

Resiliência trófica da ictiofauna à seca suprasazonal em um reservatório do semiárido neotropical

Trophic resilience of fish assemblages to supraseasonal drought in a reservoir of the Neotropical semiarid

Jônata Fernandes de Oliveira¹, Danielle Peretti², José Luis Costa Noaves³, Jean Carlos Dantas de Oliveira⁴, Rogério Taygra Vasconcelos Fernandes⁵, Rodrigo Silva da Costa⁶

RESUMO: Compreender as guildas tróficas permite avaliar como a ictiofauna responde a mudanças ambientais, sobretudo em ambientes expostos a secas prolongadas. Este estudo analisou os efeitos da seca suprasazonal nas guildas tróficas de peixes no reservatório de Santa Cruz (RN), entre 2010 e 2015. As amostragens trimestrais, conduzidas em oito pontos com redes de emalhar padronizadas, foram associadas a dados de precipitação, volume e área do reservatório. As guildas foram definidas com base em revisões de dieta e valores do Índice Alimentar (IAi). A abundância relativa (CPUE) foi analisada por ANOVA e modelos lineares. Os resultados mostraram uma redução acentuada nas variáveis hidrológicas ao longo do período. A maioria das guildas manteve padrões de abundância estáveis entre os anos, enquanto os insetívoros apresentaram flutuações detectáveis nas análises estatísticas. Essa resposta diferenciada pode estar associada à diminuição da oferta de insetos aquáticos e terrestres, sensíveis à redução do nível d'água e à degradação das margens. Os resultados sugerem capacidade de ajuste trófico da ictiofauna sob seca prolongada e reforçam a necessidade de estratégias de manejo que priorizem a conservação de habitats aquáticos frente a eventos hidrológicos extremos no semiárido neotropical.

Palavras-chave: Abundância relativa; Estrutura trófica; Habitat aquático; Mudanças climáticas; Semiárido brasileiro.

ABSTRACT: Understanding trophic guilds allows for the assessment of how fish assemblages respond to environmental changes, especially in systems exposed to prolonged droughts. This study analyzed the effects of supraseasonal drought on fish trophic guilds in the Santa Cruz Reservoir (RN), from 2010 to 2015. Quarterly fish sampling was conducted at eight sites using standardized gillnets, alongside data on precipitation, reservoir volume, and surface area. Trophic guilds were defined based on dietary literature and values of the Alimentary Index (IAi). Relative abundance (CPUE) was analyzed using ANOVA and linear models. Results indicated a marked reduction in hydrological variables over time. Most guilds maintained stable abundance patterns across years, while insectivores showed detectable fluctuations in the statistical analyses. This differentiated response may be linked to decreased availability of aquatic and terrestrial insects, which are sensitive to declining water levels and marginal habitat degradation. The findings suggest trophic adjustment capacity of fish assemblages under prolonged drought and reinforce the need for management strategies that prioritize the conservation of aquatic habitats in the face of extreme hydrological events in the Neotropical semiarid.

¹ Doutor em Ciência Animal pela Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Professor do Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN), Mossoró (RN), Brasil.

² Doutora em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professora do Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), Mossoró, (RN), Brasil.

³ Doutor em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Professor da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró, (RN), Brasil.

⁴ Doutor em Ciência Animal pela Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Pesquisador do Programa RN Mais Científico da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), Mossoró (RN), Brasil.

⁵ Doutor em Ciência Animal pela Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA). Professor do Departamento de Ciência Animal da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró (RN), Brasil.

⁶ Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professor da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró (RN), Brasil.

Keywords: Aquatic habitat; Brazilian semiarid; Climate change; Relative abundance; Trophic structure.

Autor correspondente: Jônnata Fernandes de Oliveira
E-mail: jonnata.oliveira@ifrn.edu.br

Recebido em: 2024-04-23
Aceito em: 2025-12-04

1 INTRODUÇÃO

Compreender as guildas tróficas é fundamental na pesquisa ictiológica, pois fornece informações cruciais sobre características alimentares e interações tróficas (Silveira *et al.*, 2020). O conhecimento da composição das guildas é fundamental para determinar a estrutura trófica e entender as relações entre os componentes da ictiofauna e sua interação com outros organismos na comunidade aquática (Amundsen; Sánchez-Hernández, 2019). Essas informações são importantes para avaliar a adaptação ecológica a distúrbios ambientais, ameaças à biodiversidade global (Parravicini *et al.*, 2020) e para o desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo e conservação (Liu *et al.*, 2019).

Flutuações no fluxo de água impactam as condições ambientais (Spurgeon *et al.*, 2019), influenciando o comportamento, a alimentação e a reprodução dos peixes em ambientes naturais e modificados (Baumgartner *et al.*, 2020). Atividades humanas, como a construção de barragens, alteram os padrões de fluxo dos rios globalmente, resultando em impactos negativos na biodiversidade, qualidade da água e processos ecológicos (Palmer; Ruhi, 2019). A degradação e fragmentação de habitats são causas da redução na produção de peixes em ecossistemas de água doce (Wang *et al.*, 2019), enquanto distúrbios persistentes podem eliminar espécies sensíveis, alterando as comunidades (Johnson *et al.*, 2020) e facilitando invasões biológicas (Bueno *et al.*, 2023).

Secas prolongadas têm impacto nos ecossistemas de água doce globalmente e são relevantes para o ciclo hidrológico (Parasiewicz *et al.*, 2019). Nos reservatórios, as mudanças climáticas criam desafios únicos devido às características distintas de habitat e sua forte conexão com bacias hidrográficas (Miranda; Coppola; Boxrucker, 2020). As regiões áridas e semiáridas enfrentam vulnerabilidade crescente a condições mais quentes e secas, desafiando os ecossistemas de água doce (Brasil *et al.*, 2016). Na região semiárida do Nordeste do Brasil, secas prolongadas e enxentes breves carecem de pesquisas sobre seus efeitos nas guildas tróficas de peixes (Bezerra *et al.*, 2018).

A seca prolongada e a crescente demanda por água para usos humanos intensificam os impactos nos ecossistemas de água doce (Kovach *et al.*, 2019). Assim, há uma necessidade urgente de pesquisas para entender os impactos da seca suprasazonal e mudanças climáticas futuras nos ecossistemas de água doce tropicais. A seca suprasazonal se refere a períodos de escassez de água que se estendem além das secas sazonais esperadas para a região (Back; Sônego; Pereira, 2020), resultando em impactos mais intensos e duradouros nos recursos hídricos (Falasco *et al.*, 2020).

Mudanças climáticas e a construção de barragens têm modificado profundamente os regimes hidrológicos naturais, afetando atributos como frequência, duração e sazonalidade das vazões, o que compromete a integridade hidroecológica dos sistemas fluviais (Yang *et al.*, 2019). A seca suprasazonal intensifica esses impactos, impondo pressões adicionais sobre os ecossistemas aquáticos e suas comunidades, com

consequências prolongadas para a biodiversidade e os processos ecológicos (Souza *et al.*, 2017). Nesse contexto, o estudo das guildas tróficas de peixes torna-se uma ferramenta relevante para compreender os efeitos de períodos secos prolongados sobre a estrutura das comunidades e sua abundância relativa (Jia *et al.*, 2021).

Considerando os efeitos cumulativos da seca prolongada sobre as variáveis hidrológicas, formulou-se a hipótese de que a redução na precipitação, no volume e na área do reservatório resulta em alterações na composição e em uma diminuição na abundância relativa das guildas tróficas ao longo do tempo. Para testar essa hipótese, a ictiofauna do reservatório de Santa Cruz, na bacia do rio Apodi-Mossoró (semiárido brasileiro), foi analisada com base em dados coletados durante seis anos consecutivos. O estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da seca suprasazonal sobre a composição e a abundância das guildas tróficas, buscando compreender suas implicações ecológicas e subsidiar estratégias de manejo adaptadas às condições climáticas da região.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Santa Cruz está situado na bacia do Rio Apodi-Mossoró, no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. É o maior reservatório dessa bacia, cobrindo uma área de 341,3 hectares, com uma altura de 57,50 metros e uma capacidade de armazenamento de 600 milhões de metros cúbicos de água. Ele entrou em operação em 2002 (Bacia Apodi/Mossoró, 2023). A região onde está localizado exibe um gradiente característico de semiárido. A frequência dos tipos climáticos anuais “BWh” indica núcleos de forte aridez no interior do Rio Grande do Norte (Dubreuil *et al.*, 2018). Na área de estudo, a precipitação média anual é de 750 mm. Nos últimos anos, foi observado um declínio na precipitação em comparação com a média anual (Figura 1), com exceção de 2011, que registrou um valor máximo de 1.041,6 mm, e 2015, que teve um valor mínimo de 246,3 mm (SEMARH, 2017). Consequentemente, o volume de água no reservatório foi drasticamente reduzido, caindo de 91,4% de sua capacidade em 2010 para 37% em 2015 (EMPARN, 2017).

Durante o período de estudo, foi observada uma redução na área do reservatório de Santa Cruz (Figura 2). Em 2010, a área inicial do reservatório era de 23,48 km². No entanto, no final do período em 2015, essa área havia diminuído para 16,84 km². Em 2011, houve um aumento na área para 26,11 km² devido à maior precipitação. No entanto, nos anos subsequentes, a precipitação foi baixa, resultando em uma redução gradual na área do reservatório. Os dados indicam que a área foi de 24,25 km² em 2012, 23,43 km² em 2013, 19,88 km² em 2014 e, finalmente, 16,84 km² em 2015. Essas flutuações na área do reservatório destacam a estreita relação entre a precipitação e as mudanças observadas no tamanho deste corpo d'água.

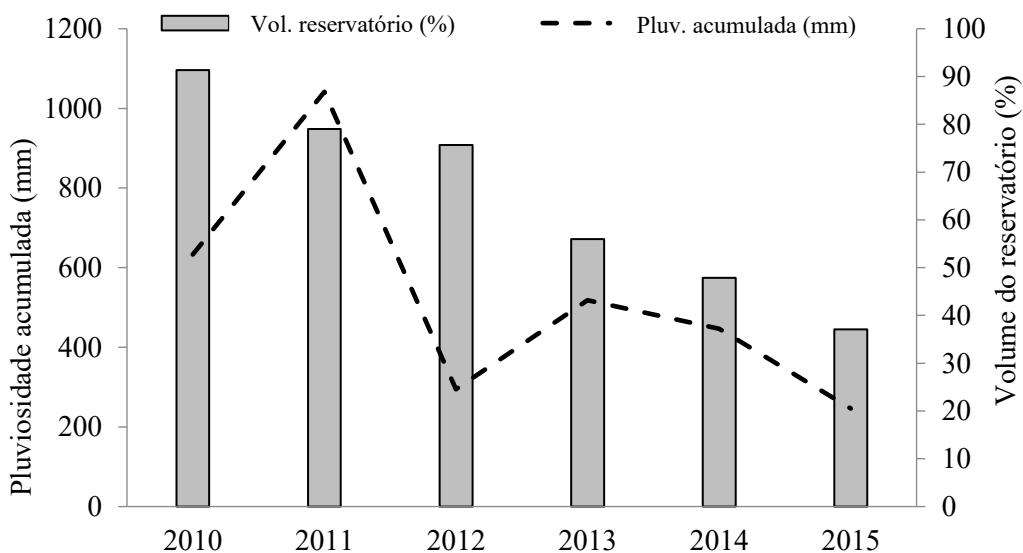


Figura 1. Variação anual da precipitação cumulativa e volume de água no Reservatório de Santa Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil, entre 2010 e 2015

2.2 COLETA DE DADOS BIOLÓGICOS

A captura trimestral de peixes foi realizada entre fevereiro de 2010 e novembro de 2015 em oito locais de amostragem distribuídos por todo o reservatório (Figura 3). Cada local de amostragem seguiu um protocolo padronizado, utilizando 11 redes de emalhar com tamanhos de malha variando de 12 a 70 mm (entre nós adjacentes). Essas redes tinham 15 metros de comprimento e altura entre 1,8 a 2,0 metros, totalizando uma área de 301,8 metros quadrados. As redes eram instaladas às 17h, verificadas às 22h e retiradas às 5h do dia seguinte.

Após a captura, os peixes foram transportados para o laboratório para identificação. A confirmação taxonômica foi realizada por um taxonomista da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), garantindo a precisão dos registros. Alguns espécimes foram depositados na coleção ictiológica da UFPB, com números de catálogo que vão de UFPB 8953 a UFPB 8997. A coleta de peixes foi devidamente autorizada (SISBIO: 27046), seguindo rigorosamente todos os procedimentos éticos estabelecidos para captura, armazenamento, transporte e análise.

2.3 IDENTIFICAÇÃO DAS GUILDAS

As guildas tróficas foram determinadas com base em uma revisão da literatura de estudos existentes sobre dietas de peixes em ambientes aquáticos continentais no semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil (Gurgel *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2016a; Oliveira *et al.*, 2016b; Moura *et al.*, 2018; Oliveira *et al.*, 2018). Com exceção de Gurgel *et al.* (2005), todos os estudos citados foram realizados por autores deste trabalho e incluem análises conduzidas no reservatório de Santa Cruz, mesmo local da presente pesquisa, ou em sistemas hidrográficos próximos. As espécies amostradas neste estudo estão

contempladas nessas referências, o que assegura a representatividade local e ecológica das classificações tróficas adotadas. A escolha por essa abordagem é justificada pela estabilidade alimentar observada em espécies adultas de peixes tropicais e pela solidez das informações previamente publicadas para a região, permitindo comparações consistentes ao longo do tempo.

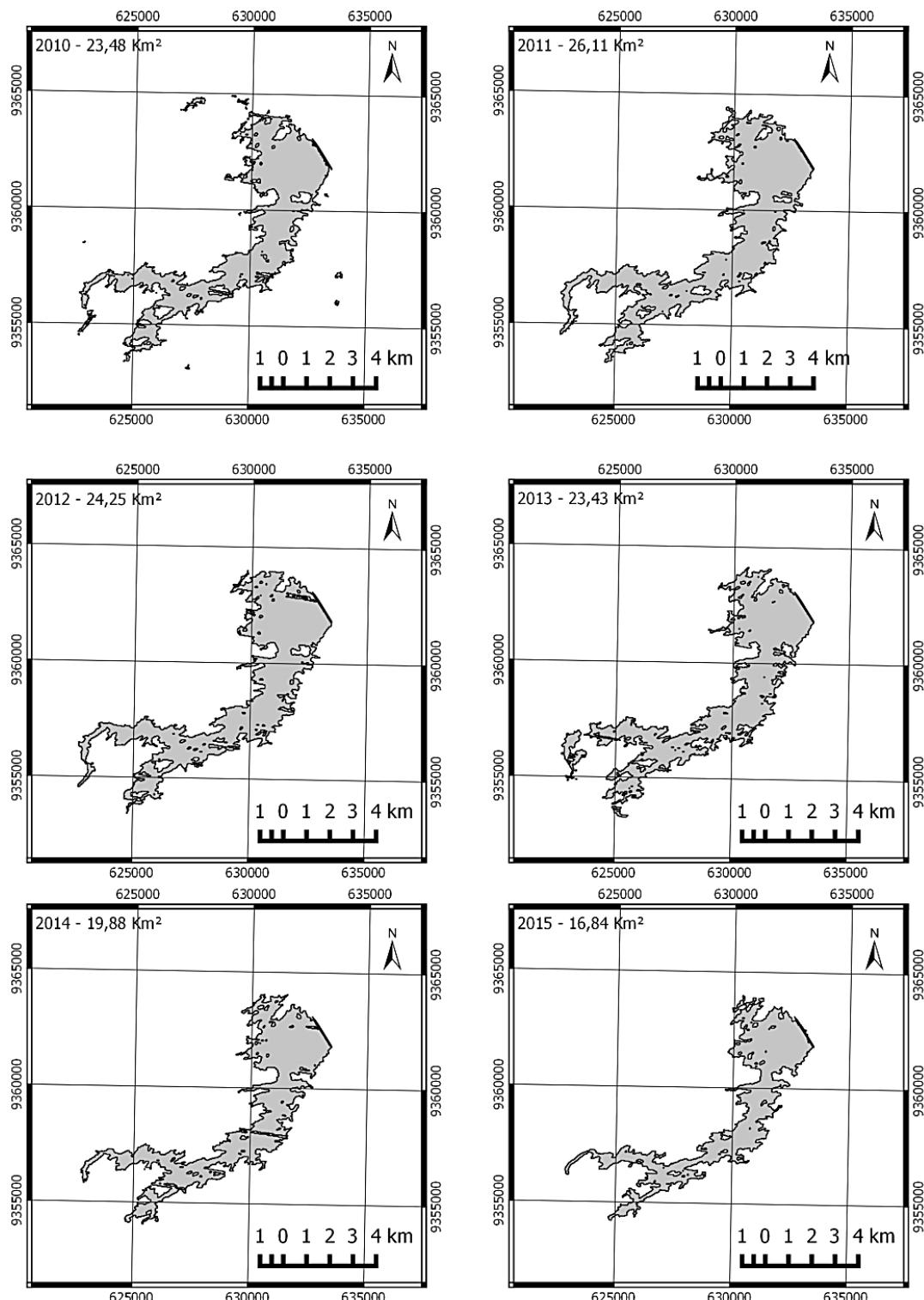


Figura 2. Variação anual na área do Reservatório de Santa Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil, entre 2010 e 2015

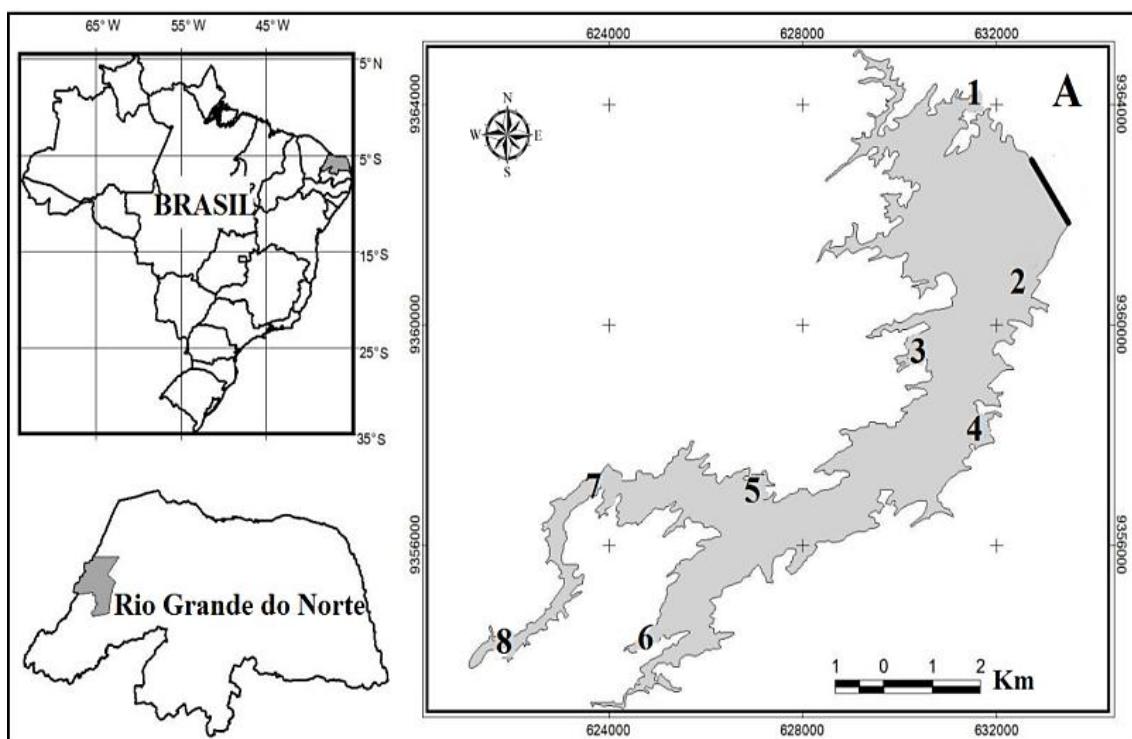


Figura 3. Localização do Reservatório de Santa Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil, e os oito locais de amostragem para ictiofauna distribuídos ao longo do corpo d'água

Os dados do Índice de Importância Alimentar (IAi) das espécies registradas nos artigos foram usados para caracterizar as respectivas categorias tróficas dos peixes, conforme proposto por Zavala-Camin (1996).

2.4 ANÁLISE DE DADOS

Os dados de Captura por Unidade de Esforço (CPUE), expressos como $N/(m^2 \times h)$, foram utilizados neste estudo. Aqui, “N” representa o número de indivíduos capturados, “ m^2 ” se refere à área das redes utilizadas ($301,8 \text{ m}^2$ por local de amostragem) e “h” representa o tempo de exposição das redes de pesca (12 horas), para cada guilda trófica e ano de coleta.

Aplicamos os testes de Levene e Shapiro-Wilk para verificar as premissas de homogeneidade de variância e normalidade nos valores de CPUE de cada guilda. Quando algumas guildas não atenderam às premissas com dados brutos, transformações, como logaritmo, raiz quadrada ou Box-Cox, foram realizadas para reduzir a heterogeneidade de variância e aproximar a distribuição dos dados à normalidade. Uma vez que as premissas foram atendidas, prosseguimos com uma Análise de Variância (ANOVA), seguida pelo teste de Tukey para comparações múltiplas entre os anos, com um nível de significância de $p < 0,05$.

Inicialmente, planejamos utilizar Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) para analisar a relação entre variáveis independentes (precipitação, volume e área) e a abundância de peixes nas guildas tróficas ao longo do tempo. No entanto, devido ao número de níveis da variável categórica “Anos” ($n = 6$) ser igual ao número total de

observações ($n = 6$), optamos por ajustar Modelos Lineares Simples (LM) para cada guilda trófica. Esses modelos permitiram avaliar a relação entre cada variável independente e a abundância de peixes em cada guilda. As análises estatísticas foram realizadas com o software RStudio (R Core Team, 2021), utilizando os pacotes stats, e car.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo do estudo, um total de 12.548 peixes foi capturado, representando 22 espécies distribuídas por 11 famílias e três ordens distintas. A diversidade de espécies apresentou variações ao longo dos anos, com 18 espécies identificadas nos anos de 2010, 2011, 2013 e 2014, enquanto nos anos de 2012 e 2015 a riqueza chegou a 20 espécies. Uma tendência notável foi a redução no número total de indivíduos capturados, diminuindo de 3.613 em 2010 para 1.421 em 2015 (Tabela 1).

As espécies mais abundantes durante o período foram *Moenkhausia dichroura* (Kner, 1858), com uma contagem significativa de 3.293 indivíduos, seguida por *Curimatella lepidura* (Eigenmann & Eigenmann, 1889) ($n = 2.075$), *Triportheus signatus* (Garman, 1890) ($n = 1.643$), *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1.840) ($n = 1.475$) e *Hypostomus pusarum* (Starks, 1913) ($n = 1.113$). Em contraste, quantidades menos expressivas foram registradas para *Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903) ($n = 1$), *Pimelodella dorseyi* (Fowler, 1941) ($n = 3$), *Steindachnerina notonota* (Miranda Ribeiro, 1937) ($n = 3$), *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1829) ($n = 5$) e *Cichlasoma orientale* (Kullander, 1983) ($n = 9$).

Os resultados da pesquisa revelam flutuações na abundância de espécies ao longo dos anos no reservatório de Santa Cruz, no Rio Grande do Norte, Brasil, fornecendo informações sobre as dinâmicas ecológicas associadas a fatores ambientais. A correlação entre essas variações e os padrões de precipitação observados está ligada ao período prolongado de seca enfrentado entre 2010 e 2015, com exceção de 2011. A redução no número total de peixes capturados nesse período indica potenciais impactos na comunidade ictiofaunística, associados à baixa precipitação e à diminuição do volume de água e da área do reservatório.

As condições climáticas adversas durante o período de estudo impactaram diretamente o volume e a área de água do reservatório, contribuindo potencialmente para flutuações na abundância de peixes ao longo do tempo. Anos com índices de precipitação mais elevados coincidiram com maior abundância relativa de indivíduos, possivelmente em decorrência da expansão de habitats aquáticos e da criação de condições mais favoráveis à sobrevivência e reprodução das espécies. Por outro lado, a redução da área e do volume do reservatório, resultante da alteração hidrológica, compromete os habitats aquáticos e pode afetar negativamente processos ecológicos como alimentação, abrigo e recrutamento da ictiofauna (Santos *et al.*, 2023). A hipótese do aumento trófico, que propõe um acréscimo inicial na abundância de peixes nos primeiros anos de formação do reservatório seguido de declínio posterior (Monaghan *et al.*, 2020), pode ajudar a interpretar a tendência observada de redução na abundância ao longo dos anos.

Tabela 1. Lista e Abundância de espécies de peixes por ano e classificação de Guilda Trófica (GT) no Reservatório de Santa Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil.

| GRUPO TAXONÔMICO | GT | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | NC |
|---|----------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| CHARACIFORMES | | | | | | | | |
| Anostomidae | | | | | | | | |
| <i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941) | O ^{2, 4} | 22 | 97 | 31 | 51 | 65 | 24 | 8967 |
| <i>Leporinus taeniatus</i> (Lütken, 1875) | * | | 2 | 7 | 3 | 7 | 8 | 8937 |
| Erythrinidae | | | | | | | | |
| <i>Hoplias gr. malabaricus</i> (Bloch, 1794) | P ^{2, 3, 4} | 48 | 64 | 76 | 123 | 64 | 78 | 8946 |
| Curimatidae | | | | | | | | |
| <i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889) | D ^{2, 3} | 468 | 945 | 100 | 223 | 120 | 219 | 8969 |
| <i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937) | D ^{1, 2} | | | | | 3 | | 8949 |
| Characidae | | | | | | | | |
| <i>Astyanax aff. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758) | I ^{2, 4, 5} | 61 | 12 | 3 | 108 | 276 | 131 | 8965 |
| <i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819) | O ¹ | 36 | | 4 | 46 | 6 | 4 | 8980 |
| <i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907) | * | 189 | 13 | 9 | 28 | 45 | 56 | 8979 |
| <i>Moenkhausia dichroura</i> (Kner, 1858) | I ^{2, 5} | 1703 | 236 | 281 | 531 | 407 | 135 | 8958 |
| <i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903) | * | | | | | | 1 | 8964 |
| Triportheidae | | | | | | | | |
| <i>Triportheus signatus</i> (Garman, 1890) | I ^{3, 5} | 192 | 326 | 386 | 312 | 197 | 230 | 8982 |
| Prochilodontidae | | | | | | | | |
| <i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1875) | D ^{2, 4, 5} | 11 | 21 | 19 | 33 | 22 | 17 | 8974 |
| SILURIFORMES | | | | | | | | |
| Auchenipteridae | | | | | | | | |
| <i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766) | I ^{2, 5} | 78 | 77 | 94 | 121 | 88 | 139 | 8961 |
| Loricariidae | | | | | | | | |
| <i>Hypostomus pusarum</i> (Starks, 1913) | D ^{2, 3, 5} | 184 | 312 | 161 | 203 | 130 | 123 | 8934 |
| <i>Loricariichthys platymetopon</i> (Isbrücker & Nijssen, 1979) | D ^{2, 3, 5} | 16 | 18 | 4 | 7 | 5 | | 8942 |
| Pimelodidae | | | | | | | | |
| <i>Pimelodella dorseyi</i> (Fowler, 1941) | * | 1 | | 1 | | | 1 | 8940 |
| PERCIFORMES | | | | | | | | |
| Sciaenidae | | | | | | | | |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) | C ^{3, 5} | 515 | 244 | 171 | 141 | 202 | 202 | 8966 |
| CICHLIFORMES | | | | | | | | |
| Cichlidae | | | | | | | | |
| <i>Cichla monoculus</i> (Spix & Agassiz, 1831) | P ^{2, 3} | 51 | 43 | 32 | 29 | 32 | 10 | 8955 |
| <i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1829) | * | 1 | 1 | 2 | | | 1 | 8960 |
| <i>Cichlasoma orientale</i> (Kullander, 1983) | O ¹ | 1 | 2 | 1 | | | 5 | 8939 |
| <i>Crenicichla menezesi</i> (Ploeg, 1991) | O ¹ | 34 | 15 | 14 | 27 | 14 | 33 | 8935 |
| <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) | O ⁴ | 3 | 1 | 4 | 11 | 4 | 4 | 8986 |
| Abundância total | | 3613 | 2429 | 1399 | 1999 | 1687 | 1421 | |
| Riqueza total | | 18 | 18 | 20 | 18 | 18 | 20 | |

D – Detritívoros; C – Carcinófagos; I – Insetívoros; O – Onívoros; P – Piscívoros; * – Espécies sem dados suficientes na literatura para classificação trófica. NC - Número de Catálogo.

Em relação às espécies específicas, *Moenkhausia dichroura* foi a mais numerosa em 2010, mas apresentou redução na abundância nos anos seguintes, mantendo ainda presença relevante, possivelmente devido à sua adaptabilidade às variações ambientais (Araújo *et al.*, 2019). Outras espécies, como *Curimatella lepidura* e *Plagioscion squamosissimus*, mantiveram-se estáveis ao longo do período, sugerindo adaptação a condições variáveis do reservatório, seja por exploração de nichos ecológicos específicos ou por características fisiológicas vantajosas. Esses achados estão em consonância com o conceito de rotatividade de espécies, que destaca a substituição na ocupação de nichos conforme as condições ambientais (Loreau *et al.*, 2021). A persistência de espécies não

nativas, como *P. squamosissimus*, entretanto, pode representar um risco à biodiversidade local, especialmente em cenários de mudanças ambientais.

A seca suprasazonal, que se estendeu além da estação seca regular, impactou negativamente a ictiofauna, conforme apontado em estudos que destacam os efeitos prejudiciais das secas sobre ecossistemas aquáticos (Rego; Rangel-Junior; Costa, 2019). Além dessas alterações hidrológicas, as pressões humanas como a fragmentação de rios por barragens e o uso intensivo do entorno intensificam as ameaças à biodiversidade de ecossistemas de água doce (Peluso *et al.*, 2022). Atividades antropogênicas, como a pesca excessiva e a modificação da paisagem, podem influenciar a estrutura das comunidades de peixes. Espécies menos abundantes, como *Psellogrammus kennedyi*, *Pimelodella dorseyi* e *Steindachnerina notonota*, mostraram maior sensibilidade a alterações ambientais, o que reforça a importância de medidas conservacionistas voltadas especialmente às espécies nativas (Liautaud *et al.*, 2019).

Os testes de Shapiro-Wilk e Levene foram conduzidos para avaliar as premissas de normalidade e homogeneidade de variância nos dados (Tabela 2). Os resultados indicaram que, após a aplicação de transformações logarítmica, raiz quadrada e Box-Cox, os valores de “p” melhoraram significativamente, aproximando os dados de uma distribuição normal em todas as guildas, exceto nos insetívoros. Além disso, os testes de Levene mostraram que a homogeneidade de variância foi atendida em todas as guildas, tanto nos dados originais quanto nos transformados, com valores de “p” acima de 0,05. Esses resultados validam a adequação dos dados para análises estatísticas subsequentes, como a ANOVA.

Tabela 2. Resultados dos testes de Shapiro-Wilk e Levene para verificar as premissas de normalidade e homogeneidade de variância em cada guilda

| Guilda | Shapiro-Wilk (dados originais) | Shapiro-Wilk (dados transformados) | Levene (dados originais) | Levene (dados transformados) |
|--------------|-----------------------------------|--|-----------------------------|---------------------------------|
| Detritívoros | 0,3198 | log: 0,7032, raiz: 0,501, box-cox: 0,9846 | 0,4419 | 0,4419 |
| Carcinófagos | 0,05142 | log: 0,1714, raiz: 0,0959, box-cox: 0,7104 | 0,5604 | 0,5604 |
| Insetívoros | 0,7484 | log: 0,88, raiz: 0,8466, box-cox: 0,8799 | 0,07844 | 0,8772 |
| Onívoros | 0,5285 | log: 0,247, raiz: 0,3748, box-cox: 0,8272 | 0,8627 | 0,8627 |
| Piscívoros | 0,7553 | log: 0,8397, raiz: 0,802, box-cox: 0,8921 | 0,5811 | 0,793 |

Os testes foram realizados com dados originais e transformados usando as transformações logaritma, raiz quadrada e Box-Cox. Os valores de “p” indicam o nível de significância dos testes, com valores acima de 0,05 sugerindo que as premissas foram atendidas.

A análise de variância (ANOVA) foi realizada para investigar possíveis diferenças nas médias das guildas de peixes ao longo dos anos (Tabela 3). Os resultados indicaram que as guildas de detritívoros, carcinófagos, onívoros e piscívoros não apresentaram diferenças significativas nas médias ao longo do tempo, com valores de “F” baixos e probabilidades associadas ($Pr(>F)$) acima de 0,05. Isso sugere uma relativa estabilidade

nessas guildas ao longo dos anos, com todas as médias agrupadas em um único grupo pelo teste de Tukey.

Por outro lado, a guilda de insetívoros mostrou diferenças nas médias ao longo dos anos, com um valor de “F” alto e $Pr(>F)$ abaixo de 0,05. O teste de Tukey revelou que todas as médias estavam agrupadas no mesmo grupo, mas variaram dentro desse grupo. Isso indica variações na abundância dessa guilda ao longo do tempo, em contraste com as outras guildas que permaneceram relativamente estáveis. Esses resultados sugerem que as mudanças nas variáveis ambientais, como precipitação e volume de água, podem influenciar a dinâmica das guildas tróficas (Ticiani *et al.*, 2023). Mas, é importante ressaltar que as relações não foram consistentes em todas as guildas, destacando a complexidade das interações entre os peixes e seu ambiente.

Tabela 3. Resultados da ANOVA e do teste de Tukey para cada guilda de peixes, incluindo os valores de F, Pr(>F), e as comparações de médias para cada ano, destacando possíveis diferenças estatisticamente significativas

| Guil | ANOVA F value | Significância (p-value) | MS error | Média | CV | Grupos Tukey |
|--------------|---------------|-------------------------|----------|---------|---------|--|
| Detritívoros | 0,116 | 0,737 | 0,4334 | 1,47948 | 44,50% | 2010a, 2012a, 2015a, 2013a, 2011a, 2014a |
| Carcinófagos | 0,157 | 0,696 | 0,5393 | 0,65426 | 112,20% | 2012a, 2011a, 2015a, 2010a, 2013a, 2014a |
| Insetívoros | 8,797 | 0,00713 * | 0,485 | 2,01401 | 34,60% | 2011a, 2014a, 2015a, 2013a |
| Onívoros | 1,721 | 0,203 | 0,2485 | 0,35841 | 139,10% | 2014a, 2013a, 2012a, 2015a |
| Piscívoros | 0,499 | 0,487 | 0,0856 | 0,01078 | 2714% | 2012a, 2011a, 2013a, 2014a, 2010a, 2015a |

Os modelos lineares (LMs) revelaram diferentes associações entre as variáveis ambientais e a abundância de peixes nas guildas tróficas estudadas (Tabela 4). A guilda de detritívoros mostrou uma tendência positiva entre precipitação e abundância de peixes, com um coeficiente estimado de 0,05 ($p = 0,07$), sugerindo que o aumento da precipitação pode aumentar a abundância dessa guilda. Já a guilda de carcinófagos apresentou uma relação positiva entre o volume de água e a abundância de peixes (coeficiente estimado de 0,43, $p = 0,04$), indicando que um aumento no volume pode elevar a abundância dessa guilda. No entanto, a área teve um efeito negativo sobre a abundância de carcinófagos, com um coeficiente estimado de -2,36 ($p = 0,07$).

Os resultados para a guilda de insetívoros não mostraram significância nas variáveis independentes, apesar de uma tendência de volume ter um efeito positivo e a área ter um efeito negativo na abundância. A guilda de onívoros também não apresentou associações significativas com as variáveis independentes, mas a área mostrou uma tendência positiva com um coeficiente estimado de 0,81. Para a guilda de piscívoros, não foram identificadas associações significativas entre as variáveis independentes e a

abundância de peixes. Em resumo, as mudanças nas variáveis ambientais analisadas, principalmente a precipitação e o volume de água, podem impactar a abundância de algumas guildas tróficas, embora as relações não sejam consistentes em todas as guildas.

Os modelos lineares revelaram associações específicas entre variáveis ambientais e a abundância de peixes em diferentes guildas. A guilda de detritívoros mostrou uma tendência positiva com a precipitação, sugerindo que o aumento da precipitação pode aumentar a abundância dessa guilda (Peluso *et al.*, 2022). Já a guilda de carcinófagos apresentou uma relação positiva com o volume de água, indicando que um aumento no volume pode elevar a abundância dessa guilda. Essas associações destacam a importância de fatores ambientais na determinação da abundância de peixes nas guildas tróficas.

Tabela 4. Resultados das análises de regressão linear entre as variáveis independentes (precipitação, volume e área) e a abundância de peixes em diferentes guildas tróficas no Reservatório de Santa Cruz, RN, Brasil.

| Guilda Trófica | Variável | Estimativa | Erro Padrão | Valor t | Valor p |
|----------------|--------------|------------|-------------|---------|---------|
| Detritívoros | Constante | 5,086 | 28,46 | 0,179 | 0,875 |
| | Precipitação | 0,054 | 0,015 | 3,511 | 0,072 |
| | Volume | 0,078 | 0,278 | 0,28 | 0,806 |
| | Área | -0,737 | 1,958 | -0,376 | 0,743 |
| Carcinófagos | Constante | 30,945 | 9,306 | 3,325 | 0,08 |
| | Precipitação | 0,008 | 0,005 | 1,554 | 0,26 |
| | Volume | 0,426 | 0,091 | 4,688 | 0,043 |
| | Área | -2,363 | 0,64 | -3,691 | 0,066 |
| Insetívoros | Constante | 104,061 | 97,232 | 1,07 | 0,397 |
| | Precipitação | 0,006 | 0,053 | 0,11 | 0,923 |
| | Volume | 1,526 | 0,949 | 1,608 | 0,249 |
| | Área | -7,393 | 6,689 | -1,105 | 0,384 |
| Onívoros | Constante | -6,44 | 5,953 | -1,082 | 0,392 |
| | Precipitação | 0,001 | 0,003 | 0,246 | 0,828 |
| | Volume | -0,089 | 0,058 | -1,54 | 0,264 |
| | Área | 0,812 | 0,41 | 1,982 | 0,186 |
| Piscívoros | Constante | -1,576 | 3,507 | -0,449 | 0,697 |
| | Precipitação | -0,001 | 0,002 | -0,58 | 0,621 |
| | Volume | -0,046 | 0,034 | -1,352 | 0,309 |
| | Área | 0,423 | 0,241 | 1,754 | 0,222 |

Os coeficientes estimados, erros padrão, valores de teste “t” e de “p” são apresentados para cada guilda trófica, juntamente com o modelo (R^2 ajustado) e os estatísticos de qualidade do modelo (F e seu valor de p).

Embora as dinâmicas das guildas detritívoras, carcinófagas e insetívoras estejam relacionadas a mudanças nos fatores ambientais, outras guildas, como as de onívoros e piscívoros, não apresentaram associações significativas com as variáveis estudadas. Isso sugere que, para essas guildas, fatores adicionais ou contextuais, como a qualidade da água ou interações ecológicas, podem estar influenciando suas abundâncias (Turschwell *et al.*, 2019). Assim, embora os resultados confirmem a influência das mudanças hidrológicas nas guildas tróficas, outras variáveis devem ser consideradas para compreender completamente as dinâmicas complexas das comunidades de peixes no reservatório (Liautaud *et al.*, 2019).

A sensibilidade específica das guildas detritívoras e insetívoras enfatiza a importância de considerar as respostas distintas de cada guilda a distúrbios ambientais (Su *et al.*, 2021). Esses achados contribuem para a compreensão dos impactos das mudanças nas condições do reservatório nas guildas tróficas, fornecendo informações relevantes para estratégias de manejo e conservação adaptadas às condições específicas da região semiárida brasileira.

O baixo volume do reservatório de Santa Cruz, aliado à baixa precipitação e sua localização no curso inferior do rio, interfere na proporção de matéria orgânica particulada maior (Oliveira *et al.*, 2021). Isso resulta em um aumento na proporção de material orgânico mais fino, afetando a abundância de detritívoros nesta comunidade (Korman *et al.*, 2021). Como os detritívoros desempenham um papel crucial nos processos de ciclagem de matéria e energia em sistemas aquáticos, sua diminuição pode impactar a dinâmica desses sistemas e as funções ecológicas associadas.

Em relação à guilda detritívora, composta por *C. lepidura*, *H. pusarum*, *L. platymetopon*, *P. brevis* e *S. notonota*, a correlação com a precipitação sugere que a disponibilidade de chuva é um fator-chave para a abundância dessas espécies. A redução na abundância dessas espécies pode estar ligada à drástica redução no volume de água do reservatório, que caiu de 91,4% de capacidade em 2010 para 37% em 2015. Essa variação está ligada a flutuações na área do reservatório, dependente dos padrões de precipitação (Zhang *et al.*, 2021).

Por outro lado, a guilda insetívora, composta por *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *M. costae*, *M. dichroura*, *P. kennedyi*, *T. signatus* e *T. galeatus*, mostrou variações na CPUE ao longo dos anos, mas não apresentou uma relação clara com a precipitação e o volume do reservatório (Cunico *et al.*, 2002). A maior CPUE foi registrada em 2010, quando o reservatório estava com maior capacidade hídrica e alta precipitação, indicando que a precipitação não foi o fator determinante para a abundância dessas espécies.

Os insetos aquáticos, distribuídos em diferentes micro-hábitats, podem apresentar variações sazonais na disponibilidade de alimento (Beserra *et al.*, 2010). Em períodos de alto volume de água, os insetívoros podem aproveitar os recursos alimentares autóctones no ambiente e explorar a região litorânea para buscar alimentos alóctones e refúgios (Oliveira *et al.*, 2016a). A diminuição da área do ambiente, com escassez de recursos alimentares alóctones e áreas de refúgio, pode facilitar a captura dessas espécies por predadores como *H. malabaricus*, cuja abundância se manteve estável ao longo dos anos.

As diferenças nas médias das guildas detritívoras, carcinófagas, onívoras e piscívoras ao longo dos anos não foram significativas, segundo os resultados da ANOVA. Isso sugere que essas guildas permaneceram estáveis ao longo do tempo, e fatores ambientais como precipitação, volume de água ou área do reservatório não parecem ter influenciado significativamente suas abundâncias. Portanto, os achados ressaltam a necessidade de considerar outros fatores não analisados nesta pesquisa para entender a dinâmica dessas guildas.

A guilda de insetívoros foi a única a apresentar variação significativa na abundância ao longo dos anos. Embora os modelos lineares não tenham identificado correlações estatisticamente significativas com as variáveis ambientais avaliadas, essa instabilidade pode refletir a sensibilidade dessa guilda a outros fatores não modelados, como flutuações sazonais na oferta de insetos aquáticos e terrestres (Beserra *et al.*, 2010).

As guildas onívoras e piscívoras não demonstraram associações significativas com as variáveis ambientais examinadas. No caso das onívoras, essa ausência de relação pode decorrer da ampla plasticidade alimentar, que permite adaptação a diferentes condições ambientais (Carvalho *et al.*, 2019; Arantes *et al.*, 2019). Quanto à guilda piscívora, sua estabilidade pode estar associada à mobilidade que facilita a busca por recursos alimentares em variados ambientes (Montenegro *et al.*, 2012).

Além dessas análises específicas por guilda, é necessário considerar a estrutura ecológica mais ampla da comunidade. A estabilidade observada nas guildas piscívoras e onívoras, embora pareça sinal de resistência ecológica, pode também refletir dominância funcional de espécies generalistas, o que implica possível perda de diversidade funcional. Comunidades com menor diversidade funcional tendem a responder menos eficazmente às mudanças ambientais (Liautaud *et al.*, 2019). Portanto, avaliar o impacto ecológico dessa estabilidade exige abordagem que vá além da constância nas médias de abundância e inclua as funções desempenhadas pelas espécies.

Embora o foco deste estudo tenha sido guildas tróficas isoladas, é fundamental integrá-lo à perspectiva de rede trófica, ou seja, considerar interações ecológicas entre as guildas. A redução na abundância das guildas de níveis tróficos mais baixos, como os insetívoros, pode comprometer a disponibilidade de presas e alterar a estrutura de interações predador-presa, com consequências para o fluxo de energia e para os processos de ciclagem de nutrientes. Estudos em sistemas de água doce mostram que variações hidrológicas influenciam essas dinâmicas (Turschwell *et al.*, 2019) e que a diversidade funcional entre guildas pode funcionar como “seguro” para manutenção dos processos ecossistêmicos (Loreau *et al.*, 2021). Logo, compreender as guildas como componentes interdependentes é crucial para interpretar os efeitos de perturbações antrópicas e mudanças climáticas. Com base nos resultados apresentados, é fundamental considerar uma série de fatores adicionais para entender completamente a dinâmica das comunidades de peixes no reservatório de Santa Cruz. Embora a análise tenha se concentrado em variáveis específicas, como precipitação, volume de água e área do reservatório, outros fatores não abordados, como interações predador-presa, competição intraespecífica e condições ambientais mais detalhadas, podem desempenhar papéis igualmente importantes na estruturação da comunidade (Bonada *et al.*, 2020; Gogoi *et al.*, 2023).

A invasão biológica é um aspecto significativo a ser considerado, como destacado por Godoy (2019). A proliferação de peixes invasores impacta negativamente a biodiversidade e a saúde ambiental, alterando processos e serviços ecossistêmicos (Kim; Atique; An, 2021). Espécies não nativas, como *Plagioscion squamosissimus*, podem ter impactos substanciais na comunidade de peixes devido à sua capacidade de adaptação rápida e eficaz a novos ambientes (Costa; Angelini, 2020). A introdução do tucunaré (*Cichla* spp.) décadas atrás é um exemplo marcante disso, com efeitos negativos na fauna de peixes nativa devido à predação de espécies menores. Portanto, medidas de manejo e conscientização são necessárias para mitigar os efeitos da introdução de espécies não nativas, como o tucunaré, no reservatório e em outros corpos d'água do Brasil (Franco *et al.*, 2022).

A presença significativa de espécies não nativas nas guildas tróficas analisadas pode indicar uma resposta oportunista a distúrbios ambientais, como sugerido por estudos anteriores (Wainright *et al.*, 2020). A introdução contínua de espécies não nativas, como *Oreochromis niloticus*, *Cichla* spp. e *Plagioscion squamosissimus*, é uma preocupação

importante, pois pode levar à perda de biodiversidade em ecossistemas de água doce (Magalhães *et al.*, 2020). Mudanças nas preferências alimentares de espécies nativas e na estrutura da comunidade, após a introdução de não nativas, como observado em reservatórios no semiárido brasileiro (Moura *et al.*, 2018), destacam a necessidade de monitoramento contínuo e intervenções de manejo adequadas para preservar a integridade ecológica dos reservatórios e ecossistemas similares.

Em resumo, os resultados destacam a importância de considerar não apenas as variáveis ambientais diretas, mas também fatores complexos, como invasões biológicas e interações tróficas, para uma compreensão abrangente da ecologia do reservatório de Santa Cruz. Estudos adicionais, como os realizados por O'Mara *et al.* (2023) e Agostinho *et al.* (2021), fornecem informações valiosas sobre os impactos das espécies não nativas em ecossistemas de água doce, oferecendo orientações para futuras pesquisas e estratégias de manejo.

4 CONCLUSÃO

O estudo revelou diferentes padrões de resposta das espécies de peixes às variações ambientais no reservatório de Santa Cruz, localizado no semiárido brasileiro. Enquanto algumas mantiveram abundâncias estáveis ao longo do tempo, outras apresentaram variações marcantes, refletindo a complexidade das interações entre a ictiofauna e o ambiente aquático.

A análise das guildas tróficas permitiu compreender aspectos relevantes da dinâmica comunitária. Guildas como detritívoros, onívoros, piscívoros e carcinófagos exibiram estabilidade em suas médias de abundância, ao passo que os insetívoros mostraram maior sensibilidade às mudanças nas condições do reservatório. A estabilidade em certas guildas pode sugerir resistência ecológica, mas também pode indicar a predominância de espécies generalistas, com possível redução na diversidade funcional e na capacidade de resposta da comunidade frente a novas perturbações.

Essas observações oferecem suporte importante para ações de manejo e conservação de ecossistemas aquáticos em ambientes semiáridos. Identificar como cada guilda responde às alterações ambientais permite desenvolver estratégias adaptativas que favoreçam a preservação de habitats essenciais, a mitigação de impactos da variabilidade hidrológica e a manutenção da integridade ecológica da comunidade de peixes.

Além disso, os resultados deste estudo têm aplicabilidade para outros reservatórios e sistemas aquáticos em regiões semiáridas, servindo como base para políticas de conservação e uso sustentável da biodiversidade aquática em contextos semelhantes. Promover a estabilidade das guildas tróficas e preservar a diversidade funcional são passos fundamentais para garantir a resiliência ecológica frente às mudanças climáticas e pressões antrópicas crescentes.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; ORTEGA, J. C. G.; BAILLY, D.; GRAÇA, W. J.; PELICICE, F. M.; JÚLIO, H. F. Introduced cichlids in the Americas: distribution patterns, invasion ecology, and impacts. **The behavior, ecology and evolution of cichlid fishes**, v. 40, p. 313-361, 2021. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-024-2080-7_10.
- AMUNDSEN, P.; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J. Feeding studies take guts—critical review and recommendations of methods for stomach contents analysis in fish. **Journal of Fish Biology**, v. 95, n. 6, p. 1364-1373, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.14151>
- ARANTES, C. C.; FITZGERALD, D. B.; HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 37, p. 28-40, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.009>.
- ARAÚJO, F. G.; NASCIMENTO, A. A.; GOMES, I. D.; SALES, A.; OLIVEIRA, B. A. C. Gonadal development and reproductive period of the characin *Astyanax* aff. *bimaculatus* (Characiformes: Characidae) in a tropical reservoir in southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 36, p. e30610, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3897/zootaxa.36.e30610>
- BACIA APODI/MOSSORÓ. **Nome da Bacia: Apodi/Mossoró**. Disponível em: <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/IGARN/doc/DOC000000000028892.PDF>
- BACK, Á. J.; SÔNEGO, M.; PEREIRA, J. R. Índices de concentração de chuvas da região sul do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, n. 16, p. 57-72, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v27i0.65466>.
- BAUMGARTNER, M. T.; PIANA, P. A.; BAUMGARTNER, G.; GOMES, L. C. Storage or run-of-river reservoirs: exploring the ecological effects of dam operation on stability and species interactions of fish assemblages. **Environmental Management**, v. 65, p. 220-231, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01243-x>.
- BESERRA, E. B.; FERNANDES, C. R.; SOUSA, J. T.; FREITAS, E. M.; SANTOS, K. D. Efeito da qualidade da água no ciclo de vida e na atração para oviposição de *Aedes aegypti* (L.) (Diptera: Culicidae). **Neotropical Entomology**, v. 39, p. 1016-1023, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000600026>.
- BEZERRA, L. A. V.; ANGELINI, R.; VITULE, J. R. S.; COLL, M.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 475-489, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3432-8>.
- BONADA, N. *et al.* Conservation and management of isolated pools in temporary rivers. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2870, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12102870>.

BUENO, M. L. *et al.* Ecosystem variables importance in the presence and abundance of a globally invasive fish. **Science of The Total Environment**, v. 876, p. 162795, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162795>.

CARVALHO, D. R. *et al.* Stable isotopes and stomach content analyses indicate omnivorous habits and opportunistic feeding behavior of an invasive fish. **Aquatic Ecology**, v. 53, n. 3, p. 365-381, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09695-3>.

COSTA, I. D.; ANGELINI, R. Gut content analysis confirms the feeding plasticity of a generalist fish species in a tropical river. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 32, p. e21, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X7819>

CUNICO, A. M. *et al.* Influência do nível hidrológico sobre a assembleia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, n. 2, p. 383-389, 2002. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v24i0.2309>.

DUBREUIL, V. *et al.* Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 37, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4000/confins.15738>.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO RIO GRANDE DO NORTE. **Monitoramento do volume dos reservatórios**. EMPARN, 2017. Disponível em: <http://189.124.201.150/monitoramento/monitoramento.php>. Acesso: 12 mar.2024.

FRANCO, A. C. S. *et al.* Invasive peacock basses (*Cichla* spp.) and decreased abundance of small native fish in Brazilian reservoirs. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 32, n. 11, p. 1852-1866, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.3874>.

GODOY, O. Coexistence theory as a tool to understand biological invasions in species interaction networks: Implications for the study of novel ecosystems. **Functional Ecology**, v. 33, n. 7, p. 1190-1201, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13343>.

GOGOI, P. *et al.* Assemblage pattern, guild compositions and seasonal dynamics of ornamental and food fishes in the Indian Sundarbans estuarine system: a model-based approach for sustainability. **Aquatic Sciences**, v. 85, n. 4, p. 112, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-023-01010-5>.

GURGEL, H. C. B. *et al.* Alimentação da comunidade de peixes de um trecho do rio Ceará Mirim, em Umari, Taipu, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 27, n. 2, p. 229-233, 2005. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascianimsci.v27i2.1226>.

JIA, Y. *et al.* Understanding trophic structure variation in fish assemblages of subtropical shallow lakes: Combined effects of ecosystem size, productivity, and disturbance. **Ecological Indicators**, v. 129, p. 107924, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107924>.

JOHNSON, J. A. *et al.* Taxonomic and guild structure of fish assemblages in the streams of western Himalaya, India. **Community Ecology**, v. 21, n. 3, p. 239-257, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00026-3>.

KIM, J. Y.; ATIQUE, U.; AN, K.-G. Relative abundance and invasion dynamics of alien fish species linked to chemical conditions, ecosystem health, native fish assemblage, and stream order. **Water**, v. 13, n. 2, p. 158, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13020158>.

KORMAN, J. *et al.* Changes in prey, turbidity, and competition reduce somatic growth and cause the collapse of a fish population. **Ecological Monographs**, v. 91, n. 1, p. e01427, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecm.1427>.

KOVACH, R. P. *et al.* An integrated framework for ecological drought across riverscapes of North America. **BioScience**, v. 69, n. 6, p. 418-431, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1093/biosci/biz040>.

LIAUTAUD, K. *et al.* Superorganisms or loose collections of species? A unifying theory of community patterns along environmental gradients. **Ecology letters**, v. 22, n. 8, p. 1243-1252, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13289>.

LIU, F. *et al.* Diet partitioning and trophic guild structure of fish assemblages in Chishui River, the last undammed tributary of the upper Yangtze River, China. **River Research and Applications**, v. 35, n. 9, p. 1530-1539, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.3519>.

LOREAU, M. *et al.* Biodiversity as insurance: from concept to measurement and application. **Biological Reviews**, v. 96, n. 5, p. 2333-2354, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12756>.

MIRANDA, L. E.; COPPOLA, G.; BOXRUCKER, J. Reservoir fish habitats: a perspective on coping with climate change. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v. 28, n. 4, p. 478-498, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/23308249.2020.1767035>.

MONAGHAN, K. A. *et al.* The impact of a hydroelectric dam on Neotropical fish communities: A spatio-temporal analysis of the Trophic Upsurge Hypothesis. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 29, n. 2, p. 384-397, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/eff.12522>.

MONTENEGRO, A. K. A. *et al.* Ichthyofauna diversity of Taperoá II reservoir, semi-arid region of Paraíba, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 113-120, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000100013>.

MOURA, C. C. F. L. *et al.* O impacto de um experimento de biomanipulação na dieta da ictiofauna de um reservatório do semiárido neotropical. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 30, p. e107, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2817>.

O'MARA, K. *et al.* Diet-habitat ecology of invasive tilapia and native fish in a tropical river catchment following a tilapia invasion. **Biological Invasions**, p. 1-16, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03185-2>.

OLIVEIRA, J. C. D. *et al.* Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet?. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 30, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9216>.

OLIVEIRA, J. C. D. O. *et al.* Trophic ecology of detritivorous fish along a reservoir cascade in a tropical semi-arid region. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 30, n. 2, p. 234-243, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/eff.12579>.

OLIVEIRA, J. F. *et al.* Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 106, 2016b. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2016001>.

OLIVEIRA, J. F. *et al.* 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**, v. 42, n. 1, p. 51-64, 2016a. DOI: <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n1p51>.

PALMER, M.; RUHI, A. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. **Science**, v. 365, n. 6459, p. eaaw2087, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaw208>.

PARASIEWICZ, P. *et al.* The role of floods and droughts on riverine ecosystems under a changing climate. **Fisheries Management and Ecology**, v. 26, n. 6, p. 461-473, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/fme.12388>.

PARRAVICINI, V. *et al.* Delineating reef fish trophic guilds with global gut content data synthesis and phylogeny. **PLoS Biology**, v. 18, n. 12, p. e3000702, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000702>.

PELUSO, L. M. *et al.* Climate change negative effects on the Neotropical fishery resources may be exacerbated by hydroelectric dams. **Science of The Total Environment**, v. 828, p. 154485, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154485>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021.

REGO, A. H. G.; RANGEL-JUNIOR, A.; COSTA, I. A. S. Phytoplankton scenario and microcystin in water during extreme drought in semiarid tropical water supplies, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 80, n. 1, p. 1-11, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.182599>.

SANTOS, T. O. *et al.* Detecção de fitoplâncton através do Índice de Área Foliar (IAF) e drone em um reservatório do semiárido. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 8, n. 3, p. 204-211, 2023. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.8.3.2023.5876.204-211>.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS. SEMARH - **Informações sobre os níveis dos Reservatórios do RN**. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=17381&ACT=&PAGE=0&PARM=&LBL=Servi%E7os>

SILVEIRA, E. L. *et al.* Methods for trophic ecology assessment in fishes: a critical review of stomach analyses. **Reviews in Fisheries Science & Aquaculture**, v. 28, n. 1, p. 71-106, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/23308249.2019.1678013>.

SOUZA, A. E. F. *et al.* Effects of a supraseasonal drought on the ecological attributes of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Pisces, Sciaenidae) in a Brazilian Reservoir. **The Scientific World Journal**, v. 2017, p. 1-9, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1155/2017/5930516>.

SPURGEON, J. *et al.* River-wide habitat availability for fish habitat guilds: Implications for in-stream flow protection. **Water**, v. 11, n. 6, p. 1132, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11061132>.

SU, H. *et al.* Determinants of trophic cascade strength in freshwater ecosystems: a global analysis. **Ecology**, v. 102, n. 7, p. e03370, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.3370>.

TICIANI, D. *et al.* Dam cascade in run-of-river systems promotes homogenisation of fish functional traits in a plateau river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 32, n. 1, p. 147-165, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/eff.12675>.

TURSCHWELL, M. P. *et al.* Flow-mediated predator–prey dynamics influence fish populations in a tropical river. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 8, p. 1453-1466, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.13318>.

WAINRIGHT, C. A. *et al.* Species invasion progressively disrupts the trophic structure of native food webs. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 45, p. e2102179118, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.210217911>.

WANG, Y. *et al.* Can water level management, stock enhancement, and fishery restriction offset negative effects of hydrological changes on the four major Chinese carps in China's largest freshwater lake?. **Ecological Modelling**, v. 403, p. 1-10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.03.020>.

YANG, J. *et al.* Impact of dam development and climate change on hydroecological conditions and natural hazard risk in the Mekong River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 579, p. 124177, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124177>.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes.** Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1996. 129p.

ZHANG, P. *et al.* Linking bait and feeding opportunities to fish foraging habitat for the assessment of environmental flows and river restoration. **Science of the Total Environment**, v. 768, p. 144580, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144580>.