com Permutação (PERMDISP). A PERMDISP permite verificar diferenças na amplitude do nicho medindo a dispersão espacial da dieta das populações (CORREA & WINEMILLER, 2014). Esta análise mede a distância entre cada indivíduo e a mediana do grupo (centroide), e avalia a diferença da distância dos centroides entre os grupos. A PERMDISP foi calculada com a mesma matriz de dados usada para a PERMANOVA, e diferenças na dispersão dos grupos foram testadas usando uma análise de variância (ANOVA).

Para verificar se sobreposição da dieta entre as espécies varia entre os períodos de estiagem e chuva (questão iii) foi aplicado o método de Geange e colaboradores (2011), com 1000 aleatorizações para cada análise, e a visualização se deu através do agrupamento por similaridade de Jaccard.

Para as análises multivariadas foi utilizada a distância de Bray-Curtis como medida de similaridade. Para ordenar esses dados foi aplicado uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), de forma a possibilitar a visualização de possíveis diferenças encontradas. As diferenças de dieta foram avaliadas temporal e espacialmente, entre períodos (estiagem e chuvoso) e entre porções da bacia (baixo, médio e alto Jaguaribe), e a amplitude e a sobreposição das espécies foram avaliadas a nível temporal, apenas entre períodos. Todas as análises foram realizadas no software R.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização ambiental

A caracterização ambiental foi realizada através das variáveis físico-químicas e de concentração de nutrientes. Na bacia do Rio Jaguaribe, foi possível observar, através dos parâmetros abióticos, variações na estrutura do ambiente e como elas se apresentam espacial e temporalmente (Figura 6).

Os valores de temperatura variaram entre 29 °C na porção alta do rio no período da estiagem, a 32,6 °C na porção baixa no período chuvoso (Figura 6). O pH foi mais alcalino durante a estiagem, quando se mantém em 10, que durante o período chuvoso, quando varia de 4,6 a 6,8, aumentando de acordo com o curso do rio (Figura 6). O potencial de oxirredução é maior no período chuvoso, porém há uma diminuição de acordo com o curso do rio, onde na porção alta alcança mais de 317 mv variando até 238 na baixa; já na estiagem, esse valor é 81 mv na porção alta, atingindo 160 mv na média, sofrendo uma diminuição na porção baixa, onde atinge 125 mv (Figura 6). A condutividade é baixíssima nas porções alta e média do rio em ambos os períodos, sequer alcançando 1 mS/cm, porém na porção baixa esse valor alcança 596 mS/cm no período chuvoso e 1836 mS/cm na estiagem. O oxigênio dissolvido tem uma leve variação entre estações, porém o período de estiagem manteve valores maiores em todos os trechos, variando entre 8,9 a 12,44 com o curso do rio, enquanto no período chuvoso os valores de oxigênio dissolvido variaram de 6,5 a 7,3 mg/L (Figura 6). Os sólidos totais dissolvidos seguem o mesmo padrão da condutividade, apresentando valores baixíssimos nas porções alta e média do rio, onde atingem no máximo 0,3 g/L; já na porção baixa esses valores variam de 381 g/L durante o período chuvoso, até 1173 g/L na estiagem (Figura 6).

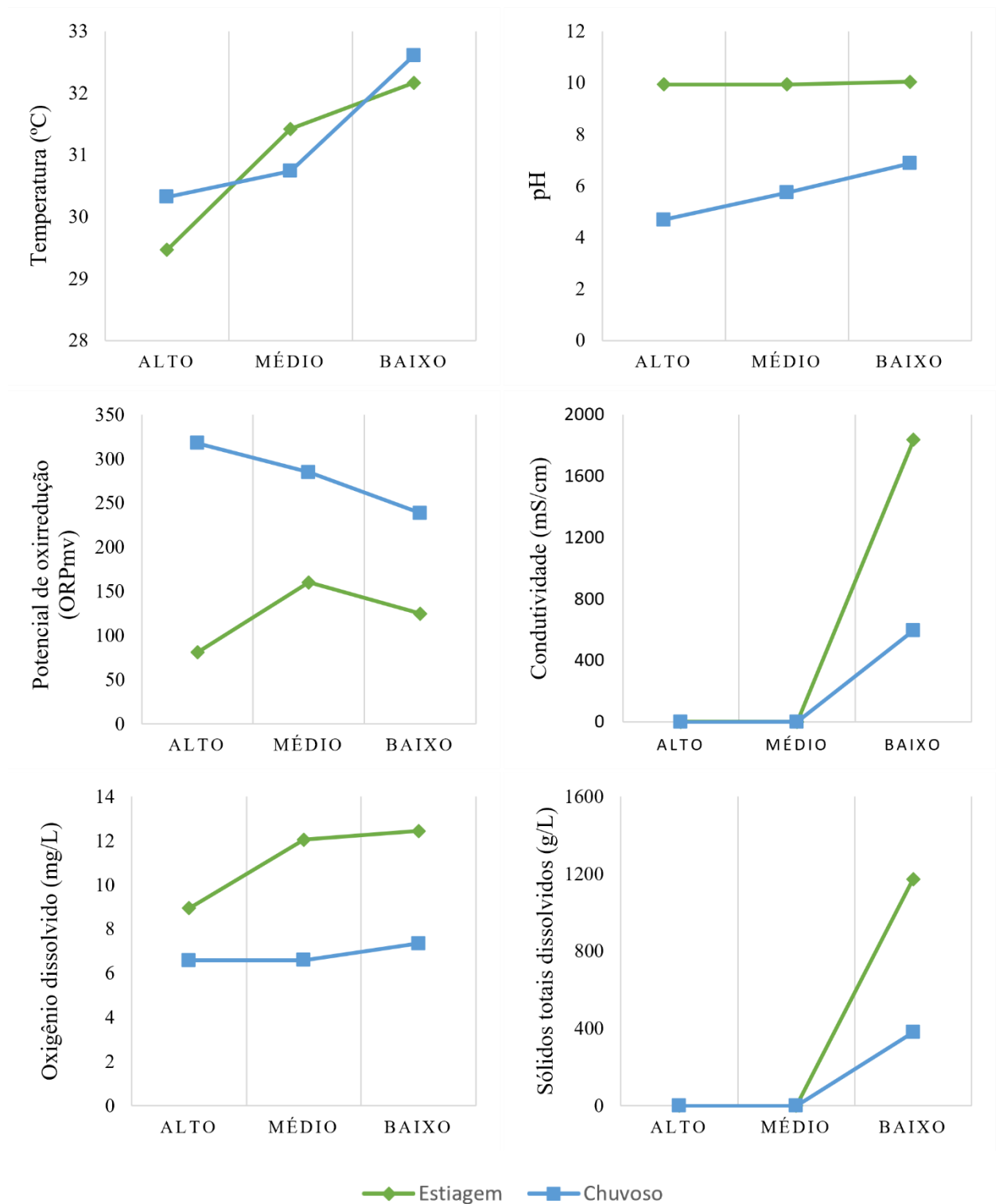


Figura 6: Valores das variáveis abióticas (temperatura, pH, potencial de oxirredução,

condutividade, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos) entre períodos e entre trechos do rio.

A salinidade sofreu uma leve variação entre períodos no alto e no médio curso do Jaguaribe, enquanto no baixo ocorre um aumento desses valores durante o período de estiagem, quando a salinidade atinge 0,1 %, enquanto no chuvoso esse valor é de 0,05 % (Figura 7). Os valores de concentração de amônia foram muito baixos durante todo o período de estiagem, atingindo no máximo 0,01 mg/L, enquanto no chuvoso a concentração variou entre porções do rio: na porção alta atingindo 0,2 mg/L, na média apresentou uma queda para 0,007 mg/L, e na baixa aumentou para 0,4 mg/L (Figura 7). O fosfato também apresentou valores muito baixos durante o período de estiagem, atingindo no máximo 0,02 mg/L, variando pouco entre porções do rio; já no período chuvoso, o fosfato alcançou 0,19 mg/L na porção alta do rio, e essa concentração diminuiu gradativamente entre as porções, onde no baixo atingiu 0,11 mg/L. O nitrato não foi registrado no período de estiagem, com valores zerados em todos os trechos do rio. Durante o período chuvoso, o nitrato atingiu 0,45 mg/L na porção alta, decresceu na porção média para 0,28 mg/L, e na porção baixa apresentou um leve incremento, atingindo 0,36 mg/L. O nitrito foi o único nutriente que durante a estiagem apresentou maiores concentrações que durante o período chuvoso, quando sua concentração se manteve estável em 0,02 mg/L neste período; já no período chuvoso, seus valores variaram de 0,016 mg/L na porção alta, a 0,01 mg/L na porção baixa (Figura 7).

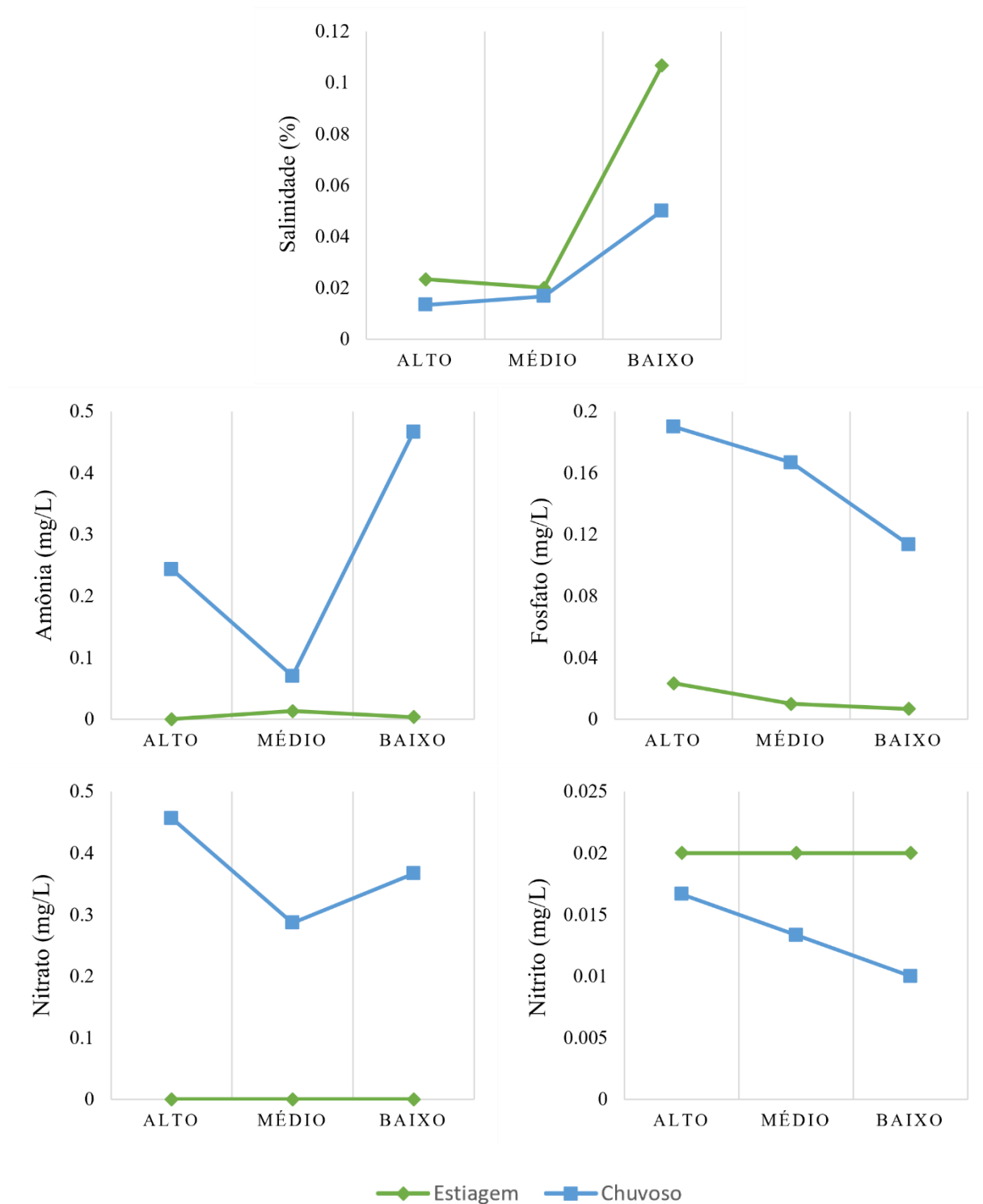


Figura 7: Valores das variáveis abióticas (salinidade, amônia, fósforo, nitrato e nitrito) entre

estações e entre porções da bacia.

3.2 Ictiofauna

Nas amostragens realizadas na bacia do Rio Jaguaribe, foram capturados 5.790 indivíduos, pertencentes a 38 espécies, 14 famílias e 5 ordens (Tabela 1). No período de estiagem foram coletados 3.594 peixes, sendo 771 no alto, 270 no médio e 2553 no baixo Rio Jaguaribe; no período chuvoso foram capturados 2.196 peixes, sendo 230 no trecho alto do rio, 260 no médio, e 1704 no baixo.

Tabela 1: Lista das espécies coletadas na bacia do Rio Jaguaribe, classificadas em famílias e ordens, e seus respectivos códigos de identificação na Coleção de Ictiologia da Universidade Federal da Paraíba, onde foram depositadas.

ORDEM CHARACIFORMES	ID CI/UFPB
Família Anostomidae	
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941*	UFPB0012174
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875	UFPB0012175
<i>Schizodon rostratus</i> (Borodin, 1931)*	UFPB0012184
Família Characidae	
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	UFPB0012078
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	UFPB0012087
<i>Hemigrammus jaguaribensis</i> Fowler, 1941	UFPB0012146
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	UFPB0012130
<i>Hemigrammus rodwayi</i> Durbin, 1909	UFPB0012116
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	UFPB0012082
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	UFPB0012083
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	UFPB0012164
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	UFPB0012092
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	UFPB0012084
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829*	UFPB0012211
Família Curimatidae	
<i>Psectrogaster rhomboides</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889*	UFPB0012226
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	UFPB0012189

Família Erythrinidae		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)		UFPB0012131
Família Parodontidae		
<i>Apareiodon davisi</i> Fowler, 1941*		UFPB0012110
Família Prochilodontidae		
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1875		UFPB0012182
Família Serrasalminidae		
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858*		UFPB0012123
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken, 1875		UFPB0012085
Família Triportheidae		
<i>Triportheus signatus</i> (Garman, 1890)		UFPB0012109
ORDEM CYPRINODONTIFORMES		
Família Poeciliidae		
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801		UFPB0012122
ORDEM CICHLIFORMES		
Família Cichlidae		
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831		UFPB0012096
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821**		UFPB0012079
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983		UFPB0012113
<i>Crenicichla brasiliensis</i> (Bloch, 1792)		UFPB0012080
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)**		UFPB0012107
ORDEM SILURIFORMES		
Família Callichthyidae		
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)*		UFPB0012081
Família Heptapteridae		
<i>Pimelodella dorseyi</i> Fowler, 1941*		UFPB0012091
Família Loricariidae		
<i>Hypostomus jaguribensis</i> (Fowler, 1915)		UFPB0012172
<i>Hypostomus sertanejo</i> Zawadzki, Ramos & Sabaj, 2017		UFPB0012089
<i>Loricariichthys derbyi</i> Fowler, 1915		UFPB0012102
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker & Nijssen, 1979		UFPB0012103
<i>Parotocinclus jumbo</i> Britski & Garavello, 2002*		UFPB0012120
<i>Parotocinclus spilurus</i> (Fowler, 1941)*		UFPB0012121

ORDEM SYNBRANCHIFORMES**Família Synbranchidae***Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795*UFPB0012094

*espécies das quais não foi obtida amostragem suficiente para análise de dieta

**espécies não-nativas

3.3 Dieta

Das 38 espécies coletadas, 26 apresentaram o critério amostral mínimo para análise de conteúdo estomacal, tendo pelo menos cinco indivíduos amostrados. Quando o n extrapolava esses valores, no máximo dez indivíduos foram analisados por período e ponto amostral. Na estação de estiagem, foram triados 561 estômagos e na chuvosa 441 estômagos. No total, foram 1002 estômagos com conteúdo estomacal identificados, e 823 entraram para as análises.

Os recursos alimentares mais consumidos pela ictiofauna do rio Jaguaribe foram insetos (31%) e detrito (25%), que juntos representaram 56% do total consumido pela ictiofauna (Figura 8). Decapoda (12%) e peixes (10%) também representaram uma parcela importante dos recursos consumidos, enquanto Collembola e vegetal superior foram os menos utilizados.

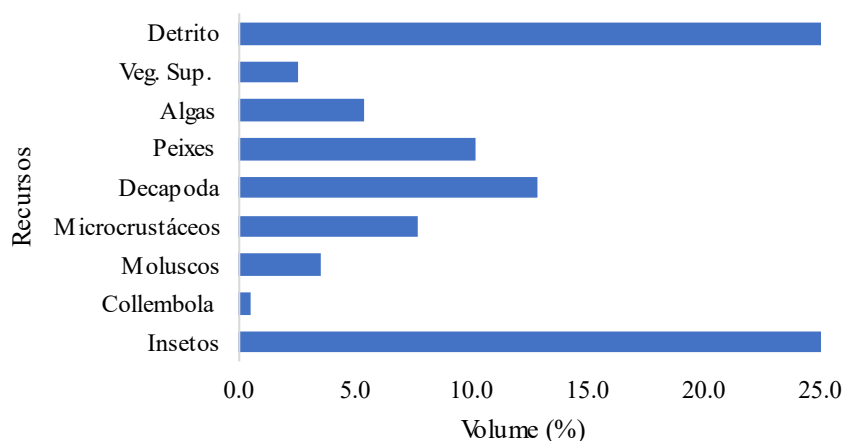


Figura 8: Volume (%) dos recursos alimentares consumidos pela ictiofauna do rio Jaguaribe.

Considerando as variações temporais no consumo total de recursos pela ictiofauna (Figura 9), observa-se que os insetos foram os recursos mais consumidos (31%) em ambos os períodos, seguido por detrito (33% na estiagem, e 18% no período chuvoso),

decápodes (15% na estiagem, e 10% no período chuvoso), e peixes (2% na estiagem, e 17% no período chuvoso).

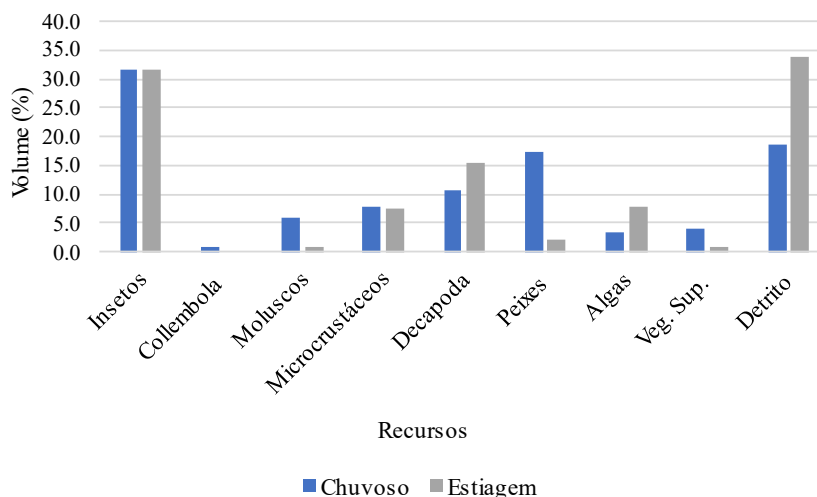


Figura 9: Volume dos recursos alimentares (%) consumidos por períodos (Chuvoso e Estiagem).

Quando consideradas as variações espaciais (Figura 10), insetos e detrito/sedimento continuam em destaque. Microcrustáceos foi o recurso alimentar mais consumido no trecho alto do rio (29%), insetos o mais consumido no trecho médio (43%), e detrito no baixo (36%). No trecho alto, detrito (26%) e peixes (22%) também representaram uma grande parcela dos recursos consumidos. No trecho médio, decápodes (19%) e peixes (16%) foram os mais consumidos, depois de insetos. Já no baixo, insetos (30%) foram quase tão consumidos quanto detrito, e os decápodes representaram 10% dos recursos consumidos neste trecho.

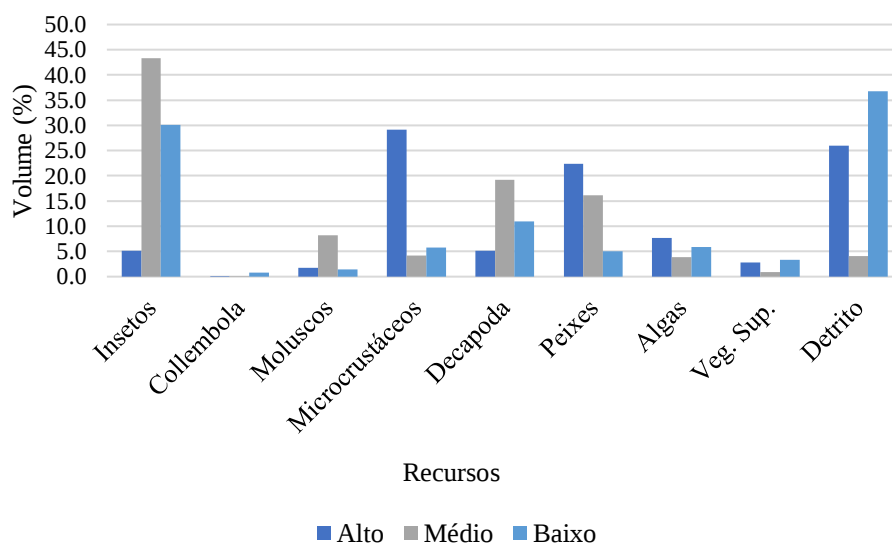


Figura 10: Volume dos recursos alimentares (%) consumidos por trechos do rio (Alto, Médio e Baixo Jaguaribe).

As análises de PERMANOVA resultaram em significância na diferença do consumo de itens alimentares entre as estações para 12 das 16 espécies analisadas para variação temporal, entre os períodos chuvoso e de estiagem (Tabela 2). Apenas *C. brasiliensis*, *H. jaguribensis*, *P. vivipara*, e *S. notonota* não mostraram diferença significativa entre os períodos, justificando o consumo exclusivo de detrito para as três últimas espécies. Já para a localidade, comparando os trechos da bacia, a PERMANOVA apresentou resultados significativos na dieta para 12 das 14 espécies que foram analisadas, com exceção apenas de *C. orientale* e *C. brasiliensis* (Tabela 2).

Tabela 2: Resultado das análises de PERMANOVA do volume dos itens alimentares por porção da bacia (alta, média e baixa), e por estação (estiagem e chuvosa). Os valores de p marcados com asterisco (*) foram significativos.

ESPÉCIES	LOCAL			ESTAÇÃO
	Alto x Médio	Médio x Baixo	Alto x Baixo	
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	0,001*	0,001*
<i>Astyanax fasciatus</i>	-	0,001*	-	0,001*
<i>Cichla monoculus</i>	0,14	0,2	0,009*	0,001*
<i>Cichlasoma orientale</i>	-	0,1	-	0,02*
<i>Crenicichla brasiliensis</i>	0,28	0,2	0,014	0,08
<i>Hemigrammus jaguribensis</i>	-	0,01*	-	0,001*
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	0,001*	-	-	-
<i>Hypostomus jaguribensis</i>	-	-	-	0,10
<i>Leporinus taeniatus</i>	-	-	-	0,002*
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	-	-	0,002*	0,001*
<i>Moenkhausia intermedia</i>	0,02*	0,003*	0,003*	0,01*
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,18	0,001*	0,09	0,001*
<i>Poecilia vivipara</i>	-	0,001*	-	0,13
<i>Prochilodus brevis</i>	-	-	0,12*	-
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0,001*	0,001*	0,001*	0,001*
<i>Serrapinnus piaba</i>	0,001*	0,001*	0,001*	0,003*
<i>Steindachnerina notonota</i>	-	-	-	0,26
<i>Triportheus signatus</i>	-	-	-	0,02*

A amplitude do nicho das espécies quando comparada por períodos variou desde 0,1474, com *S. notonota* na estação chuvosa, e *H. jaguribensis* na estiagem, com valor

0,1264, até 0,639, com *A. bimaculatus* no período chuvoso, e *C. orientale* com 0,6409 na estiagem. A variação na amplitude de nicho entre as estações só apresentou significância para as espécies *A. fasciatus*, da qual o valor de amplitude foi reduzido na estiagem, e para *L. platymetopon*, da qual a amplitude de nicho na estiagem foi maior que o dobro do chuvoso (Tabela 3).

Em relação ao local, houve significância em alteração da amplitude do nicho para as espécies *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *C. orientale*, *L. platymetopon*, *M. intermedia*, *P. vivipara*, *S. heterodon*, e *S. piaba*, com valores que variaram entre 0,415 para *A. fasciatus* até 0,6642 para *A. bimaculatus*, em diferentes trechos da bacia. Nas análises com localidade por trecho isolado, para *M. intermedia*, os valores de variação na amplitude foram significativos entre os trechos alto e médio, e médio e baixo; para *S. heterodon*, os resultados foram significativos para diferenças entre os trechos alto e baixo, e alto e médio; já para *S. piaba*, houve significância apenas entre os trechos alto e baixo (Tabela 3).

Tabela 3: Valores de amplitude de nicho obtidos a partir de PERMDISP. Os valores de p marcados com asterisco (*) foram significativos.

ESPÉCIE	ESTAÇÃO		p	LOCAL			p
	Chuva	Estiagem		Alto	Médio	Baixo	
<i>A. bimaculatus</i>	0.639	0.6361	0.87	0.5522	-	0.6642	0.001*
<i>A. fasciatus</i>	0.5684	0.4878	0.019*	-	0.5094	0.415	0.03*
<i>C. brasiliensis</i>	0.6162	0.6409	0.45	0.516	0.6376	0.3333	0.06
<i>C. monoculus</i>	0.5186	0.4	0.42	0.5047	-	0.373	0.46
<i>C. orientale</i>	0.5157	0.6538	0.05	-	0.5629	0.6482	0.02*
<i>H. jaguaribensis</i>	0.3922	0.3047	0.49	-	0.2432	0.5179	0.12
<i>H. jaguribensis</i>	0.2587	0.1264	0.15	-	-	-	-
<i>H. marginatus</i>	0.3108	0.492	0.47	-	0.3108	0.492	0.47
<i>H. rodwayi</i>	-	-	-	0.4134	0.4597	-	0.37
<i>L. platymetopon</i>	0.2879	0.5119	0.002*	0.3889	-	0.5549	0.02*
<i>L. taeniatus</i>	0.3751	0.4936	0.37	-	-	-	-
<i>M. intermedia</i>	0.647	0.6174	0.07	0.6426	0.3468	0.5952	0.001* 0.02* (AxB) (MxB)
<i>O. niloticus</i>	0.5451	0.5008	0.52	0.551	0.6419	0.5097	0.12
<i>P. brevis</i>	-	-	-	0.3704	-	0.09091	0.51
<i>P. vivipara</i>	0.5069	0.5635	0.48	-	0.6195	0.4281	0.004*

<i>S. heterodon</i>	0.5833	0.6125	0.16	0.4205	0.5787	0.5843	0.007* (AxB)	0.03* (AxB)
<i>S. notanota</i>	0.1474	0.3155	0.15	-	-	-	-	
<i>S. piaba</i>	0.5726	0.5226	0.46	0.1736	0.3752	0.5304	0.001* (AxB)	
<i>T. signatus</i>	0.4771	0.3743	0.51	0.2725	-	0.4835	0.62	

A ordenação evidenciou as diferenças no consumo de recursos entre estações, com predominância de espécies mais agrupadas de acordo com o consumo de recursos na estação chuvosa, enquanto na estiagem a distribuição do consumo é mais homogênea entre os recursos (Figura 11).

Período de Estiagem

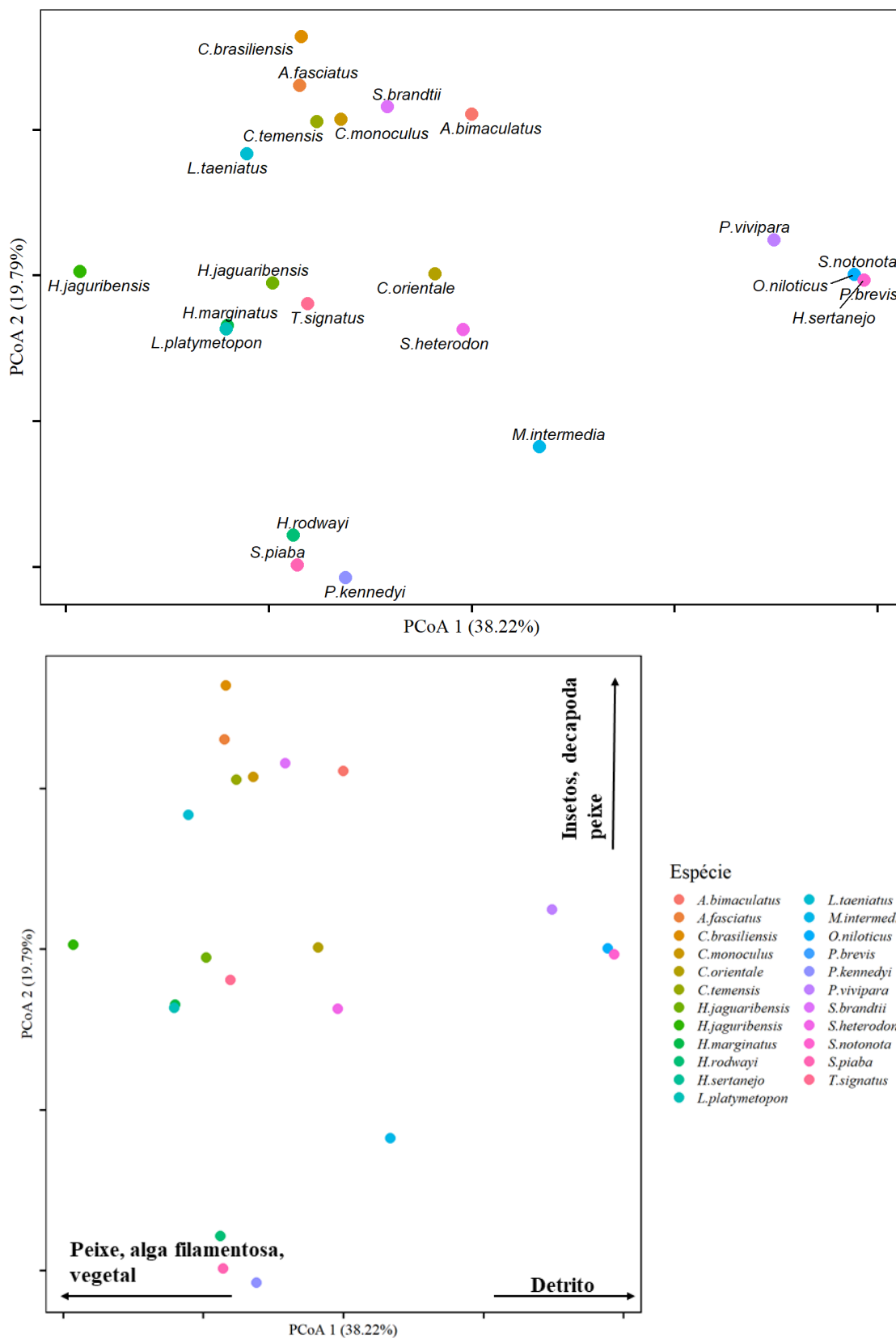


Figura 11: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para ordenação dos resultados da PERMDISP entre espécies e consumo de recursos, no período de estiagem.

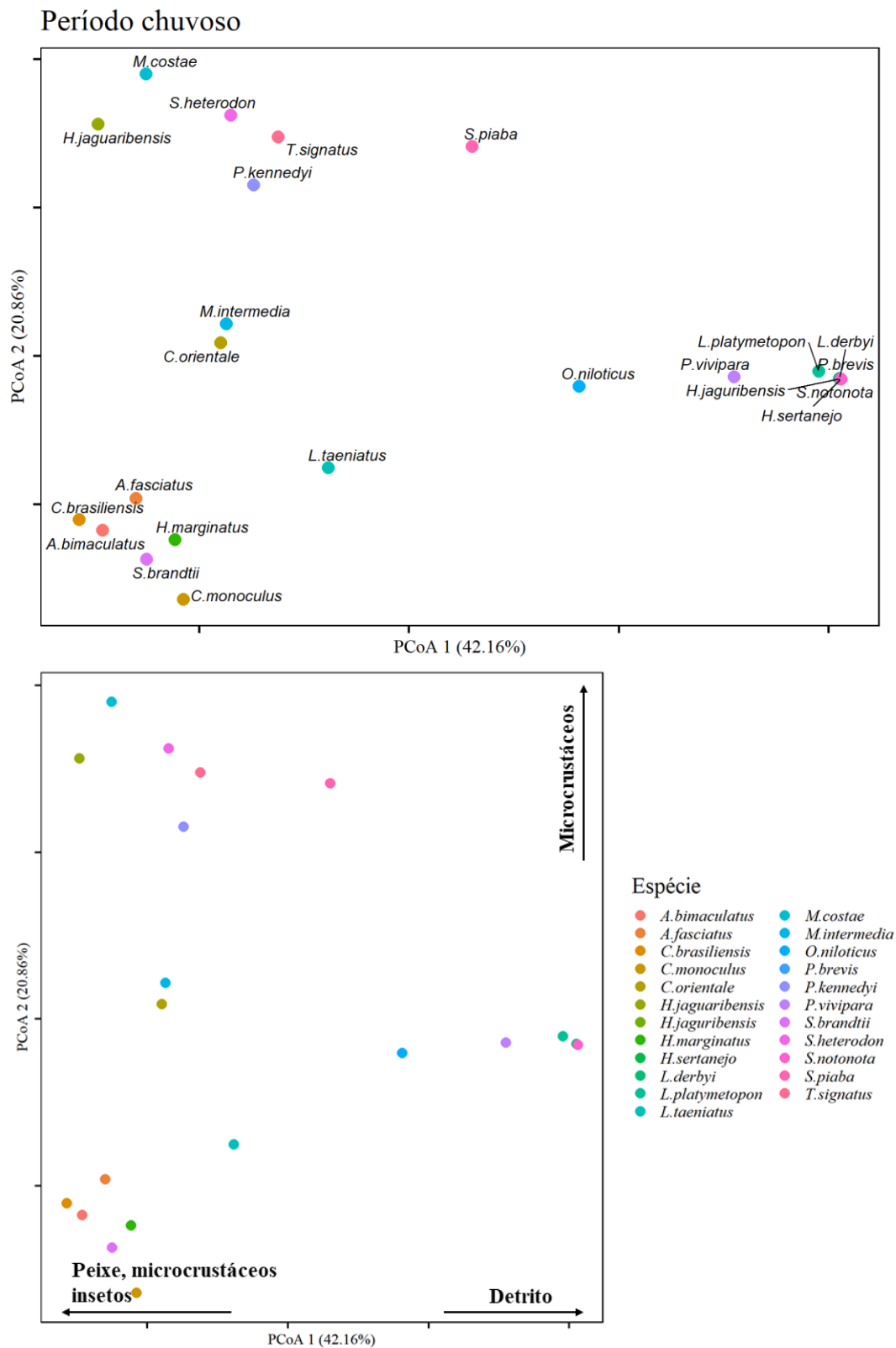


Figura 12: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para ordenação dos resultados da PERMDISP entre espécies e consumo de recursos, no período chuvoso.

Na estação de estiagem, o par de espécies que obteve um valor de sobreposição indicando agrupamento (> 0.5 , em uma escala de 0 a 1) foi *C. orientale* com *P. vivipara* (0.5265). Já na estação de chuvas, os valores de sobreposição de nicho que indicaram maior agrupamento foram os dos seguintes pares de espécies, respectivamente: *S. heterodon* com *S. piaba* (0.6452), *M. intermedia* com *S. heterodon* (0.5932), *S. brandtii* com *C. monoculus* (0.5861), *P. vivipara* com *S. piaba* (0.5861), *M. intermedia* com *S. piaba* (0.5718), *A. bimaculatus* com *M. intermedia* (0.5713), *A. bimaculatus* com *A. fasciatus* (0.5599), *A. bimaculatus* com *S. piaba* (0.5269), *P. vivipara* com *S. heterodon* (0.5254), *S. brandtii* com *A. fasciatus* (0.5254). Os valores de sobreposição foram agrupados para visualização por similaridade através do índice de Jaccard (Figura 13).

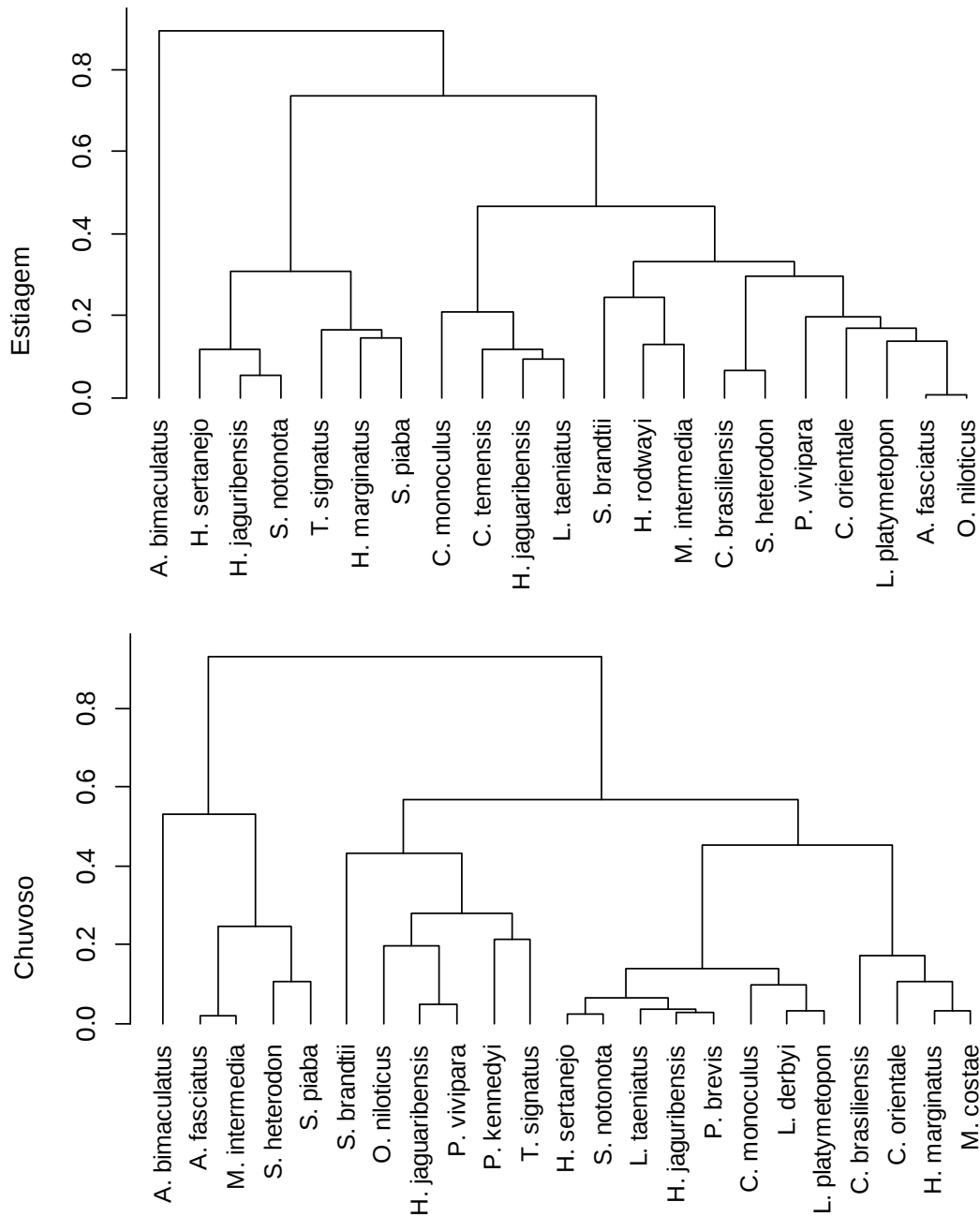


Figura 13: Dendrogramas de similaridade da sobreposição de nicho, utilizando o índice de Jaccard para visualização dos agrupamentos por estações (estiagem e chuvosa).

Quando observadas as variações nas guildas tróficas entre as estações de estiagem para chuvas, ou seja, que sofreram variação temporal, 12 das 25 espécies analisadas apresentaram diferenças. *Astyanax bimaculatus*, *C. brasiliensis*, *C. monoculus*, *H. jaguaribensis*, *H. marginatus*, *L. platymetopon*, *L. taeniatus*, *P. kennedyi*, *S. brandtii*, *S. heterodon*, *S. piaba* e *T. signatus* foram as espécies que sofreram variações temporais nas guildas (Tabela 4).

As espécies que sofreram variações nas guildas tróficas entre as porções da bacia, ou seja, espacialmente, foram: *A. bimaculatus*, que foi caracterizada como onívora na porção alta, e insetívora na média e na baixa; *C. brasiliensis* como carcinófaga na porção alta, insetívora na média, e invertívora terrestre na baixa; *C. monoculus* como zooplantívora na alta, onívora na média e piscívora na baixa; *H. jaguaribensis* como zooplantívora na média e algívora na baixa; *H. marginatus* como insetívora na média e onívora na baixa; *H. rodwayi* como zooplantívora na alta e onívora na média; *L. platymetopon* como insetívora na média e onívora nas porções alta e baixa; *L. taeniatus* como algívora na alta, invertívora aquática na média, e invertívora terrestre na baixa; *O. niloticus* como onívora na média e detritívora nas porções alta e baixa; *P. vivipara* como insetívora na média e detritívora na baixa; *S. brandtii* como zooplantívora na porção alta, insetívora na média e piscívora na baixa; *S. heterodon* como zooplantívora na alta, insetívora na média e onívora na baixa; *S. piaba* como zooplantívora na alta, e onívora nas porções média e baixa; e *T. signatus* como algívora na porção alta, detritívora na média e zooplantívora na baixa do Rio Jaguaribe (Tabela 5). Essas espécies representaram 14 das 25 analisadas.

Tabela 4: Valores do Índice de Importância Alimentar (IAi %) dos recursos alimentares e guildas tróficas das espécies por período (E = estiagem e C = chuvosa). AL = algívoros; HE = herbívoros; IN = insetívoros; CA = carcinófagos; ZO = zooplantívoros; IA = invertívoros aquáticos; IT = invertívoros terrestres; DE = detritívoros; PI = Piscívoros; e ON = onívoros. Em destaque valores de IAi acima de 60%, que indicam a guilda trófica a qual a espécie pertence, com exceção de onívoros, em cuja dieta não há predomínio de um recurso alimentar, além do consumo de recursos de origem animal e vegetal em proporções semelhantes.

RECURSOS ALIMENTARES																				
ESPÉCIES/PERÍODO	Inseto		Collem.		Molusco		Decapo.		Microcr.		Peixe		Alga		Veg. Sup.		Detrito/Sedi.		GUILDA	
	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E	C
<i>Astyanax bimaculatus</i>	54,3	81,5				2,2			13,4	3,4	0,3	6,4	1,4	0,5		5,8	30,5	0,2	ON	IN
<i>Astyanax fasciatus</i>	81,3	77,4				0,6				2,2	0,1	0,9	18,3	17,5	0,2	1		0,4	IN	IN
<i>Crenicichla brasiliensis</i>	87,1	26,2		0,6	0,2		5,7	15,1	4,6	2,3	2,2	55,8	0,2						IN	ON
<i>Cichla monoculus</i>	3,6		0,1					16,1	70,1		26,2	83,9							ZO	PI
<i>Cichlasoma orientale</i>	6,2	11			3,9	1,4			3,4	27,8	12,9	49,6	57,7		2		14	10,1	ON	ON
<i>Cichla temensis</i>	11,7										84,7				3,7				ZO	
<i>Hemigrammus jaguaribensis</i>	3,2	7,5							39,9	92,4	5,2		51,6		0,1				ON	ZO
<i>Hypostomus jaguribensis</i>																	100	100	DE	DE
<i>Hemigrammus marginatus</i>	3,2	100							25,8		51,6		19,4						ON	IN
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	0,6								90,4				1,5		7,5				ZO	
<i>Hypostomus sertanejo</i>																	100	100	DE	DE
<i>Loricariichthys derbyi</i>																		100		DE

<i>Loricariichthys platymetopon</i>	19,8	0,3				17,1				42		21,1		99,7	O	DE		
<i>Leporinus taeniatus</i>	27			17,5	100			2		51,7		1,7			O	IA		
<i>Moenkhausia costae</i>		1,7					98,3									ZO		
<i>Moenkhausia intermedia</i>		21,7		8,5	0,2		51,8	32,7	10,2	10,9	0,8	2,7	2,3	12,4	34,6	11,1	O	ON
<i>Oreochromis niloticus</i>		8,6					0,1	1,2	0,2	0,7	0,1	4,9		0,2	99,6	84,4	DE	DE
<i>Prochilodus brevis</i>															100	100	DE	DE
<i>Psellogrammus kennedyi</i>							100	38,2				57,9				3,9	ZO	ON
<i>Poecilia vivipara</i>	6,4	5,9					0,5	0,4	0,1	0,1	1,3		0,1		91,6	93,6	DE	DE
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0,4				2				97,6	56,6		28,3		15,1			PI	ON
<i>Serrapinnus heterodon</i>	7,6	7,5		0,5			13,3	80,1	0,6	0,3	52,8	1	0,1	0,2	25,7	10,4	O	ZO
<i>Steindachnerina notonota</i>															100	100	DE	DE
<i>Serrapinnus piaba</i>		2,7					82,7	49,3			17,1	3,2		0,1	0,3	44,7	ZO	ON
<i>Triportheus signatus</i>		6,2		0,3				65,6		15,1	99,7		2,2			10,9	AL	ZO

Tabela 5: Valores do Índice de Importância Alimentar (IAi %) dos recursos alimentares e guildas tróficas das espécies por trecho (A= alto; M= média; B= baixo). AL = algívoros; HE = herbívoros; IN =insetívoros; CA = carcinófagos; ZO = zooplantívoros; IA = invertívoros aquáticos; IT = invertívoros terrestres; DE = detritívoros; PI = Piscívoros; e ON =onívoros. Em destaque os valores acima de 60%, que indicam a guilda trófica a qual a espécie pertence, com exceção de onívoros, em cuja dieta não há predomínio de um recurso alimentar, além do consumo de recursos de origem animal e vegetal em proporções semelhantes.

ESPÉCIES/PERÍODOS	RECURSOS ALIMENTARES														
	Inseto			Collembola			Molusco			Decapoda			Microcrustáceo		
	A	M	B	A	M	B	A	M	B	A	M	B	A	M	B
<i>Astyanax bimaculatus</i>	13.6	99.3	81.9				13.2		0.9				50.1		3.8
<i>Astyanax fasciatus</i>		0.3	8.6					1.0	0.9					1.8	4.7
<i>Crenicichla brasiliensis</i>	7.4	70.2				92.6	1.4	0.1		70.5	5.8		0.9	5.8	
<i>Cichla monoculus</i>	3.6			0.1							49.8		70.1		
<i>Cichlasoma orientale</i>		14.4	2.8					1.9	1.8					15.2	32.8
<i>Cichla temensis</i>	24.1														
<i>Hemigrammus jaguaribensis</i>		28.0	1.4											72.0	30.7
<i>Hypostomus jaguribensis</i>															
<i>Hemigrammus marginatus</i>		100	3.2												25.8
<i>Hemigrammus rodwayi</i>		3.5											99.9	47.4	
<i>Hypostomus sertanejo</i>															
<i>Loricariichthys derbyi</i>															
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	41.2	94.4	5.4				0.1						38.1	3.7	5.0
<i>Leporinus taeniatus</i>		7.3						80.9	100						
<i>Moenkhausia costae</i>	4.4												95.6		100
<i>Moenkhausia intermedia</i>	3.9	16.2	4.0			11.0	0.2						54.7	55.2	23.8
<i>Oreochromis niloticus</i>	1.6	19.5	0.2											2.1	0.1
<i>Prochilodus brevis</i>															
<i>Psellogrammus kennedyi</i>															48.7
<i>Poecilia vivipara</i>		95.9	0.1											1.1	0.2

<i>Serrasalmus brandtii</i>	100	0.1			1.3	80		
<i>Serrapinnus heterodon</i>	61.3	0.5	0.2			98.4	19.0	33.8
<i>Steindachnerina notonota</i>								
<i>Serrapinnus piaba</i>	33.3	0.2				100	59.3	16.4
<i>Triportheus signatus</i>	3.2	4.2	0.3					89.6

Tabela 5 (continuação): Valores do Índice de Importância Alimentar (IAi %) dos recursos alimentares e guildas tróficas das espécies por trecho (A= alto; M= média; B= baixo). AL = algívoros; HE = herbívoros; IN =insetívoros; CA = carcinófagos; ZO = zooplancívoros; IA = invertívoros aquáticos; IT = invertívoros terrestres; DE = detritívoros; PI = Piscívoros; e ON =onívoros. Em destaque os valores acima de 60%, que indicam a guilda trófica a qual a espécie pertence, com exceção de onívoros, em cuja dieta não há predomínio de um recurso alimentar, além do consumo de recursos de origem animal e vegetal em proporções semelhantes.

ESPÉCIES/PERÍODOS	RECURSOS ALIMENTARES												GUILDA		
	Peixe			Alga			Vegetal superior			Detrito/Sedimento			A	M	B
	A	M	B	A	M	B	A	M	B	A	M	B			
<i>Astyanax bimaculatus</i>	22,4	0,5	1,4	0	0,2	1,1	0,8	0	3,3	0	0	7,5	ON	IN	IN
<i>Astyanax fasciatus</i>		10,6	0,3		73,5	84		12,7	0,5		0	1		AL	AL
<i>Crenicichla brasiliensis</i>	19,8	18	7,4	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	CA	IN	IT
<i>Cichla monoculus</i>	26,2	50,2	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	ZO	ON	PI
<i>Cichlasoma orientale</i>		38	35,5		0	26,2		0	0,9		30,4	0		ON	ON
<i>Cichla temensis</i>	75,9	60		0	0		0	40		0	0		PI	PI	
<i>Hemigrammus jaguaribensis</i>		0	6,2		0	61,6		0	0		0	0		ZO	AL
<i>Hypostomus jaguribensis</i>			0			0			0			100			DE
<i>Hemigrammus marginatus</i>		0	51,6		0	19,4		0	0		0	0		IN	ON
<i>Hemigrammus rodwayi</i>	0	0		0,1	5,3		0	43,9		0	0		ZO	ON	
<i>Hypostomus sertanejo</i>		0			0			0			100			DE	
<i>Loricariichthys derbyi</i>			0			0			0			100			DE
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	0	0	0	5,6	1,9	41,5	15,1	0	15,3	0	0	32,8	ON	IN	ON
<i>Leporinus taeniatus</i>	0	0,5	0	100	10,7	0	0	0,5	0	0	0	0	AL	IA	IT
<i>Moenkhausia costae</i>	0		0	0		0	0		0	0		0	ZO		ZO
<i>Moenkhausia intermedia</i>	22,5	28,6	0,2	0,8	0	3,5	11	0	5	6,9	0	52,6	ON	ON	ON
<i>Oreochromis niloticus</i>	0	8,9	0,1	0	9,5	0,5	1,5	1,6	0	96,9	58,4	99	DE	ON	DE
<i>Prochilodus brevis</i>	0		0	0		0	0		0	100		100	DE		DE

<i>Psellogrammus kennedyi</i>			0			48,1			0			3,2		ON
<i>Poecilia vivipara</i>		0	0,1		2,8	0,1		0,1	0		0	99,5		IN DE
<i>Serrasalmus brandtii</i>	0	0	98,5	20	0	0	0	0	0	0	0	0	ZO IN	PI
<i>Serrapinnus heterodon</i>	0,1	2,8	0,1	0	16,5	22,2	0,3	0,3	0	1,3	0	43,1	ZO IN	ON
<i>Steindachnerina notonota</i>			0			0			0			100		DE
<i>Serrapinnus piaba</i>	0	0,9	0	0	4,6	45,8	0	1,9	0	0	0	37,6	ZO ON	ON
<i>Triportheus signatus</i>	0	19,4	4,8	99,7	0	1,5	0	12,9	0	0	64,5	0	AL DE	ZO

4 DISCUSSÃO

A dieta da ictiofauna do Rio Jaguaribe é composta predominantemente, em proporções similares, por detritos e insetos. Os valores de amplitude de nicho confirmaram a presença de variações espaciais e temporais com significância para maior parte das espécies. A sobreposição indicou uma maior agregação da ictiofauna pelo consumo de recursos no período chuvoso, do que no de estiagem. A composição das guildas tróficas indicou predominância de detritívoros, onívoros e insetívoros, apresentando alta variação espacial e temporal.

O ciclo hidrológico, aliado às características físicas e estruturais de um sistema aquático, é a base responsável pelos padrões biológicos que o ambiente suportará neste sistema (JUNK, 1980). Assim, a entrada de matéria orgânica e como ela é transportada no ambiente lótico é fundamental para a composição e estrutura da comunidade aquática ao longo do rio (BAXTER, 2005). Na bacia do Jaguaribe, os parâmetros abióticos sofrem variação espacial e temporal, seguindo padrões de mudança espacial com o decorrer do curso do rio, como a temperatura, pH, condutividade e sólidos totais dissolvidos, e apresentando valores com alta diferença temporal entre estações, como o potencial de oxirredução, o oxigênio dissolvido no ambiente e as concentrações de nutrientes.

Embora a importância da variação espacial através de gradientes longitudinais seja bem conhecida para os ambientes lóticos no geral, quando se fala sobre os rios intermitentes, a variação temporal entre os períodos de chuvas e estiagem se mostra um fator essencial a ser considerado, capaz de delinear a estrutura da ictiofauna e suas relações interespecíficas.

Os principais recursos alimentares explorados pela ictiofauna do Rio Jaguaribe são os detritos/sedimentos e os insetos. Na porção alta do Jaguaribe o recurso mais consumido são os microcrustáceos, predominando a guilda de zooplancívoros; na média os insetos são os mais consumidos; já na porção baixa, os detritos e insetos são os recursos mais consumidos. Quando avaliado a nível espacial, não há um modelo de variação longitudinal que contemple os padrões encontrados com os recursos predominantes na bacia do Jaguaribe (JUNK *et al.*, 1989; LARNED *et al.*, 2010; VANNOTE *et al.*, 1980; WARD & STANFORD, 1983;). A variação temporal demonstra, durante o período de estiagem, um maior consumo de detritos/sedimentos, enquanto os insetos são consumidos em maior volume durante o período chuvoso.

De acordo com o Conceito de Rio Contínuo (RCC) (VANNOTE *et al*, 1980), a concentração de nutrientes é o principal delineador de controle do mecanismo bottom-up, enquanto a presença de predadores exerce esse papel através do mecanismo top-down. Assim, a interação entre esses fatores fornece respostas na estruturação da biota aquática como um todo. No RCC, o gradiente longitudinal é descrito através da produtividade e consumo de recursos da seguinte forma: a porção mais alta do rio é ocupada predominantemente por espécies invertívoras; na porção média, piscívoros e invertívoros são os mais encontrados; então, no trecho mais baixo, predominam os detritívoros. No Rio Jaguaribe, a predominância trófica que corrobora com o RCC é a presença de detritívoros na porção mais baixa do rio, que também sugerido por Vannote e colaboradores (1980), tem o crescimento do consumo deste recurso associado ao aumento da temperatura da água no decorrer do rio, assim como observado neste estudo.

Para ambientes lóticos com o fluxo fragmentado por porções desconexas, como é o caso do Jaguaribe durante a estiagem, Barbosa e colaboradores (1999) postulam que essas alterações podem influenciar a retenção de nutrientes pelo sistema com fluxo interrompido, em seu Conceito de Reservatório Contínuo em Cascata (CRCC). O que agrava as interrupções de fluxo em regiões de semiárido são as frequentes intervenções antrópicas, como os reservatórios, que resultam na mudança do processamento natural da matéria orgânica particulada no curso do rio, alterando os padrões de disponibilidade de detritos, como também apresentado no Conceito de Descontinuidade Seriada (WARD & STANFORD, 1983).

As espécies que apresentaram valores de variação de amplitude significativos entre as estações de chuva e estiagem foram: *A. fasciatus*, que durante a estiagem teve uma queda no valor da amplitude; e *L. platymetopon*, que teve o valor de amplitude praticamente dobrado na estiagem, tornando-se mais generalista nesta estação.

As espécies do gênero *Astyanax* foram as mais generalistas. *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *C. orientale*, *L. platymetopon*, *M. intermedia*, *P. vivipara*, *S. heterodon*, e *S. piaba* foram as espécies com maior variação espacial. A amplitude de nicho apresentou uma maior variação entre porções da bacia do que entre estações, e isso é corroborado pela plasticidade trófica mensurável através dos resultados de ocupação das guildas pelas espécies, onde aquelas que tiveram uma maior variação representam uma maior plasticidade.

A variação no valor geral de sobreposição do nicho entre estações indica um maior agrupamento na estação chuvosa do que na estiagem, demonstrando que grupos de espécies estão compartilhando mais os mesmos recursos durante esta estação. Os pares de espécies que tiveram altos valores de sobreposição de nicho no consumo de recursos foram *C. orientale* e *P. vivipara* na estiagem; e no período chuvoso, com um maior número de espécies indicando uma interdependência dos recursos consumidos entre elas nesta estação, foram *S. heterodon* com *S. piaba*, *S. heterodon* com *M. intermedia*, *S. brandtii* com *C. monoculus*, *P. vivipara* com *S. piaba*, *M. intermedia* com *S. piaba*, *A. bimaculatus* com *M. intermedia*, *A. bimaculatus* com *A. fasciatus*, *A. bimaculatus* com *S. piaba*, *P. vivipara* com *S. heterodon*, e *S. brandtii* com *A. fasciatus*.

A PCoA mostrou a ictiofauna mais estruturada em relação a amplitude no período chuvoso do que no período de estiagem. Na estiagem as espécies se distribuem mais homogeneamente no consumo de recursos, e nas chuvas se agrupam em especialidades. O mesmo padrão foi apresentado nos resultados de sobreposição. De acordo com Pereira e colaboradores (2017), em estudo realizado com piscívoros em um rio de planície de inundação, durante períodos de cheia a conectividade no fluxo do rio aumenta a diversidade de recursos disponíveis, diminuindo a sobreposição de nicho nesta estação. Porém, no caso de rios intermitentes, onde a conectividade entre os pontos fragmentados não é garantida, a menor sobreposição durante o período de estiagem pode sugerir uma generalização no consumo de recursos, gerada pela menor disponibilidade de itens preferenciados pelas espécies. A partir de cenários de maior pressão ambiental, a plasticidade trófica pode ser beneficiada evolutivamente (KELLEY *et al.*, 2017).

Conclusões sobre competição e estruturação da comunidade baseada em valores de sobreposição de nicho ainda são controversas. Mesmo quando apresentados valores significantes, a sobreposição não possibilita inferir imediatamente interações de competição quando os recursos são abundantes (CORREA *et al.*, 2011).

As guildas tróficas representam uma simplificação da caracterização da dieta de uma comunidade. Neste trabalho, houve um predomínio de espécies detritívoras e onívoras no geral. Mesmo entre estações, com a variação temporal, o predomínio de detritívoras e onívoras permanece. É possível, através disso, destacar a importância de monitoramento das espécies detritívoras e abundantes na bacia do Jaguaribe, já que espécies de hábitos bentônicos geralmente possuem adaptações morfofuncionais para

consumirem exclusivamente esses recursos, como é o caso de gêneros como *Prochilodus*, *Steindachnerina*, *Loricariichthys* e *Hypostomus* (FUGI *et al.*, 2001).

Entre porções da bacia, a quantidade de espécies, assim como de guildas, é gradativa de acordo com o percurso do rio. Na porção alta, são 15 espécies e 6 guildas, com predominância das zooplantívoras; na porção média, 19 espécies e 7 guildas, com predominância de insetívoras e onívoras; já na porção baixa da bacia, são 22 espécies e 8 guildas, e o predomínio destas é correspondente à determinação geral de guildas, quando onívoras e detritívoras são as mais frequentes.

Neste estudo, estiveram presentes espécies que apresentaram maior variação de consumo de recursos a nível espacial que temporal, foram elas: *C. brasiliensis*, *C. monoculus*, *H. jaguaribensis*, *L. platymetopon*, *L. taeniatus*, *S. brandtii*, *S. heterodon*, e *T. signatus*, que ocuparam entre 3 e 4 guildas.

Padrões de variância de sobreposição de nicho indicam que a ictiofauna está estruturada em guildas tróficas e que essa estrutura pode variar no tempo e espaço. Winemiller & Pianka (1990) indicaram que comunidades de peixes em ambientes tropicais são naturalmente estruturadas, exceto quando há uma baixa diversidade durante determinadas estações, como pode ser o caso de rios de semiáridos durante a estiagem.

Diferentes hipóteses podem ser consideradas para definição do padrão do consumo de recursos, pois cada combinação ecológica e taxonômica possível para o ambiente pode representar novos fatores de influência (NOVAKOWSKI, 2008). Rodrigues-Filho e colaboradores (2018) demonstraram a importância de uma abordagem funcional para definir a composição e estrutura de uma comunidade, sugerindo que processos idiossincráticos são mais comuns do que o normalmente inferido para sistemas biológicos. Neste caso, a variabilidade hidrológica de áreas de cabeceiras de rios, por exemplo, pode prover uma rápida resposta funcional da estrutura da comunidade às mudanças ambientais, quando comparada à estrutura taxonômica (POFF, 1997).

Inferir sobre interações interespecíficas é difícil, uma vez que as espécies apresentam características variáveis no tempo e espaço, assim como interações de competição variam de acordo com a disponibilidade de presas (RABORN *et al.*, 2004). Para uma análise completa da representação dos valores de nicho e estruturação da comunidade, principalmente a níveis locais ou regionais, a abordagem de guildas deve ser empregada com cautela. Conforme novas informações se tornem disponíveis, a

abordagem estrutural da comunidade com descrição de nicho requer novos focos para cada situação particular presente no ambiente em questão (ELLIOTT *et al.*, 2007).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Modelos descritores de ambientes lóticos são conceituados por todo o mundo, porém rios intermitentes, por sua complexidade e caráter temporal variável, exigem um olhar mais direcionado para que possa ser possível entender os processos ecológicos de forma integrativa e, assim, contribuir efetivamente no entendimento da descrição e interação de organismos e ambiente. Através disso, é possível empregar práticas de conservação e manejo partindo de uma abordagem local, mas aplicáveis globalmente, baseando-se nos processos que definem as interações nas redes tróficas como um todo.

A ictiofauna do Rio Jaguaribe e as relações ecológicas como descritas neste trabalho podem não existir mais após a transposição do Rio São Francisco. A partir dessas informações será possível comparar estudos futuros, a fim de entender quais aspectos biológicos e ecológicos da ictiofauna de rios intermitentes e/ou de regiões semiáridas são afetados com a intervenção humana causando alterações à paisagem natural, prática tão frequente nos ambientes aquáticos dessas regiões.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial. 159 p, São Paulo, 2003.
- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A. & GOULART, E. **Plasticidade trófica em peixes de água doce**. Acta Scientiarum. Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F.; BORGHETTI, J. R. **Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu**. Revista Unimar , Maringá, PR, v. 14, p. 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, M. S.; SUZUKI, H. I. **Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging**. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds), Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications. International Institute of Ecology, p. 227-226, 1999.
- ALVES, R. Órgãos federais e estaduais discutem andamento das obras do PISF. **Agência Nacional de Águas**, 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/noticias/orgaos-federais-e-estaduais-discutem-andamento-das-obras-do-pisf>>. Acesso em: abr. 2020.
- ANDERSON, M. J., **PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance**. Auckland, NZL: Department of Statistics, University of Auckland. 2005.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 st edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2005.
- BARBOSA, F.A.R., PADISÁK, J., ESPINDOLA, E.L.G., BORICS, G., ROCHA, O., The cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi, J.G., Straskaba, M. (Eds.), **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos. 1999.

- BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J, CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. **Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.
- BAXTER, C.V., FAUSCH, K.D. & SAUNDERS, W.C. **Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones.** Freshwater Biol. 50: 201–220. 2005.
- BETHUNE, S. & CHIVELL, E. **Environmental aspects of the Eastern National Water Carrier.** SWA. 1985.
- BEZERRA, L. A. V.; ANGELINI, R.; VITULE, J. R. S.; COLL, M. & SANCHEZ-BOTERO, J. I. **Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir.** Hydrobiologia. 817:475–489, 2018.
- BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. **Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity.** Environmental Management, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002.
- BERBEL-FILHO, W. M.; RAMOS, T. P. A.; LIMA, S. M. Q. **Inter and intra-basin phenotypic variation in two riverine cichlids from northeastern Brazil: potential ecoevolutionary damages of São Francisco interbasin water transfer.** Hydrobiologia. 2016.
- CARNIATTO, N.; FUGI, R.; CANTANHÊDE, G.; GUBIANI, E. A. & HAHN, N. S. **Effects of flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes.** Acta Limnologica Brasiliensia. 24:363-372. 2012.
- CASSEMIRO, F. A. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. **Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil.** Acta Scientiarum, Maringá, v. 24, n. 2, p. 419-425, 2002.
- CASTRO, A.; COSTA, A. T.; NETO, J. A. C.; MORAIS, J. S. D.; CLAUDINO-SALES, V. **Expedição científica ao alto curso do Rio Jaguaribe (Ceará): identificação da nascente do possível maior rio temporário do mundo.** Caderno de Geografia, v.30, n.63, 2020.

CHUNG, I. & HELWEG, O. **Modeling the California state water project**. Journal of Water Resources Planning and Management-Asce, 111(1), 82–97. 1985.

COGERH. Companhia de Gestão de Recursos Hídricos. Governo do Estado do Ceará, 2020. < <http://atlas.cogerh.com.br/>>. Acesso em: 2020.

CORREA, C. E.; ALBRECHT, M. P. & HAHN, N. S. **Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin**. Neotropical Ichthyology 9:637-646. 2011.

CORREA, S. B. & K. O. WINEMILLER. **Niche partitioning among frugivorous fishes in response to fluctuating resources in the Amazonian floodplain forest**. Ecology 95: 210–224. 2014.

COSTA, J.A.; SANTOS, M.Â.C.M.; MENDES, K.P.; SILVA, G.; MIRANDA, V.G.; MONTEIRO, B.L.; SILVA, D.F. **Cycles, periods of extreme events and temporal scales in the rainfall of river Rio Jaguaribe Basin (CE)**. Revista Geonordeste, v. 17, n. 1, p. 5–23, 2016.

CRISPIM, M. C.; WATANABE, C. **Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do Rio São Francisco: 1- Zooplâncton**. Acta Limnologica. 2000.

DAGA, V. S.; AZEVEDO-SANTOS, V. M.; PELICICE, F. M.; FEARNSIDE, P. M.; PERBICHE-NEVES, G.; PASCHOAL, L. R. P. CAVALLARI, D. C.; ERICKSON, J.; RUOCCO, A. M. C.; OLIVEIRA, I.; PADIAL, A. A. & VITULE, J. R. S. **Water diversion in Brazil threatens biodiversity**. Ambio, 49:165–172. 2020.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M. & COSTA, M. F. **Feeding ecology and seasonal diet overlap between *Stellifer brasiliensis* and *Stellifer stellifer* in a tropical estuarine ecocline**. Journal of Fish Biology. 2015.

DATRY, T.; LARNED, S. T. & TOCKNER, K. **Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology**. BioScience. 2014.

DELARIVA, R. L., HAHN, N. S., & KASHIWAQUI, E. A. L. **Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: Impoundment effects.** Neotropical Ichthyology, v. 11, n. 4, p. 891–904, 2013.

DIAS, R.M.; ORTEGA, A. C. G.; STRICTAR, L.; DOS SANTOS, N. C. L.; GOMES, L. C.; LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; AGOSTINHO, C. S.; AGOSTINHO, A. A. **Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass.** River Res Applic. 36:430–440. 2020.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G. & HARRISON, T. D. **The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review.** Fish and Fisheries 8, 241–268. 2007.

FAULKS, L. K.; GILLIGAN, D. M.; BEHEREGARAY, L. B. **Islands of water in a sea of dry land: Hydrological regime predicts genetic diversity and dispersal in a widespread fish from Australia's arid zone, the golden perch (*Macquaria ambigua*).** Molecular Ecology, p. 4723–4737. 2010.

FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. **Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain.** Rev. Brasil. Biol., 61(1): 27-33. 2001.

FUGI, R.; HAHN, N. S.; NOVAKOWSKI, G. C.; BALASSA, G. C. **Ecologia alimentar da corvina, *Pachyurus bonariensis* (Perciformes, Sciaenidae) em duas baías do Pantanal, Mato Grosso, Brasil.** Iheringia, Sér. Zool. Porto Alegre, v. 97, n. 3, p. 343- 347, 2007.

GAISER, T.; KROL, M.; FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, J.C. **Global change and regional impacts.** Berlin: Springer, 2003.

GALLARDO, B. & ALDRIDGE, D. C. **Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species.** Water Research.143, 282-291. 2018

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. 2, 175–184. 2011.

- HAHN, N.S. & FUGI, R. **Environmental changes, habitat modifications and feeding ecology of freshwater fish.** In Feeding and digestive functions of fish. (Cyrino, J.E.P., D. P. Bureau & B. G. Kapoor, eds.). Science Publishers New, Hampshire, p.35-65. 2008.
- HAMADA, N.; FERREIRA-KEPPLER, R.L. **Guia Ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke.** Manaus: Editora Universidade Federal do Amazonas, v.1, 198p., 2012.
- HARGREAVES, D.; BUCKLAND, A.; SHEAVES, M. **Trophic guild concept: factors affecting within guild consistency for tropical estuarine fish.** Mar. Ecol. Prog. Ser. 564:175-186. 2017.
- HELLAWELL, J.; ABEL, R. **A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes.** J. Fish Biol., London, v.3, p. 29-37, 1971.
- HUDSON, W. **Snowy mountains scheme, Australia.** Nature, 195(4836), 11. 1962.
- HUTCHINSON, G. E. **Concluding remarks.** Cold Springs Harbor Symposia on Quantitative Biology. p. 415–427. 1957.
- HYSLOP, E. J. **Stomach contents analysis, a review of methods and their application.** Journal of Fish Biology, v. 17, p. 411-429, 1980.
- 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 58:157-170. 2001.
- JUNK, W. J. **Áreas alagáveis um desafio para a Limnologia.** Acta Amazonica 10: 775–795. 1980.
- JUNK, J. W.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. **The food pulse concept in river floodplain system.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic 106:110-127. 1989.
- KAWAKAMI, E., & VAZZOLER, G. **Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes.** Boletim do Instituto Oceanográfico, 29, 205–207. 1980.

- KARR, J.R. **Assessment of biotic integrity using fish communities**. Fisheries 6: 21-27. 1981.
- KELLEY, J. L.; DAVIES, P. M.; COLLIN, S. P. & GRIERSON, P. F. **Morphological plasticity in a native freshwater fish from semiarid Australia in response to variable water flows**. Ecol Evol. 7:6595–6605. 2017.
- KHAN, M. A., VANGANI, N. S., SINGH, N. & SINGH, S. **Environmental impact of Indira Gandhi Canal Project in Rawatsar tehsil of Hanumangarh district. Rajasthan**. Annals of Arid Zone, 38(2), 137–144. 1999.
- KINGSFORD, R. T. **Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia**. Austral Ecology, 25(2), 109–127. 2000.
- LARNED, S. T.; DATRY, T.; ARSCOTT, D. B. & TOCKNER, K. **Emerging concepts in temporary-river ecology**. Freshwater Biology 5: 717–738. 2010.
- LINDSEY, C. C. **Possible effects of water diversions on fish distribution in British-Columbia**. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 14(4), 651–668. 1957.
- LIU, C. M. & ZHENG, H. X. **South-to-north water transfer schemes for China**. International Journal of Water Resources Development, 18(3), 453–471. 2002.
- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. & JULIO-JR, H. F. **Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Parana River floodplain**. Hydrobiologia. 607: 187–198. 2008.
- MEDEIROS, T. N.; ROCHA, A. A. F.; SANTOS, N. C. L. & SEVERI, W. **Influência do nível hidrológico sobre a dieta de *Leporinus reinhardtii* (Characiformes, Anostomidae) em um reservatório do semiárido brasileiro**. Iheringia, Série Zoologia. Porto Alegre, 104(3):290-298, 2014.
- MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Transposição do São Francisco**. Governo Federal, 2022. <<https://www.gov.br/mdr/transposicao-sao-francisco>>. Acesso em: fev. 2022.

MONCAYO-ESTRADA, R.; LIND, O. T.; ESCALERA-GALLARDO, C. **Trophic interactions among sympatric zooplanktivorous fish species in volume change conditions in a large, shallow, tropical lake.** Neotropical Ichthyology, p. 815–824. 2011.

MOURA, R. S. T. & HENRY-SILVA, G. G.; **Limnological characteristics of a hydrographic basin of the Brazilian semiarid region.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 27, n. 1, p. 51-59, 2015.

NEVES, M. P.; BAUMGARTNER, D.; BAUMGARTNER, G & DELARIVA, R. L. **Do environmental variables predict the trophic structure of fish fauna in a subtropical river (Uruguay River Ecoregion)?** J. Limnol. 77(2): 285-299. 2018.

NOVAES, J. L. C.; MOREIRA, S. I. L.; FREIRE, C. E. C.; SOUSA, M. M. O. & COSTA, R. S. **Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance.** Braz. J. Biol., vol. 74, no. 2, p. 290-301. 2014.

NOVAKOWSKI, G. C., HAHN, N. S.; FUGI, R. **Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil.** Biota Neotropica, v. 7, n. 2, p. 149-154, 2007.

NOVAKOWSKI, G. C., HAHN, N. S.; FUGI, R. **Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond.** Neotropical Ichthyology, 6(4):567-576, 2008.

OLIVEIRA, J.F., COSTA, R.S., NOVAES, J.L.C., REBOUÇAS, L.G.F., MORAIS-SEGUNDO, A.L.N. & PERETTI, D. **Efeito da seca e da variação espacial na abundância de indivíduos nas guildas tróficas da ictiofauna em um reservatório no Semiárido Brasileiro.** Boletim do Instituto de Pesca, 42(1), 51-64. 2016a.

OLIVEIRA, J.F; OLIVEIRA, J. C. D.; NOVAES, J. L. C.; DE SOUZA, A. E. F.; DE SOUSA, M. M. O.; DOS SANTOS A. B. & PERETTI, D. **Spatial-temporal analysis of the diet of a non-native fish in the Santa Cruz Reservoir, Brazilian semi-arid.** Acta Limnologica Brasiliensia, 2018, vol. 30, e110.

OLIVEIRA, J.C.D; OLIVEIRA, J.F.; REBOUÇAS, L.G.F.; NOVAES, J. L. C. & PERETTI, D. **Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet?** Acta Limnologica Brasiliensia, 2018, vol. 30, e104

OLIVEIRA, J.C.D; OLIVEIRA, J.F.; MARQUES, A.O.; PERETTI, D.; COSTA, R. S. & NOVAES, J. L. C. **Trophic ecology of detritivorous fish along a reservoir cascade in a tropical semi-arid region.** Ecol Freshw Fish. 30:234–243, 2021.

PALKOVACS, E. P.; KINNISON, M. T.; CORREA, C.; DALTON, C. M. & HENDRY, A. P. **Fates beyond traits: Ecological consequences of humaninduced trait change.** Evolutionary Applications, 5, 183–191. 2011.

PEASE, A. A.; CAPPS, K. A.; RODILES-HERNÁNDEZ, R; CASTILLO, M. M.; MENDOZA-CARRANZA, M.; SORIA-BARRETO, M.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A. **Trophic structure of fish assemblages varies across a Mesoamerican river network with contrasting climate and flow conditions.** Food Webs. 2019.

PEREIRA, L. S.; TENCATT, L. F. C. DIAS, R. M.; DE OLIVEIRA, A. G. & AGOSTINHO, A. A. **Effects of long and short flooding years on the feeding ecology of piscivorous fish in floodplain river systems.** Hydrobiologia, 795:65–80. 2017.

PETER, S. J.; DE ARAÚJO, J. C.; ARAÚJO, N. A. M.; HERRMANN, H. J. **Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network.** Journal of Hydrology, v. 512, p. 408–420, 2014.

PITTOCK, J.; MENG, J. H.; GEIGER, M.; CHAPAGAIN, A. K. **Interbasin water transfers and water scarcity in a changing world - a solution or a pipedream?.** WWF Germany. 2009.

POFF, N. L. **Landscape filters and species traits:towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology.** J.N. Am. Benthol.Soc., 16(2):391-409. 1997.

RABORN, S. W.; MIRANDA, L.E.; DRISCOLL, M.T. **Diet overlap and consumption patterns suggestseasonal flux in the likelihood for exploitativecompetition among piscivorous fishes.** Ecology of Freshwater Fish,13: 276–284. 2004.

RAMOS, T. P. A.; LIMA, J. A. S.; COSTA, S. Y. L.; SILVA, M. J.; AVELLAR, R. C.; OLIVEIRA-SILVA, L. **Continental ichthyofauna from the Paraíba do Norte River basin pre-transposition of the São Francisco River, Northeastern Brazil.** Biota Neotropica. 2018.

RAMOS, T. P. A.; LUSTOSA-COSTA, S. Y.; LIMA, R. M. O.; BARBOSA, J. E. L. & MENEZES, R. F. **First record of *Moenkhausia costae* (Steindachner 1907) in the Paraíba do Norte basin after the São Francisco River diversion.** Biota Neotropica 21(2). 2021.

RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; BEZERRA, L. A. B.; OLIVEIRA, E. F.; LEITÃO, R. P.; GARCEZ, D. S. & SANCHEZ-BOTERO, I. **How are local fish communities structured in Brazilian semiarid headwater streams?** Hydrobiologia, 819:93–108. 2018.

RELYA R. & RICKLEFS R. **A economia da natureza.** 8 ed. Ed. Guanabara Koogan Ltda. Rio de Janeiro, 2021.

SANCHEZ-HERNANDEZ, J.; HAYDEN, B.; HARROD, C.; KAHILAINEN, K. K. **Population niche breadth and individual trophic specialisation of fish along a climate-productivity gradient.** Rev Fish Biol Fisheries. 31:1025–1043. 2021.

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. 37: 130–137. 1980.

VITULE, J. R. S. & POZENATO, L. P. **Homogeneização biótica: misturando organismos em um mundo pequeno e globalizado.** Estudos de biologia: ambiente e diversidade. 2012.

WALKER, R. H.; KLUENDER, E. R.; INEBNIT, T. E. & ADAMS, R. **Differences in diet and feeding ecology of similar-sized spotted (*Lepisosteus oculatus*) and shortnose (*Lepisosteus platostomus*) gars during flooding of a south-eastern US river.** Ecology of Freshwater Fish, p. 617–625. 2013.

WARD, J. V. & STANFORD, J. A. **The serial discontinuity concept of lotic ecosystems.** P. 29–42 in Fontaine TD III, Bartell SM, eds. Dynamics of Lotic Ecosystems. Ann Arbor Sciences. 1983.

WINDELL, J. T. & BOWEN, S. H. **Methods for study of fishes diets based on analysis of stomach contents.** In: BAGENAL, T. ed. Methods for assessment of fish production in fresh water. Oxford, Blackwell Scientific. p.219-226. 1978.

WINEMILLER K. O. & PIANKA E. R. **Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes.** Ecol Mono 60: 27-55. 1990.

WINEMILLER, K. O. **Factors driving temporal and spatial variation in aquatic floodplain food webs.** In: Polis, G. A. & Winemiller, K. O. eds. Food Webs: Integration of patterns and dynamics. New York, Chapman & Hall, p. 298-312. 1996.

WINEMILLER, K. O.; FLECKER, A. S. & HOEINGHAUS, D. J. **Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems.** Journal of the North American Benthological Society 29:84-99. 2010.

WISSMAR, R. C., J. E. RICHEY, R. F. STALLARD & J. M. EDMOND. **Plankton metabolism and carbon processes in the Amazon river, its tributaries, and floodplain waters, Peru/Brazil.** Ecology 62: 1622–1633. 1981.

ZHANG, Q. F. **The South-to-North Water Transfer Project of China: Environmental implications and monitoring strategy.** Journal of the American Water Resources Association, 45(5), 1238–1247. 2009.

ZHANG, L.; LI, S.; LOAICIGA, H. A.; ZHUANG, Y. & DU, Y. **Opportunities and challenges of interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis.** Scientometrics. 105:279–294. 2015.