



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL
DOUTORADO EM CIÊNCIA ANIMAL

JEAN CARLOS DANTAS DE OLIVEIRA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE UM RIO DO SEMIÁRIDO NA ESTRUTURA
DA ASSEMBLEIA DE PEIXES E NA ALIMENTAÇÃO DE PEIXES
DETRITÍVOROS**

MOSSORÓ – RN

2020

JEAN CARLOS DANTAS DE OLIVEIRA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE UM RIO DO SEMIÁRIDO NA ESTRUTURA
DA ASSEMBLEIA DE PEIXES E NA ALIMENTAÇÃO DE PEIXES
DETRITÍVOROS**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), como exigência para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal no Curso de Pós-Graduação em Ciência Animal.

Linha de pesquisa: Produção e Conservação Animal no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. José Luís Costa Novaes

Co-orientadora: Profa. Dra. Danielle Peretti - UERN

MOSSORÓ – RN

2020

Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

0048e Oliveira, Jean Carlos Dantas de.
EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE UM RIO DO SEMIÁRIDO
NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES E NA
ALIMENTAÇÃO DE PEIXES DETRITÍVOROS / Jean Carlos
Dantas de Oliveira. - 2020.
92 f. : il.

Orientador: José Luis Costa Novaes.
Coorientador: Danielle Peretti.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural
do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Ciência Animal, 2020.

1. Conectividade hidrológica . 2. Reservatório.
3. Peixes migradores. 4. Amplitude de nicho. 5.
Sobreposição alimentar. I. Novaes, José Luis Costa
, orient. II. Peretti, Danielle, co-orient. III.
Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

JEAN CARLOS DANTAS DE OLIVEIRA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE UM RIO DO SEMIÁRIDO NA ESTRUTURA
DA ASSEMBLEIA DE PEIXES E NA ALIMENTAÇÃO DE PEIXES
DETRITÍVOROS**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural do
Semiárido (UFERSA), como exigência para obtenção
do título de Doutor em Ciência Animal no Curso de
Pós-Graduação em Ciência Animal.

Defesa em 11 de março de 2020

BANCA EXAMINADORA


Dr. José Luis Costa Novaes – UFERSA (orientador)


Dra. Cecília Irene Pérez Calabuig – UFERSA


Dr. Guelson Batista da Silva - UFERSA


Dr. Mario Vinicius Condini – UFERSA


Dr. Jorge Iván Sánchez Botero – UFC

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado concedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Norte (FAPERN) pelo apoio financeiro que viabilizou o desenvolvimento e de projetos e a conclusão do trabalho.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) pelo auxílio logístico e financeiro.

Ao meu orientador professor Dr. José Luis Costa Novaes, pela oportunidade, sugestões, atenção, confiança no meu trabalho e excelente orientação, o que tornou possível conclusão do trabalho. SOU MUITO GRATO.

Ao programa de Pós- graduação em Ciências Animal – PPGCA, (UFERSA), professores e colegas. Foi uma enorme satisfação compartilhar experiências com você.

À Professora Dra. Danielle Peretti da Universidade do Estado do Rio grande do Norte (UERN), pela parceria, contribuições e sugestões com as análises dos conteúdos alimentares e ecologia trófica dos peixes detritívoros. Muito obrigado.

Ao grande profissional Darlan Dantas Alves de Araújo, técnico do Laboratório de Ecologia de Peixes e Pesca Continental (LEPPEC-UFERSA, que sempre esteve de prontidão para me ajudar na obtenção de dados. Muito Obrigado.

Aos amigos da Associação dos Pescadores do Apodi – AQUAPO, em especial seu Raimundo (Mundinho).

Ao ex-prefeito do município de José da Penha – RN, Antônio Dólar, pelo apoio logístico durante as coletas de campo nos reservatórios do Auto Oeste potiguar.

Aos amigos da “Bravos da Água”, Darlan, Naldo e boy Pedro pela grande parceria nas coletas de campo, que rendeu muito trabalho e grandes histórias.

Ao professor Dr. Jonnata Fernandes de Oliveira (Tatá) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA), pelas contribuições, sugestões e parceria que rendeu muitos trabalhos e artigos.

Ao amigo Alexandre de Oliveira Marques (Xandin) doutorado no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) na Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), pelas contribuições nas análises estatísticas e trocas de informações no decorrer do trabalho.

Aos alunos do Laboratório de Ecologia de Peixes e Pesca Continental (LAPEC) da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), pela ajuda nas coletas e biometrias.

Aos alunos do Laboratório de Ictiologia (LABIC) da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), pela ajuda nas biometrias, em especial a Raiane e Geize Fernandes pelo auxílio nas análises dos conteúdos estomacais.

À minha esposa pelo apoio, compreensão, companheirismo, auxílio, força e, sobretudo paciência durante todo esse tempo, e aos meus dois príncipes Heitor Augusto e Pedro Augusto, que ambos tiveram uma parcela importantíssima para conclusão do doutorado. AMO VOCÊS.

Aos meus pais pelo incentivo, por acreditarem e confiarem sempre em minhas decisões e escolhas, pelos direcionamentos passados e esforços que sempre fizeram para me dar a melhor educação. Foram seus ensinamentos que me levaram a concluir esta etapa da minha vida. Tenham certeza que teria sido muito difícil sem o apoio e incentivo de vocês.

A meu Deus, a quem sempre busco força nos momentos árdusos, possibilitando a minha subida nos momentos de fraqueza, mostrando que sou capaz de ir mais além.

O valor das pessoas não se mede pelo que as mesmas possuem, mas pela falta que deixam quando não estão mais entre nós.

(Jean Carlos)

In memoriam, da saudosa Maria da Luz Lira Marins (Daluz).

Aos meus pais, a minha esposa e meus filhos, que com certeza foram a força impulsionadora, fazendo com que cada etapa fosse mais fácil de ser concluída.

DEDICO

[“...Penso que cumprir a vida seja simplesmente compreender a marcha e ir tocando em frente.

Cada um de nós compõe a sua história, cada ser em si carrega o dom de ser capaz e ser feliz...”]

Almir Sater e Renato Teixeira

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

JEAN CARLOS DANTAS DE OLIVEIRA, nasceu no dia 16 de dezembro de 1985, na cidade de Caicó - RN. Coursou o ensino fundamental I na escola Municipal Manoel Januário de Araújo, no sítio Olho D'água, zona rural do município de São José do Brejo do Cruz – PB, concluindo no ano de 1999. Coursou o ensino fundamental II na escola Municipal de Ensino Fundamental e Médio Plácido Francisco Saraiva Leão (em São José do Brejo do Cruz – PB), concluindo no ano de 2003. Coursou ensino médio e o Técnico Agrícola na Escola Agrotécnica do Cajueiro – EAC, Campus IV da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB (em Catolé do Rocha - PB), concluindo no ano de 2006. Iniciou o ensino superior em agosto de 2008 na Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, no Centro de Educação e Saúde – CES (em Cuité – PB), onde concluiu o curso de licenciatura em Ciências Biológicas, em dezembro de 2012. Em fevereiro de 2013 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais (Linha de pesquisa: diagnóstico e conservação ambiental) da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN (em Mossoró), com orientação da professora Dr. Danielle Peretti, concluindo em fevereiro de 2015. Ao longo do curso de mestrado foi bolsista CAPES/FAPERN, realizou estágio em docência na disciplina de Ecologia de Ecossistemas, na turma de graduação em Ciências Biológicas. Em fevereiro de 2016 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal (Linha de pesquisa: Produção e conservação animal no semiárido) da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA (em Mossoró), com defesa de tese prevista para 19 de fevereiro de 2020. Ao longo do curso de doutorado, foi bolsista CAPES, realizou estágio em docência na disciplina, de Ictiologia, na turma de graduação em Engenharia de Pesca (UFERSA), e na disciplina de Anatomia Humana, na turma de graduação em Ciências Biológicas (UERN). Participou do grupo de estudo e pesquisa do Laboratório de Ictiologia (LABIC) da UERN e do Laboratório de Ecologia de Peixes e Pesca Continental (LEPEC) da UFERSA, durante os cursos de pós-graduação. Publicou artigos científicos em periódicos, capítulos de livros e resumos em eventos regionais, nacionais e internacionais.

RESUMO

A regulação dos sistemas fluviais através da disposição de reservatórios em cascatas ao longo do rio principal provoca alterações acentuadas na composição das comunidades de peixes, como nos padrões de fluxo de água, alterando o transporte de água, detritos, sedimentos e nutrientes ao longo das cascatas de reservatórios. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar a riqueza e abundância das assembleias de peixes no sistema de cascata de reservatórios no rio Apodi/Mossoró na região do semiárido brasileiro, bem como analisar a dieta de *Prochilodus brevis* e *Curimatella lepidura* que apresentam hábitos alimentares detritívora/Iliófagas entre os reservatórios. A bacia do rio Apodi/Mossoró, está localizada no Nordeste oriental do Brasil ocupando uma área de 14.276 km², com uma rede hidrográfica intermitente e com fluxo pesadamente alterado por construção de reservatórios, que atualmente são 618. No canal principal do rio estão dispostos em cascata os reservatórios de Major Sales, Angicos, Flechas, Pau dos Ferros e Santa Cruz, onde as amostragens ocorreram trimestralmente, durante os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro, no período de 2011 e 2012 no reservatório de Pau dos Ferros, em 2015 e 2016 nos demais reservatórios. Os indivíduos foram capturados com onze redes de emalhe com malhas variando entre 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60 e 70 mm (entre nós adjacentes), com 15m de comprimento e altura de 2,0m por pontos de coleta, expostos paralelamente às margens por período de 12 horas. A triagem e identificação dos espécimes ocorreu de acordo literatura especializada, sendo posteriormente confirmada e/ou corrigida por taxonomista da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Para analisar se a riqueza e abundância das assembleias de peixes nativas não migradoras, nativas migradora e não-nativas diferem entre os reservatórios ao longo da cascata foi aplicada a análise de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguido de teste de Wilcoxon entre os grupos, para os dados de riqueza e de CPUE separadamente. Análise da dieta das espécies detritívoras foi feita através do Índice de Importância Alimentar (IAi%). A cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, associado às características peculiares dos sistemas fluviais com regime intermitente são ambientes adversos que não favoreceu espécies com hábito migrador, especialmente nos reservatórios a montante da cascata, colocando em risco algumas espécies, que apresentaram baixos valores de abundância, a desaparecer em escalas locais. As constatações do predomínio dos recursos detrito, sedimento e material vegetal, na dieta das duas espécies, mas com diferentes contribuições nos reservatórios longo da cascata, indica que as espécies apresentam nicho trófico estreito, consumindo possivelmente os recursos alimentares mais abundantes no ambiente, o que permite a coexistências das duas espécies, mesmo sobrepondo suas dietas.

Palavras chaves: conectividade hidrológica, amplitude de nicho, peixes migradores, sobreposição alimentar, reservatórios

ABSTRACT

The regulation of river systems through the arrangement of cascading reservoirs along the main river causes marked changes in the composition of fish communities, as in the patterns of water flow, altering the transport of water, debris, sediments and nutrients along the cascades of reservoirs. Thus, the objective of the study was to evaluate the richness and abundance of fish assemblages in the reservoir cascade system on the Apodi / Mossoró river on the Brazilian semiarid region, as well as to analyze the diet of *Prochilodus brevis* and *Curimatella lepidura* that present detritivorous/iliófagas eating habits between the reservoirs. The Apodi / Mossoró basin is located in the eastern Northeast of Brazil, occupying an area of 14,276 km², with an intermittent hydrographic network and with a heavily altered flow due to the construction of reservoirs, which are currently 618. In the main channel of the river, the reservoirs of Major Sales, Angicos, Flechas, Pau dos Ferros and Santa Cruz are cascaded. The sampling occurred quarterly, during the months of February, May, August and November, in the period of 2011 to 2012 in the Pau dos Ferros reservoir, and in 2015 and 2016 to the other reservoirs. The individuals were captured with eleven gillnets with meshes varying between 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60 and 70 mm (between adjacent knots), with 15m in length and height of 2, 0m per collection sites, exposed parallel to the margins for a period of 12 hours. The trials and identification of the specimens took place according to specialized literature, being later confirmed and / or corrected by a taxonomist at the Federal University of Paraíba (UFPB). In order to determine whether the richness and abundance of native non-migratory, native migratory and non-native fish assemblages differ between reservoirs along the cascade, Kruskal-Wallis non-parametric analysis of variance was applied, followed by Wilcoxon test between groups, for richness and CPUE_n separately. Analysis of the detritivorous species' diet was done through the alimentary importance index (IAI%). The Apodi/Mossoró River reservoir cascade, associated with the peculiar characteristics of the intermittent regime river systems, are adverse environments that did not favor migratory species habit, especially in the cascade upstream reservoirs, endangering some species, which presented low abundance values, to disappearing on local scales. The findings of the predominance of debris, sediment and plant material in the diet of the two species, but with different contributions in the reservoirs along the cascade, indicate that the species have a narrow trophic niche, possibly consuming the most abundant food resources in the environment that allows the coexistence of the two species, even with diet overlap.

Keywords: Food overlay, hydrological connectivity, migratory fishes, niche breadth, reservoir

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1.** Sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.....39
- Figura 2.** Curva de acumulação de espécies pelo esforço amostral no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.....43
- Figura 3.** Riqueza total e abundância média (CPUE_n) das espécies nativas não migradoras e nativas migradoras, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.....44
- Figura 4.** Ordenação NMDS da abundância (CPUE_n) das assembleia de peixes nativas não migradoras e nativas migradoras, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Códigos dos reservatórios: MJ = Major Sales (verde/quadrado); FL = Flechas (preto/cruz); PF = Pau dos Ferros (azul/círculo); SC = Santa Cruz (vermelho/triângulo).....44
- Figura 5.** Média da Riqueza de espécies de peixes no sistema de cascata de reservatórios ao longo do Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. A) espécies nativas não migratórias; B) espécies nativas migradoras; C) espécies não nativas. Os boxplots indicam a mediana (linha dentro das caixas), distribuição de 50% dos valores (caixas), quartis de 25 e 75% (barra vertical) e valores extremos (pontos). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os locais (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Códigos dos reservatórios: MS = Major Sales; FL = Flechas; PF = Pau dos Ferros; SC = Santa Cruz.....46
- Figura 6.** Abundância média (CPUE_n) de espécies de peixes no sistema de cascata de reservatórios ao longo do Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. A) espécies nativas não migratórias; B) espécies nativas migradoras; C) espécies não nativas. Os boxplots indicam a mediana (linha dentro das caixas), distribuição de 50% dos valores (caixas), quartis de 25 e 75% (barra vertical) e valores extremos (pontos). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os locais (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Códigos dos reservatórios: MS = Major Sales; FL = Flechas; PF = Pau dos Ferros; SC = Santa Cruz.....48

CAPITULO II

- Figura 1.** Sistema de Cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.....70
- Figura 2.** Representação da NMDS, demonstrando a variação da ingestão dos recursos alimentares por *Curimatella lepidura* (A) e *Prochilodus brevis* (B), ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, Brasil. Posição dos reservatórios: Alto (Upper) Angico e Flechas; Médio (Middle) Pau dos Ferros e Baixo (Lower) Curso (Santa Cruz).....75
- Figura 3.** Amplitude de nicho trófico com base em 13 recursos alimentares ingeridos por *Curimatella lepidura* e *Prochilodus brevis* ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil, usando o PERMDISP (maior distância espacial do centróide indica ampla dispersão, ou seja, maior amplitude de nicho). As barras inferior e superior da caixa representam 25 e 75 quartis, respectivamente. A barra horizontal dentro de cada caixa representa a amplitude média do nicho trófico.....77
- Figura 4.** Valores da sobreposição de dieta entre as espécies de peixes detritívoras, *Curimatella lepidura* e *Prochilodus brevis*, ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do norte, Brasil.....78

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Reservatório que formam o sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio do Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Informações sobre os reservatórios: região no curso do rio, coordenadas, início da operação, área (Km ²), volume (m ³), Período amostral e número de ponto amostral.....	39
Tabela 2. Espécies de peixes capturados no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. NNM = nativas não migradoras; NM = nativas migradoras; NN = não nativas, segundo classificação Sato e Sampaio (2005) Pompeu e Godinho (2006), Luz et al., (2009, 2012) e Gurgel et al., (2012).....	41
Tabela 3. Análise de Similaridade (ANOSIM) referente aos dados de abundância (CPUE _n) no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Valores marcados com asterisco (*) indicam diferenças significativas de $p < 0,05$	45
Tabela 4 . Resultados do teste de WILCOXON, aplicado nos valores de riqueza entre os grupos de espécies Nativas não migradoras, Nativas migradoras e Não Nativas, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande norte Brasil.....	47
Tabela 5. Resultados do teste de WILCOXON, aplicado nos valores de abundância (CPUE _n), entre os grupos de espécies nativas não migradoras, Nativas migradoras e Não Nativas, no sistema de cascata de reservatório ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Note, Brasil.....	49
Tabela 6. Porcentagem de abundância das espécies nativas não migratórias, nativa migradoras e não nativas, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande, Brasil.....	50

CAPITULO II

Tabela 1. Reservatório que formam o sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Informações sobre os reservatórios: região no curso do rio, coordenadas, início da operação, área (Km ²), volume (m ³), Período amostral e número de ponto amostral.....	70
--	----

Tabela 1. Índice (IAI%) dos recursos alimentares ingeridos por <i>Curimatella lepidura</i> e <i>Prochilodus brevis</i> ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande, Brasil.....	74
Tabela 3. Análise de SIMPER mostrando a contribuição e a abundância média dos recursos alimentares e dissimilaridade da dieta de <i>Curimatella lepidura</i> , ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande, Brasil.....	75
Tabela 4. Análise de SIMPER mostrando a contribuição e a abundância média dos recursos alimentares e dissimilaridade da dieta de <i>Prochilodus brevis</i> , ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande, Brasil.....	76

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	18
REFERÊNCIAS	233
CAPÍTULO I	334
Implicações da fragmentação fluvial por meio de barragens na distribuição espacial da comunidade de peixes em um rio do semiárido Neotropical	
1 INTRODUÇÃO.....	36
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
2.1 Área de estudo.....	38
2.2 Amostragem.....	40
2.3 Análise de dados	40
3. RESULTADOS	41
4. DISCUSSÃO	50
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
REFERÊNCIAS	56
CAPÍTULO II.....	65
Dieta e sobreposição de nicho por peixes detritívoros em uma cascata de reservatórios de uma região semiárida	
1. INTRODUÇÃO.....	67
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	69
2.1 Área de estudo.....	69
2.2 Amostragem.....	71
2.3 Análise da dieta.....	71
2.4 Análise dos dados.....	71
3. RESULTADOS.....	73

4. DISCUSSÃO.....	78
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	82
REFERÊNCIAS.....	83

INTRODUÇÃO GERAL

Os sistemas fluviais em circunstâncias naturais, possuem um gradiente de fatores físicos, químicos e biológicos, em um continuum da nascente a foz, como previsto na Teoria do Contínuo Fluvial (VANNOTE et al., 1980). No entanto, segundo os conceitos da Teoria da Descontinuidade Serial, a poluição e a construção de represamentos (reservatórios e barragem, como exemplo), interrompem o continuum ao longo do rio (WARD; STANFORD, 1983, 1995; STANFORD; WARD, 2001). Os barramento alteram os padrões de fluxo de água, transformando ambientes lóticos em lênticos (POFF et al., 1997), resultando em mudanças no transporte de água, sedimentos, detritos, e nutrientes ao longo do curso do rio (WARD; STANFORD, 1983; WOHL et al., 2015). Essas perturbações representam um dos impactos antropogenicos mais negativo, sobre os ecossistemas fluviais, afetando a estrutura das comunidades aquáticas (LIU et al., 2019), devido alterações de produtividade biológica, afetando a distribuição espacial e temporal dos organismos (NILSSON et al., 2005; AGOSTINHO et al., 2016), especialmente dos peixes.

Entretanto, devido à crescente demanda humana por eletricidade, irrigação, água potável e navegação (WELCOMME; MARMULLA, 2008), a partir de 1950 o governo brasileiro, assim como de outros países, intensificaram a construção de barragens à medida que suas economias se fortaleciam (LIMA; SEVERI, 2014). O que resultou em fortes alterações em muitos sistemas hidrológicos do mundo (PETESSE et al., 2014) pela interrupção do curso de água promovido pelos barramentos artificiais (COSTA et al., 2012), muitos dos quais dispostos em série de barragens que formam uma cadeia de reservatórios ao longo do rio principal ou de seus afluentes (BARBOSA et al. 1999). Em muitas regiões, tais reservatórios adquiriram enorme significado econômico, ecológico, hidrológico e social, visto que podem ser utilizados como base para o desenvolvimento regional (AGOSTINHO et al., 2007).

No entanto, o conhecimento acumulado no Brasil sobre os impactos dos reservatórios ainda é muito polarizado, e concentrado em grandes empreendimentos (HATANAKA et al., 2006; YAZBECK; KALAPOTHAKIS, 2007; CARVALHO-COSTA et al., 2008; BARROCA et al., 2012; SANCHES et al., 2012, MARQUES et al., 2018; PELICICE et al., 2018) particularmente nas regiões Sul, Sudeste e Norte do país. Assim, pouco se sabe sobre os impactos provocados por barramentos dos rios de pequeno porte e sua fragmentação, principalmente das regiões semiáridas no Nordeste brasileiro (PAMPONET et al., 2008, GARCEZ et al., 2011; RODRIGUEZ-RODRIGUEZ et al., 2013; CASTELLO e MACEDO,

2016). Nessa região, devido aos prolongados períodos de secas e aos solos rasos, são poucos ecossistemas aquáticos que permanecem alagados durante todo o ano, criando-se o problema da falta ou baixa qualidade de água disponível para o consumo (CARDOSO et al., 2012).

Assim, com o intuito de mitigar os períodos de escassez hídrica, foram contruídos reservatórios como forma de estocar água no período chuvoso para consumo humano, uso na agropecuária e indústrias durante o período de estiagem (VIEIRA et al., 2010). Na região Nordeste do Brasil, os reservatórios de grande, médio e pequeno porte, provenientes de construções públicas federais, estaduais, municipais, particulares e de cooperação, somam, aproximadamente 70mil, o que torna o Semiárido brasileiro, uma das regiões com maior densidade de reservatórios do mundo (RIBEIRO, 2010). Embora esses empreendimentos sejam comuns no semiárido pouco se sabe sobre os impactos da fragmentação de seus rios causada pelas barragens, principalmente sobre as assembleias de peixes que tem sido negligenciado pelos órgãos ambientais brasileiros (NOVAES et al., 2014).

Os benefícios sociais e econômicos desses empreendimentos são importantes, mas seus impactos sobre ambientes aquáticos são bastante severos (MARTELETO, 2015). Os impactos sobre os ecossistemas fluviais e estrutura da comunidade aquática (MIRANDA et al., 2019; YANG et al., 2019), começa pelo processo de construção das barragens que afeta radicalmente a paisagem. No entanto, os efeitos mais prejudiciais para o ambiente ocorrem após a inundação da área de represamento (HEDRICK e MILLER 1992; NORTHCOTE, 1995; MELDGAARD et al., 2003), que modificam os padrões de fluxo ao longo dos rios, transformando alcances lóticos acima da barragem em ambientes lênticos (POFF et al. 1997). As barragens também constituem uma barreira física ao movimento de organismos aquáticos, devido à fragmentação de habitats que limita ou impede uma conectividade longitudinal pelo bloqueio das rotas de migração, ou ainda que prejudica o acesso a habitats utilizados para a reprodução de muitas espécies de peixes migratórios (SILVA et al., 2015).

No entanto, as barragens não representam a única barreira que impede os movimentos dos peixes (PELICICE et al., 2015), uma vez que o próprio reservatório, apresenta condições completamente diferentes do regime original fluvial, sendo uma forte barreira ecológica para movimentos livres ao longo do rio (PELICICE et al., 2015). Estudos tem demonstrado que os afluentes preservados minimizam os impactos sobre as espécies migradoras (SILVA et al., 2015; MARQUES et al., 2018; PELICICE et al., 2018; MIRANDA; DEMBKOWSKI, 2016), e diminuem a tendência esperada de homogeneização da ictiofauna em escala locais e regionais (DAGA et al., 2014). Essas áreas são importantes para reprodução,

desenvolvimento dos juvenis contribuindo para manutenção das populações de peixes com hábitos migradores em reservatórios (COSTA et al., 2012), uma vez que essas espécies utilizam os tributários para reprodução com fluxo de água no período chuvoso. Os reservatórios ao longo dos rios, podem provocar fortes mudanças na estrutura das assembleias de peixes em áreas represadas (PELICICE et al., 2018), pois independentemente da estratégia reprodutiva, a reprodução dos peixes é afetada pelos represamentos dos rios, porque até mesmo os não migradores, necessitam de trechos lóticos para reprodução (AGOSTINHO et al., 2008; ANGULO-VALENCIA et al., 2016; MIRANDA; DEMBKOWSKI, 2016).

A fragmentação dos rios por meios da construção de reservatórios isolados ou dispostos em sistema de cascata muitas vezes não impede apenas os fluxos dos rios, mas também a dinâmica de transporte e disponibilidade de sedimentos, detrito e nutrientes a jusante (WARD; STANFORD, 1983; SANTOS et al., 2017, 2018; GRANZOTTI et al., 2018; YANG et al., 2019). Desde modo, pode acarretar alteração espacial na alimentação dos peixes devido abundância ou escassez dos recursos alimentares ao longo do ano para a ictiofauna local (SILVA et al., 2012). Essas perturbações, tendem afetar principalmente a ecologia trófica de peixes detritívoros (SANTOS et al., 2020), pois são espécies que se alimentam entre o lodo, e a areia, ingerindo uma mistura de detritos, sedimentos e algas, do qual o tubo digestivo se encarrega de selecionar o material útil (ABELHA et al., 2001). Os peixes detritívoros possuem adaptações morfológicas como posição da boca e trato digestório, pouco adequado para explorar outras fonte de alimentos mesmo disponíveis (FUGI et al. (2001), o que tornam essas espécies com hábito especializado (AGOSTINHO et al. 1997).

Entre as espécies de peixes detritívoras presentes em reservatórios, região semiárida brasileira, destacam-se as espécies nativas *Prochilodus brevis* (Steindachner, 1874) e *Curimatella lepidura* (Eigenmann; Eigenmann, 1889), pertencentes as famílias Prochilodontidae e Curimatidae, respectivamente; SILVA et al., 2014) A espécie *P. brevis* é denominada popularmente de curimatã, caracterizada por realizar migração para reprodução (CHELLAPPA et al., 2009), já *C. lepidura*, tem preferência por ambientes lênticos, (GOMES; VERANI 2003), é endêmica da bacia do rio São Francisco conhecida vulgarmente como amanjuba (regionalmente como saguiru ou branquinha) (BARBOSA; FERRAZ, 2008).

As espécies *P. brevis* e *C. lepidura* compartilham uma estrutura musculosa (estômago), denominada de moela, que tritura os alimentos (FIGUEIREIDO et al., 2009), permitindo explorar ambientes bentônicos, ingerindo predominantemente detritos orgânicos, perifiton, microalgas, microfauna e microvegetais, associado ao sedimento (VARI, 2003, ALVARENGA

at al., 2006). Recentes estudos desenvolvidos em reservatórios na bacia do rio Apodi/Mossoró, tem confirmado o hábito alimentar especializado dessas espécies como detritívora/iliófagas, com predomínio em suas dietas de detrito, sedimento e material de origem vegetal (OLIVEIRA, et al., 2016a; OLIVEIRA et al., 2016b; OLIVEIRA et al., 2018). Vale ressaltar, que as espécies *P. brevis* e *C. lepidura*, possuem grande representatividade como recurso pesqueiro de água doce, e representa a principal fonte de proteína animal para muitas famílias, especialmente de comunidades ribeirinhas, especialmente *P. brevis* (ARAÚJO; GURGEL, 2002; HOEINGHAUS et al., 2009).

Uma característica marcante para maioria das espécies de peixes de água doce, incluindo as detritívoras, é a ampla gama de estratégias e táticas alimentares, consumindo diferentes recursos, favorecendo adaptações às novas condições impostas pelo ambiente (HAHN; FUGI, 2007). Esses peixes podem aperfeiçoar suas dietas utilizando os recursos mais energéticos ou através do consumo de itens alimentares em maior disponibilidade no ambiente (MACARTHUR; PIANKA, 1966), que vai depender da habilidade do peixe de procurar, detectar e ingerir a presa (ABELHA et al., 2001). A dieta ainda pode ser alterada quando os peixes exploram uma nova região no ambiente (GANDINI et al., 2014), por modificações espaciais e sazonais do habitat, considerando que locais e períodos distintos dispõem de diferentes condições abióticas e de ofertas de alimento (ABELHA et al., 2001). Além do comportamento oportunista, de substituir itens escassos por outros abundantes.

Essa estratégia de utilizar os recursos mais disponíveis é essencial, pois permite que as espécies de maior plasticidade trófica possam persistir nos ambientes, uma vez que, as possibilita alargar a gama de recursos (DELARIVA et al., 2013) e assim, posam suportar impactos mais rigorosos, como os represamentos. Assim, a ecologia trófica se destaca como uma importante ferramenta, uma vez que possibilita conhecer a dieta das espécies, além de caracterizar os grupos tróficos que a compõem, e entender as relações alimentares entre os componentes da comunidade. Sendo esses conhecimentos fundamentais para a compreensão da dinâmica trófica das comunidades e para a conservação dos ecossistemas (PESSOA et al., 2012).

Nesse contexto, desacatam-se os estudos sobre amplitude nicho trófico que permitem avaliar se as espécies apresentam hábito especialista ou generalista, (PAPACOSTAS; FREESTONE, 2016), sendo esse conhecimento essencial para o entendimento das relações ecológicas existentes na comunidade de peixes e dos recursos requeridas para cada espécie (ANDRADES et al., 2018). Também permiti refletir a sobreposição de nicho em escalas

espaciais (BONATO et al., 2017), onde no meio aquático, a partilha de alimentos a compreensão dos mecanismos ecológicos que permitem a coexistência de espécies em uma determinada comunidade, bem com, a divisão de recursos é essencial na investigação das assembleias de peixes neotropicais (CASSEMIRO et al., 2008). Uma vez que a alimentação de peixes é um dos mais importantes aspectos da biologia das espécies, interferindo diretamente na estrutura e composição das populações (PESSOA, et al., 2013). Diversos estudos realizados em sistemas aquáticos tropicais têm demonstrado que um mesmo recurso alimentar, pode ser consumido por diferentes espécies de peixes em uma comunidade, e que muitas espécies podem explorar diferentes recursos (POUILLY et al., 2004; POUILLY et al., 2006; NOVAKOWSKI et al., 2008; BENNEMANN et al., 2011; DELARIVA et al., 2013).

Portanto, diante das constatações dos impactos causados pelos reservatórios, isoladamente ou em cascata ao longo dos rios sobre o funcionamento das comunidades de peixes, ressalta-se a importância dos estudos voltados para assembleia de peixes desses ambientes. Uma vez que, esses barramentos segundo o conceito de Discontinuidade Serial (STANFORD; WARD, 2001), criam descontinuidade na condição original do rio que pode ser dividida em regiões discretas, dentro das quais a estrutura e a dinâmica da comunidade respondem diferencialmente à perturbação (TERRA; ARAÚJO, 2011). Essas alterações podem provocar variações nos padrões espaciais na composição, abundância e das assembleias de peixes (SUZUKI et al., 1997; AGOSTINHO et al., 2018). Também podem resultar em mudanças na dieta, afetada pela disponibilidade dos recursos alimentares, os quais podem variar entre os reservatórios, especialmente sedimentos e material orgânica ao longo da cascata de reservatório (WARD e STANFORD, 1983; FRIEDL; WÜEST, 2002; WOHL et al. 2015). Devido a alterações nos padrões de fluxo ao longo dos rios, transformando alcances lóticos em ambientes lânticos (MIRANDA et al., 2019).

Em resumo, este estudo propões disponibilizar resultados que auxiliem na compreensão da dinâmica e riqueza e abundância das assembleias peixes, bem como, os hábitos alimentares de peixes detritívoros em sistema de cascata de reservatórios neotropicais das regiões áridas e semiáridas. O estudo foi desenvolvido em um sistema de cascata reservatórios, ao longo do canal principal do rio Apodi/Mossoró, Rio Grande do Norte, semiárido brasileiro, gerando dados pioneiro para essa bacia hidrográfica, e informações úteis para subsidiar estudos não apenas sobre os impactos da fragmentação dos rios, por meio da construção de reservatórios, mas para auxiliar futuros projetos de conservação e manutenção das assembleias de peixes

nativos, em sistemas fluviais, com regime intermitentes e altamente alterado, devido presença de reservatórios isolados ou em cascata.

O trabalho foi estruturado em dois capítulos em forma de artigo: no primeiro o objetivo foi avaliar os aspectos de riqueza e abundância das espécies de peixes nativa não-migradoras, migradores e não-nativa, no sistema de cascata de reservatórios ao longo rio Apodi/Mossoró. No segundo foi avaliado os recursos alimentares consumidos por *P. brevis* e *C. lepidura* nos reservatórios que formam o sistema de cascata do rio Apodi/Mossoró, afim de checar se existe variação intra e interespecífica na dieta, investigar possíveis mudanças na alimentação e na amplitude do nicho das espécies nos reservatórios no sentido montante-jusante e inferir o grau de sobreposição do nicho entre as espécies.

REFERÊNCIAS

ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 23, n. 1, p. 425-434, 2001.

AGOSTINHO, A.A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. **Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging**, Pp. 227-266. In TUNDISI, J.G.; STRAŠKRABA, M. (Eds). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos, International Institute of Ecology, 1999, 585p.

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008. doi.org/10.1590/S151969842008000500019

AGOSTINHO, A.A; GOMES, L.C; PELICICE, F.M. **Ecologia e Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007.501p

AGOSTINHO, AA, GOMES, LC, SANTOS, NC, ORTEGA, JC E PELICICE, FM Assembleias de peixes em reservatórios neotropicais: padrões de colonização, impactos e manejo. **Pesquisa de Pesca**, 173, 26-36, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>

Alvarenga, E. R. D., Bazzoli, N., Santos, G. B., & Rizzo, E. (2006). Reproductive biology and feeding of *Curimatella lepidura* (Eigenmann & Eigenmann)(Pisces, Curimatidae) in Juramento reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2), 314-322.

ANDRADES, R.; MACHADO, F.S.; REIS-FILHO, J.A.; MACIEIRA, R.M. GIARRIZZO, T. Intertidal biogeographic subprovinces: local and regional factors shaping fish assemblages. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 412, 2018. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00412>

ANGULO-VALENCIA, M.A.; AGOSTINHO, A.A.; SUZUKI, H.I.; LUZ-AGOSTINHO, K.D.G.; AGOSTINHO, C.S. Impoundments affect fish reproduction regardless of reproductive strategy. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 21, n. 4, p. 362-374, 2016. [doi.org/ 10.1111/lre.12151](https://doi.org/10.1111/lre.12151).

BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, 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. 1999.

BARBOSA, J.M.; FERRAZ, K.S. Sistematização de Nomes Vulgares de Peixes Comerciais do Brasil: 1. Espécies Dulciaquícolas. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 3, p. 64-75, 2008. <https://doi.org/10.18817/repesca.v3i3.100>

BARROCA, T.M.; SANTOS G.B.; DUARTE, N.V.R.; KALAPOTHAKIS, E. Evaluation of genetic diversity and population structure in a commercially importante freshwater fish *Prochilodus costatus* (Characiformes, Prochilodontidae) using complex hypervariable repeats. **Genetics and Molecular Research**, v. 11, n. 4, p. 4456-4467, 2012.

BENNEMANN, S.T.; GALVES, W.; CAPRA, L.G. Food resources used by fishes and trophic structure of four stretches in Capivara reservoir (Paranapanema River). **Biota Neotropica**, v.11, n.1, p. 63-71, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100006>

BONATO, K.O.; BURRESS, E.D.; FIALHO, C.B.; ARMBRUSTER, J.W. Resource partitioning among syntopic Characidae corroborated by gut content and stable isotope

analyses. **Hydrobiologia**, v. 805, n. 1, p. 311-324, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-017-3314-0>.

CARDOSO, M.M.L.; TORELLI, J.E.R.; CRISPIM, M.C.; SIQUEIRA, R. Diversidade de peixes em poças de um rio intermitente do semi-árido paraibano, Brasil. **Biotemas**, v. 25, n. 3, p. 161-171, 2012. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p161>

CARVALHO-COSTA, L.F.; HATANAKA, T.; GALETTI, P.M. Evidence of lack of population substructuring in the Brazilian freshwater fish *Prochilodus costatus*. **Genetics and Molecular Biology**, v. 31, n. 1, p. 377-380, 2008. doi.org/10.1590/S1415-47572008000200036

CASSEMIRO, F.A.S.; RANGEL, T.F.L.V.B.; PELICICE, F.M.; HAHN, N.S. Allometric and ontogenetic patterns related to feeding of a neotropical fish, *Satanoperca pappaterra* (Perciformes, Cichlidae). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, n. 1, p. 155-164, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00270.x>

CASTELLO, L.; MACEDO, M.N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990-1007, 2016. doi.org/10.1111/gcb.13173

CHELLAPPA, S.; BUENO, R.M.X.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N.T.; VAL, V.M.F.A. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semiarid Brazilian reservoirs. **Limnologica**, v. 39, p. 325-329, 2009. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v2n2p31-43>

COSTA, R.S.; OKADA, E.K.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Variação temporal no rendimento e composição específica da pesca artesanal do alto rio Paraná, PR – Brasil: os efeitos crônicos dos barramentos. **Bol. Inst. Pesca**, v. 38, n. 3, p. 199 – 213, 2012.

DAGA, V.S.; SKÓRA, F.; PADIAL, A.A.; ABILHOA, V.; GUBIANI, E.A.; VITULE, J.R.S.; Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the

roles of introduced species and their vectors. **Hydrobiologia**, v. 746, n. 1, p. 327–347, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2032-0>

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. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252013000400017>

FIGUEIREIDO, B.R.S.; ARAÚJO, G.J.M., SILVA, M.J.; MEDEIROS, E.F. Análise da alimentação ao de *Prochilodus brevis* (Steindachner 1874), (Characiformes: Crochilodontidae) em ambientes aquáticos do semiárido brasileiro. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, São Lourenço- MG, 2009.

FUGI, R., AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. **Revista brasileira de biologia**, v. 61, p. 27-33, 2001. [doi.org/10.1590/S0034-71082001000100005](http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71082001000100005)

FRIED G.; WÜEST A. Disrupting biogeochemical cycles: consequences of damming. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 1, p. 55-65, 2002.

GANDINI, C.V.; SAMPAIO, F.A.C.; POMPEU, P.S. Hydropeaking effects of on the diet of a Neotropical fish community. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 4, p. 795-802, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20130151>

GARCEZ, R.; CALCAGNOTO, D.; ALMEIDA-TOLEDO, L.F.; Population structure of the migratory fish *Prochilodus lineatus* (Characiformes) from rio Grande basin (Brazil), an area fragmented by dams. **Aquatic Conservation**, v. 21, n. 23, p. 268-275. 2011. <https://doi.org/10.1002/aqc.1176>

GOMES, J.H.C.; VERANI, J.R. Alimentação de espécies de peixes no reservatório de Três Marias, p. 195-227. In: H.P. GODINHO & A.L. GODINHO (Eds). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte, CNPq/ PADCT, Editora PUC Minas, 2003, 468p

GOODWIN, R.A.; POLITANO, M.; GARVIN, J.W.; NESTLER, J.M.; HAY, D.; ANDERSON, J.J.; TIMKO, M. Fish navigation of large dams emerges from their modulation of flow field experience. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n.14, p. 5277-5282, 2014. doi.org/10.1073/pnas.1311874111

GRANZOTTI, R.V.; MIRANDA, L.E.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. **Aquatic Sciences**, v. 80, n. 3, p. 28 2018. [https:// doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y](https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y).

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469-480, 2007.

HATANAKA T.; HENRIQUE-SILVA, F.; GALLETI JR. M. Population substructuring in a migratory freshwater fish *Prochilodus argenteus* (Characiformes, Prochilodontidae) from the São Francisco River. **Genetica**, v. 126, n. 1-2, p. 153–159, 2006. doi 10.1007/s10709-005-1445-0

HEDRICK, P.W.; MILLER P.S. Conservation genetics: Techniques and fundamentals. **Ecological Applications**, v. 2, n. 1, p. 30-46, 1992. doi.org/10.2307/1941887

LIMA, A.E; SEVERI, W. Estado trófico na cascata de reservatórios de um rio no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.9, n.1, p.124-133, 2014.

LIU, X., QIN, J., XU, Y., OUYANG, S., WU, X. Biodiversity decline of fish assemblages after the impoundment of the Three Gorges Dam in the Yangtze River Basin, China. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**. 29, 177-195, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09548-0>

MACARTHUR, R.H.; PIANKA, E.R. On optimal use of a patchy environment. **The American Naturalist**, v. 100, n. 916, p. 603-609, 1966.

MARQUES, H.; DIAS, J.H.P.; PERBICHE-NEVES, G.; KASHIWAQUI, E.A.L.; RAMOS, I.P. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical

reservoirs. **Biological conservation**, v. 224, p. 347-354, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>

MARTELETO, F.M. **Os efeitos da introdução de barreiras artificiais em rios sobre a genética populacional em peixes**. Tese (doutorado). 2015. 102 f. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/38190>. Acessado em: 14 de janeiro de 2020.

MELDGAARD, T.; NIELSEN, E.E.; LOESCHCKE, V. Fragmentation by weirs in a riverine system: a study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. **Conservation Genetics**, v. 4, n. 6, p. 735-747, 2003.

MIRANDA, L. E.; GRANZOTTI, R. V.; DEMBKOWSKI, D.J. Gradients in fish feeding guilds along a reservoir cascade. **Aquatic sciences**, v. 81, n. 1, 15, 2019.
<https://doi.org/10.1007/s00027-018-0615-y>

MIRANDA, L.E.; DEMBKOWSKI, D.J; Evidence for serial discontinuity in the fish community of a heavily impounded river. **River Research and Applications**, v. 32, n. 6, p. 1187-1195, 2016. <https://doi.org/10.1002/rra.2936>

NILSSON, C., REIDY, C.A., DYNESIUS, M., REVENGA, C. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, 308, 405-408, 2005. DOI: 10.1126/science.1107887

NORTHCOTE, T.G.; Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 5, n. 2, p. 141-194, 1995.

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. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 290-301, 2014.
<http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.14712>

NOVAKOWSKI, G.C.; HAHN, N.S. FUGI, R. 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 567-576, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252008000400004>

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**, v. 42, p. 51-64. 2016^a. doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n1p51

OLIVEIRA, J.F., MORAES-SEGUNDO, A.L.N.; NOVAES, J.L.; COSTA, R.S.; FRANÇA, J.S.; PERETTI, D. Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. **Iheringia. Série Zoologia**, 106. 2016b. doi.org/10.1590/1678-4766e2016001

OLIVEIRA, J.C.D.; OLIVEIRA, J.F.D.; 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**, v. 30, n. 104, 2018. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x9216>

PAMPONET, V.D.C.C.; CARNEIRO, P.L.S.; AFFONSO, P.R.A.D.M.; MIRANDA, V. S.; SILVA JÚNIOR, J.C.; OLIVEIRA, C.G.D.; GAIOTTO, F.A. A multi-approach analysis of the genetic diversity in populations of *Astyanax* aff. *bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Characidae) from Northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 621-630, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252008000400010>

PAPACOSTAS, K.J.; FREESTONE, A.L.; Latitudinal gradient in niche breadth of brachyuran crabs. **Global ecology and biogeography**, v. 25, n. 2, p. 207-217, 2016. <https://doi.org/10.1111/geb.12400>

PELICICE, F.M.; AZEVEDO-SANTOS, V.M.; ESGUÍCERO, A.L.H.; AGOSTINHO, A.A.; ARCIFA, M.S. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, 2018. doi: 10.1590/1982-0224-20170150

PELICICE, F.M.; POMPEU, P.S.; AGOSTINHO, A.A. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 4, p. 697-715, 2015. <https://doi.org/10.1111/faf.12089>

PESSOA, E.K.R.; SILVA, N.B.; ARAUJO, A.; CHELLAPPA, S. Morphohistology of the digestive tract of the carnivorous fish *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes: Erythrinidae). **Animal Biology Journal**, v. 3, n. 4, p. 145-158, 2012.

PETESSE, M.L., PETRERE J.R.M., AGOSTINHO, A.A., Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical área. **Ecological Engineering**. 69, 139-150, 2014.<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.070>

POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, v. 47, p. 769-784, 1997.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES, C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni **Journal of Fish Biology**, v. 68, n. 1, p. 137-156, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00883.x>

POUILLY, M.; YUNOKI, T.; ROSALES, C.; TORRES, L. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 13, n. 4, p. 245-257, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2004.00055.x>

RIBEIRO, M.B. Rede de açudes do Nordeste a maior do planeta Terra. **Revista Cidades & Meio Ambiente**, 2010. Disponível em: <https://bit.ly/2ZC7dut>. Acessado em: 30 de dezembro de 2019.

RODRIGUEZ-RODRIGUEZ, M.P.; LOPERA-BARRERO, N.M.; SANTOS, S.C.A.; VARGAS, L.; STREIT, JR.D.P.; RIBEIRO, R.P.; Genetic diversity of *Piaractus mesopotamicus* (Characiformes: Characidae) broodstocks using in the restocking program of Tiete river, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 2, p. 478-486, 2013.

SANCHES, A.; GALETTI, JR. P.M.; GALZERANI, F.; DERAZO J.; CUTILAK-BIANCHI, B.; HATANAKA, T. Genetic population structure of two migratory freshwater fish species (*Brycon orthotaenia* and *Prochilodus argenteus*) from the São Francisco River in Brazil and its significance for conservation. **Latin America Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 1, p. 177-186, 2012.

SANTOS, N.C.L.; SANTANA, H.S.; ORTEGA, J.C.G.; DIAS, R.M., STEGMANN, L. F.; SILVA ARAÚJO, I.M. AGOSTINHO, A.A. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. **Hydrobiologia**, v. 802, n. 1, 245-253, 2017. <https://www.researchgate.net/publication/317905424>

SANTOS, N.C.L.; GARCÍA-BERTHOU, E.; DIAS, J.D.; LOPES, T.M.; PAIVA A.I.; SEVERI, W.; AGOSTINHO, A.A. Efeitos ecológicos cumulativos de uma cascata de reservatório neotropical em várias assembleias. **Hydrobiologia**, v. 819, n. 1, 77-91. 2018. <https://www.researchgate.net/publication/324910861>

SANTOS, N.C.L.; DIAS, R.M.; ALVES, D.C.; MELO, B.A.R.; GANASSIN, M.J.M.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. Alterações tróficas e limnológicas em rios altamente fragmentados preveem a diminuição da abundância de peixes detritívoros. **Indicadores Ecológicos**, v. 110, n. 105933, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105933>

SILVA, D.A.; PESSOA, E.K.R.; COSTA, S.A.G.L.; CHELLAPPA, N.T.; CHELLAPPA, S. Ecologia alimentar de *Astyanax lacustris* (Osteichthyes: Characidae) na Lagoa do Piató, Assú, Rio Grande do Norte, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 2, n. 1, p. 74-84, 2012. doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v2n1p74-82

SILVA, P.S.; MAKRAKIS, M.C.; MIRANDA, L.E.; MAKRAKIS, S.; ASSUMPÇÃO, L.; PAULA, S.; MARQUES, H. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná River. **River research and applications**, v. 31, n. 3, p. 313-322, 2015. <https://doi.org/10.1002/rra.2755>

STANFORD, J.A.; WARD, J.V. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 17, n. 4-5, p. 303-310, 2001. <https://doi.org/10.1002/rrr.659>

SUZUKI, C; SASAKI, K; KADOTA, K. (1997). Loss Processes of CF and CF 2 Radicals in the Afterglow of High-Density CF 4 Plasmas. *Japanese journal of applied physics*, v. 36, n. 6, p. 824, 1997.

TERRA, B.F.; ARAÚJO, F.G.A. preliminary fish assemblage index for a transitional river–reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 3, p. 874-881. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.006>

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. doi.org/10.1139/f80-017

VARI, R. P. Family Curimatidae – toothless characiforms. In: REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR. C.J. (Orgs.). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*, 729, 2003.

VIEIRA, A.; SANTOS, V.; CURI, W. Escolha das regras de operação racional para subsistema de reservatórios no semiárido nordestino. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 7, n. 1, p. 37-50, 2010.

WARD, J. V. STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems*. 1983 <https://www.researchgate.net/publication/247493939>

WARD, J. V., STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research & management*, 11, 105-119, 1995. doi.org/10.1002/rrr.3450110109

WELCOMME, R.L.; MARMULLA, G. Dams, weirs and fish. Preface. *Hydrobiologia*, v. 609, p. 1-7, 2008.

WOHL E.; BLEDSOE, B.P.; JACOBSON, R.B.; POFF, N.L.; RATHBURN, S.L.; WALTERS, D.M.; WILCOX, A.C. The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. **Bioscience**, v. 65, n. 4, p. 358-371, 2015. /doi.org/10.1093/biosci/biv002

YANG, X.; LU, X.; RAN, L.; TAROLLI, P. Geomorphometric Assessment of the Impacts of Dam Construction on River Disconnectivity and Flow Regulation in the Yangtze Basin. **Sustainability**, v. 11, n. 12, p. 3427, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11123427>

YAZBECK G.M.; KALAPOTHAKIS E. Isolation and characterization of microsatellite DNA in the piracema fish *Prochilodus lineatus* (Characiformes). **Genetics and Molecular Research**, v. 6, n. 4, p. 1026-1034, 2007.

CAPÍTULO I



IMPLICAÇÕES DA FRAGMENTAÇÃO FLUVIAL, POR MEIO DE BARRAGENS, NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM UM RIO DO SEMIÁRIDO NEOTROPICAL

O capítulo foi estruturado de acordo com as normas do periódico
Journal of Arid Environments

Implicações da fragmentação fluvial, por meio de barragens, na distribuição espacial da assembleia de peixes em um rio do semiárido neotropical

Jean Carlos Dantas de Oliveira^{1*}, Alexandre de Oliveira Marques², Danielle Peretti³, Rodrigo Silva da Costa⁴, José Luís Costa Novaes⁴

1. Pós-Graduação em Ciência Animal, Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, RN, Brasil.
2. Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Estadual Paulista – UNESP, SP, Brasil.
3. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN, RN, Brasil.
4. Departamento de Biociências, Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, RN, Brasil.

RESUMO

A disposição de reservatórios em cascatas ao longo dos rios, provoca alterações acentuadas na composição das comunidades de peixes tanto na área influenciada diretamente pelos reservatórios, como ao longo de toda bacia hidrográfica. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar a riqueza e abundância de peixes no sistema de cascata de reservatórios no rio Apodi/Mossoró na região do semiárido brasileiro. As hipóteses testadas no estudo foram: i) a estrutura das assembleias de peixe muda longitudinalmente ao longo do sistema de cascata de reservatórios; ii) as espécies não-migradoras predominem no sistema em cascata, inicialmente favorecidas pelos represamentos; (iii) as espécies migradoras apresentem baixa riqueza e abundância no gradiente longitudinal no sistema em cascata. As amostragens dos peixes foram trimestralmente, durante os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro no período de 2011 a 2016, realizadas com redes de emalhe. Os peixes foram classificados em três grupos: (i) espécies nativas não migratórias (NNM); (ii) espécies nativas migratórias (NM); e (iii) espécies não nativas (NN). Para verificar dissimilaridade da abundância das espécies entre as assembleias dos reservatórios, realizou-se uma Análise de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), e as diferenças entre os reservatórios foram testadas por meio de Análise de Similaridade (ANOSIM), utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para testar se a riqueza e abundância dos três grupos de peixes (NNM, NM e NN) diferem longitudinalmente nos reservatórios foi aplicada a análise de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguido de teste de Wilcoxon entre os grupos, para os dados de riqueza e de CPUE separadamente. Foram coletados 13.787 indivíduos pertencentes a 22 espécies, cinco ordens e 11 famílias na cascata de reservatórios no rio Apodi/Mossoró, sendo 18 espécies nativas (NNM = 14+NM = 4) e quatro espécies não nativas. As análises de ordenação NMDS e ANOSIM mostraram diferenças significativas nas assembleias de peixes entre os reservatórios. Um padrão semelhante de riqueza média de espécie foi observado para NNM, NM e NN que aumentou em direção a jusante do rio. Já a abundância de NNM e NM apresentaram um aumento em direção ao reservatório da região do médio do rio, seguindo de uma redução nos valores no reservatório da região do baixo rio. A cascata de reservatórios do

rio Apodi/Mossoró, associado as características peculiares dos sistemas fluviais com regime intermitente são ambientes adversos para espécies com hábito migrador, especialmente nos reservatórios a montante da cascata, colocando em risco algumas espécies que apresentaram baixos valores de abundância, a desaparecer em escalas locais.

Palavras-chaves: cascata de reservatórios, conservação, peixes migradores.

1 INTRODUÇÃO

Muitos sistemas hidrológicos estão fortemente modificados pelas alterações no fluxo de água devido a construções de barragens (Costa et al., 2012; Petesse et al., 2014), resultando em impactos para funcionamento desses ecossistemas e na biodiversidade, particularmente para as assembleias de peixes, que sofrem transformações por toda bacia hidrográfica (Pelicice et al., 2018). As barragens representam uma barreira física que impedem a movimentação dos peixes, influenciando sua distribuição e abundância, podendo provocar o declínio de diversas populações de peixes (Agostinho et al., 2016), especialmente das populações de peixes migratórios (Santos et al., 2017). Por outro lado, espécies de hábitos sedentários adaptados a ambientes lênticos, assim como para espécies não-nativas, a formação desses grandes lagos através das construções de barragens, acabam sendo benéficas para essas espécies (Pelicice e Agostinho, 2009; Vitule et al., 2012).

Dentro do contexto da organização espacial e do funcionamento dos rios, destaca-se a teoria do “Contínuo Fluvial”, que define o rio como um sistema possuindo um gradiente contínuo de condições ambientais e ecológicas, da nascente a foz (Vannote et al., 1980). Assumindo os postulados da teoria do “Contínuo Fluvial”, um dos pressupostos da teoria da “Descontinuidade Serial” considera a bacia hidrográfica como livre de poluição ou outras perturbações, exceto os represamentos (Ward; Stanford, 1983). De acordo com a teoria da “Descontinuidade Serial” a disposição de reservatórios em cascatas ao longo dos rios, provoca alterações bióticas e abióticas, sendo mais acentuadas na composição das comunidades de peixes tanto na área influenciada diretamente pelos reservatórios, como ao longo de toda bacia hidrográfica (Miranda e Dembkowski, 2016).

As construções de barragens representam um dos impactos humanos mais graves aos ecossistemas fluviais e para a estrutura das comunidades aquáticas (Liu et al., 2019), em razão das mudanças profundas nos padrões de produtividade biológica, assim como na distribuição de organismos no espaço e tempo (Nilsson et al., 2005; Agostinho et al., 2016), ocasionando

redução na riqueza e abundância de espécies especialmente de peixes (agostinho et al., 2016; Marques et al., 2018).

Conhecimento acumulado a cerca desses impactos tem-se concentrado para sistemas fluviais de grande porte, com presença de grandes reservatórios, como exemplo do Brasil. Onde, estudos têm demonstrando que os reservatórios alteram a dinâmica hidrológica e os padrões de distribuição espaço-temporal dos peixes, reduzindo as populações de peixes migradores, aumentando a abundância dos peixes sedentários, ou seja, que desenvolvem todo seu ciclo em ecossistemas lênticos, e dos peixes não-nativos (Barroca et al., 2012; Sanches et al., 2012; Marques et al., 2018; Pelicice et al., 2018). No entanto, outros estudos destacam que esses impactos são menos compreendidos para os represamentos ao longo das bacias hidrográficas dos rios de pequeno porte (Pamponet et al., 2008, Garcez et al., 2011), como os rios das regiões semiáridas brasileira.

As bacias hidrográficas do Nordeste do Brasil apresentam características particulares, sendo a principal delas o regime intermitente de seus rios (Rosa et al., 2003), causado pelo curto período da estação chuvosa (entre os meses de fevereiro a maio) (Emparn, 2018). Essa região apresenta baixos índices pluviométricos anuais, com irregularidade de chuvas, com prolongados períodos de secas e altas taxas de evaporação, além de solos rasos (Cardoso et al., 2012; Nascimento et al., 2014). Assim, com o intuito de contornar os períodos de escassez hídrica, foram contruídos reservatórios como forma de estocar água do período chuvoso para consumo humano, uso na agropecuária e na indústria, durante o período de estiagem (Vieira et al., 2010).

De fato a região semiárida do Brasil possui alta densidade de reservatórios em seus rios (70.000 mil) (Ribeiro, 2010) e a falta de estudos sobre as consequências desses empreendimentos sobre a ictiofauna, demonstra que essa problemática tem sido negligenciado pelos órgãos ambientais brasileiros (Novaes et al., 2014). Nesse contexto, destaca-se a falta de estudos voltados para os impactos da cascata de reservatório ao longo do canal principal do rio Apodi/Mossoró, que possui um fluxo de aproximadamente 360 milhões de m³/ano com o início do escoamento no mês de fevereiro, diminuindo fortemente a partir do mês de junho, ficando praticamente sem fluxo entre os meses de novembro e dezembro (Oliveira e Souza, 2015).

O objetivo do estudo foi avaliar os aspectos de riqueza e abundância das espécies de peixes nativa não-migradoras, migradores e não-nativa, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró na região do semiárido brasileiro. Para alcançar o objetivo as hipóteses testadas no estudo foram: i) a estrutura das assembleias de peixe muda

longitudinalmente ao longo do sistema de cascata de reservatórios; ii) as espécies não-migradoras predominem no sistema em cascata, inicialmente favorecidas pelos represamentos; (iii) as espécies migradoras apresentem baixa riqueza e abundância no gradiente longitudinal no sistema em casaca.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As bacias hidrográficas do bioma Caatinga, no semiárido brasileiro, são divididas em quatro ecorregiões hidrográficas (Rosa et al., 2003), sendo que o presente estudo foi realizado na ecorregião do Nordeste Médio-Oriental. A referida ecorregião, é composta por bacias hidrográficas de médio e pequeno porte, tendo como principal característica rio temporários (Rosa et al., 2003; Sarmiento-Soares et al., 2017). A bacia do rio Apodi/Mossoró é considerada de médio porte, ocupando uma área de 14.276 km², com uma rede fluvial totalmente intermitente e com fluxo extremamente alterado por construções de reservatórios, que atualmente são 618 (Igarn, 2019). Os reservatórios de Angico e Flechas estão localizados na parte alta do canal principal do rio, Pau dos Ferros na parte média e o reservatório de Santa Cruz na parte baixa

O rio Apodi/Mossoró tem sua nascente localizada a uma altitude de 830m e sua foz no oceano Atlântico, possuindo uma extensão de 220 km. Na parte alta do canal principal do rio, estão localizados os reservatórios de Major Sales e Flechas, na parte média o reservatório de Pau dos Ferros e o reservatório de Santa Cruz na parte baixa (Figura 1). Esses represamentos são considerados de pequeno e médio porte (Tabela 1), motivo pelo qual o número de pontos amostrais foram diferentes entre os mesmo. A região é caracterizada pelo clima tropical semiárido, com precipitação anual de aproximadamente 700 mm concentrado entre janeiro e maio (Emparn, 2018) A vegetação é do tipo caatinga arbórea e arbustiva, rica em plantas espinhosas e cactáceas. Atualmente essa bacia hidrográfica é o suporte para economia da região, que se destaca pelas atividades petrolíferas, agricultura e fruticultura irrigada, pecuária extensiva, mineração de calcário (Carvalho et al., 2011; Oliveira e Souza, 2015).

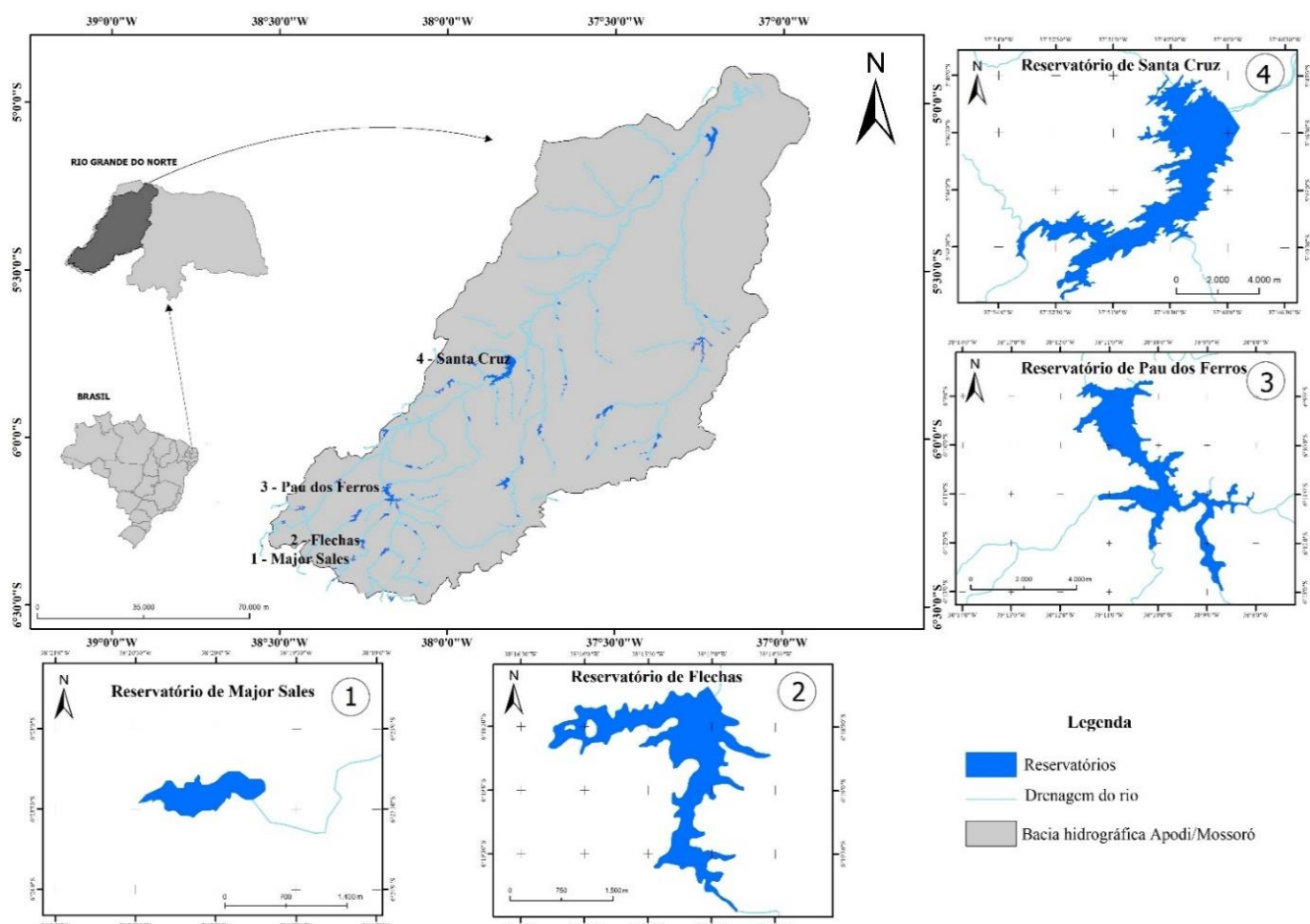


Figura 2. Sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil

Tabela 2. Reservatório que formam o sistema de cascata ao longo do canal principal do rio do Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Informações sobre os reservatórios: região no curso do rio, coordenadas, início da operação, área (Km²), volume (m³), Período amostral e número de ponto amostral.

Informações Gerais	Major Sales	Flechas	Pau dos Ferros	Santa Cruz
Local	Alto	Alto	Médio	Baixa
Coordenadas	06°23'24,9"S; 38°19'44,98" W	06°18'18,71" S; 38°15'01,59" W	06°08'48"S; 38°11'34"W	05°45'45"S; 37° 48'00" W
Início da operação		1983	1967	2002
Área		2,59	11,65	34,13
Volume máximo	2.641.850,00	8.949.675,00	50.846.000,00	599.712.000,00
Período amostral	2015-2016	2015-2016	2011-2012	2015-2016
Número de pontos de amostragem	2	2	4	8

2.2 Amostragem

A coleta dos peixes foi licenciada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMbio, processo número 27046). As amostragens foram realizadas trimestralmente (durante fevereiro, maio, agosto e novembro) no período de 2011 e 2012 no de Pau dos Ferros, e em 2015 e 2016 nos reservatórios de Major Sales, Flechas e Santa Cruz (Tabela 1). As amostras foram padronizadas com onze de emalhe variando Em cada ponto amostral foi realizada coleta de peixes com auxílio de onze redes de malhas variando entre 12 e 70 mm (entre nós adjacentes), com 15m de comprimento e altura de 1,8 a 2,0m.

As redes de pesca foram expostos paralelamente às margens (considerando as áreas com melhores condições de profundidade para exposição das redes), por um período de 12 horas (início 17hs e retirada às 05h do dia seguinte), ocorrendo duas despesca por ponto amostral, uma às 22hs e outra às 05hs da manhã. Os exemplares capturados foram acondicionados em sacos plásticos, conservados em gelo e transportados para o Laboratório de Ecologia de Peixes e Pesca Continental - LEPEC, UFERSA. As identificações das espécies foram confirmadas e/ou corrigidas por taxonomistas da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), com os exemplares depositadas na coleção de ictiologia da UFPB.

Após a identificação das espécies, os peixes foram classificados em três grupos de acordo com sua biologia reprodutiva e comportamento residente ou migratório e sua origem: (i) espécies nativas não migratórias (NNM); (ii) espécies nativas migratórias (NM); e (iii) espécies não nativas (NN). A classificação ocorreu segundo Sato e Sampaio (2005) Pompeu e Godinho (2006), Luz et al., (2009, 2012) e Silva et al., (2014).

2.3 Análise de dados

Para os três grupos de peixes (NNM, NM e NN), foi calculado a porcentagem de abundância numérica (PN%), entre os reservatórios, através da abundância total (n) de uma espécie dividida pela abundância total (N) de todas as espécies capturadas ($X \cdot 100$). As espécies com valores de $PN\% >$ que a proporção ($100/\text{número de espécies}$) foram considerados abundantes (Garcia et al., 2004). Também foi calculado riqueza de espécies (considerado o número de táxons por coleta), quanto abundância relativa das espécies na assembleia, através da Captura Por Unidade de Esforço em número ($CPUE_n = C/f$), (por ponto amostral e campanha), onde: C = captura em número; f = esforço a^2/t , utilizando assim, por área amostral, $301,8m^2$ de área de redes e 12 horas de tempo de exposição dos apetrechos de pesca (ORSI et al., 2004).

A normalidade e homocedasticidade dos dados foram verificadas por meio do teste de Shapiro-Wilk. Posteriormente, com o intuito de verificar dissimilaridade da abundância apenas espécies de peixes nativas migradoras e nativas não migradoras, no sistema de cascata de reservatórios, realizou-se uma Análise de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), e as diferenças entre os reservatórios foram testadas por meio de Análise de Similaridade (ANOSIM), utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Bray e Curtis, 1971). Para testar as hipóteses de que a riqueza e abundância dos três peixes (NNM, NM e NN), diferem longitudinalmente entre os reservatórios ao longo do sistema de cascata, foi aplicada a análise de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguido de teste de Wilcoxon entre os grupos, para os dados de riqueza e de CPUEn separadamente. As análises foram conduzidas através do programa Paleontological Statistics (PaST) versão 3.14 (Hammer, 2018) e no software R (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

Foram coletados um total de 13.787 indivíduos pertencentes a 22 espécies, 11 famílias e cinco ordens na cascata de reservatórios no rio Apodi/Mossoró, das quais, 14 espécies foram classificadas como nativas não migradoras, 4 nativas migradoras e quatro espécies não nativas (Tabela 2). As ordens com o maior número de espécies foram Characiformes com 12 espécies e Cichliformes com cinco espécies.

Tabela 3. Espécies de peixes capturados no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró. NNM = nativas não migradoras; NM = nativas migradoras; NN = não nativas, segundo classificação Sato e Sampaio (2005) Pompeu e Godinho (2006), Luz et al., (2009, 2012) e Gurgel et al., (2012)

Grupo taxonômico	NNM	NM	NN	Referência
CHARACIFORMES				
Curimatidae				
<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	X			POMPEU et al., 2006
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda-Ribeiro, 1937)	X			
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1874)		X		GURGEL et al., 2012
Anostomidae				
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941		X		POMPEU et al., 2006
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1875		X		POMPEU et al., 2006

Continuação

Erythrinidae

Hoplias gr. *malabaricus* (Bloch, 1794) X POMPEU et al., 2006

Characidae

Astyanax aff. *bimaculatus* (Linnaeus, 1758) X POMPEU et al., 2006

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819) X POMPEU et al., 2006

Moenkhausia costae (Steindachner, 1907) X POMPEU et al., 2006

Moenkhausia dichroua (Kner, 1858) X

Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903) X LUZ et al., 2012

Triporthidae

Triporthus signatus (Garman, 1890) X

SILURIFORMES

Auchenipteridae

Trachelyopterus galeatus (Linnaeus, 1766) X POMPEU et al., 2006

Heptapteridae

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835) X LUZ et al., 2012

Loricariidae

Hypostomus pusarum (Starks, 1913) X

Loricariichthys derbyi Isbrücker; Nijssen, 1979 X

PERCIFORMES

Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840) X SATO; SAMPAIO 2005

CICHLIFORMES

Cichlidae

Cichlasoma orientale Kullander, 1983 X

Crenicichla menezesi Ploeg, 1991 X

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) X LUZ et al., 2012

Astronotus ocellatus (Agassiz, 1831) X LUZ et al., 2012

Cichla monoculus Agassiz, 1831 X SATO; SAMPAIO, 2005

TOTAL 14 4 4

Considerando apenas as espécies de peixes nativas não migratórias e nativas migratórias a curva de acumulo de espécies estabilizou em 18 espécies (Figura 2), mesmo resultado encontrado pelos estimadores não-paramétrico: Chao-1 = $18 \pm 0,10$; Jackknife-1 = $18 \pm 0,10$; boot = $18,01 \pm 0,11$.

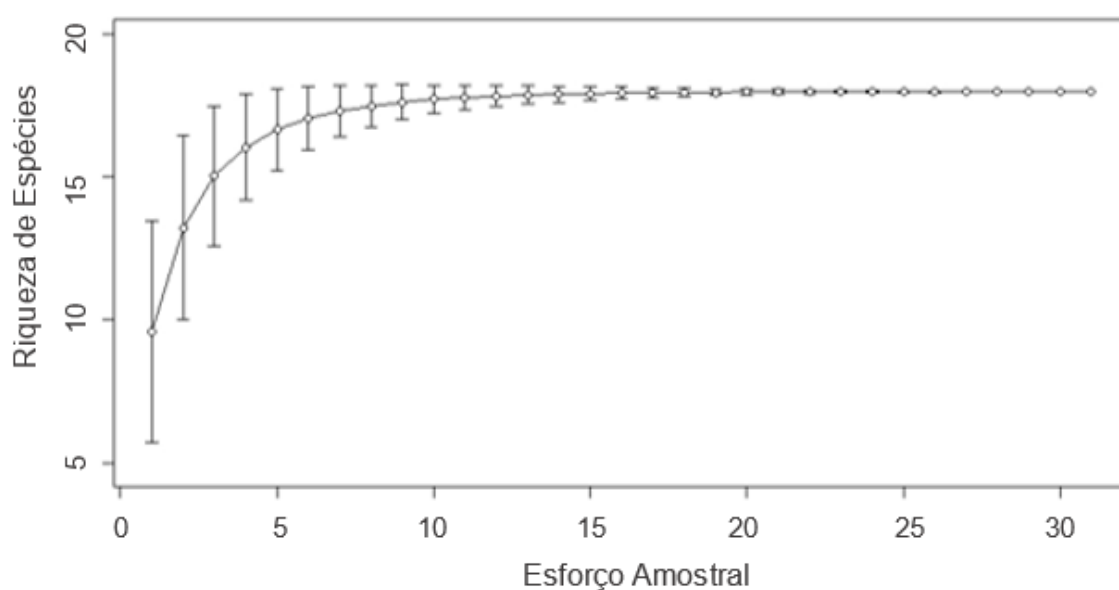


Figura 2. Curva de acumulação de espécies pelo esforço amostral no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.

A riqueza de espécies nativas (NNM e NM) nos reservatórios variou entre 8 e 17, com o reservatório da região do médio e baixo curso, apresentando os maiores valores de riqueza (17 espécies) e reservatório da região alta (Major Sales) o menor (8 espécies) (Figura 3). Para abundância os valores mais elevados foram observados no reservatório da região media (5.62 CPUEn) e o menor no reservatório da região alta (Major Sales) (0.27 CPUEn) (Figura 3). Diferenças significativas na abundância (CPUEn) foram constatadas nas assembleias de peixes (NNM e NM) entre os reservatórios do sistema de cascata ao longo rio Apodi/Mossoró ($stress = 0,04$; ANOSIM $R = 0,76$; $p = 0,0001$), com exceção entre os reservatórios da região alta (Flechas) e média do rio (Figura 4, Tabela 3).

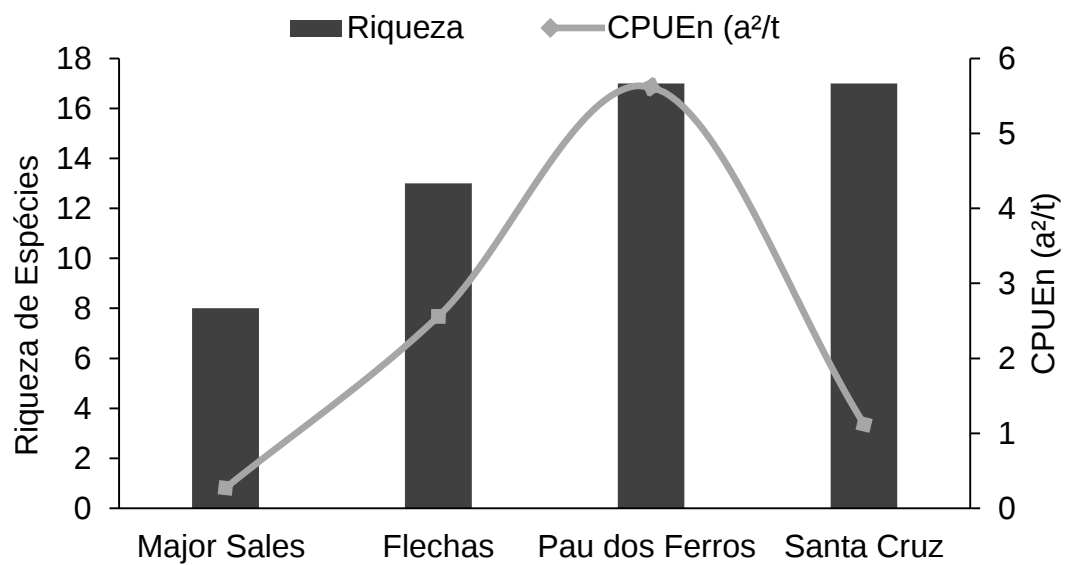


Figura 3. Riqueza total e abundância média (CPUE) das espécies nativas não migradoras e nativas migradoras, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.

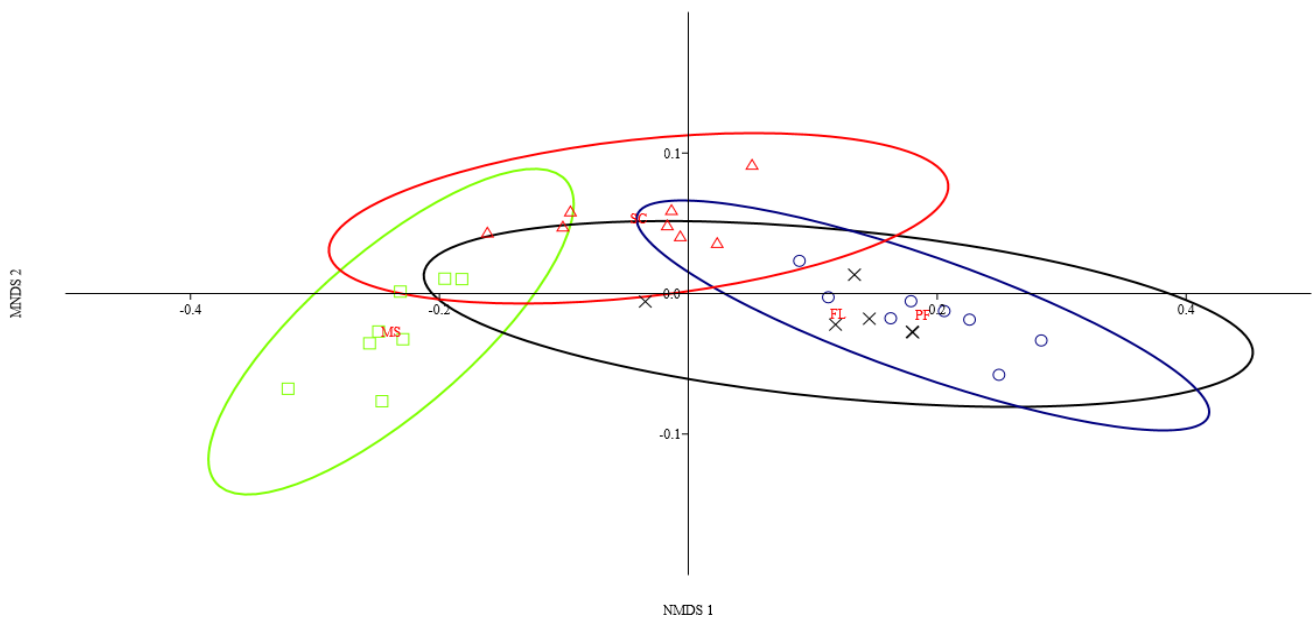


Figura 4. Ordenação NMDS da abundância (CPUE) das assembleia de peixes nativas não migradoras e nativas migradoras, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Códigos dos reservatórios: MJ = Major Sales (verde/quadrado); FL = Flechas (preto/cruz); PF = Pau dos Ferros (azul/círculo); SC = Santa Cruz (vermelho/triângulo).

Tabela 4. Análise de Similaridade (ANOSIM) referente aos dados de abundância (CPUE_n) no sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró. Valores marcados com asterisco (*) indicam diferenças significativas de $p < 0,05$.

Reservatórios	Valor <i>p</i>
Major Sales vs Flechas	0.004*
Major Sales vs Pau dos Ferros	0.0003*
Major Sales vs Santa Cruz	0.0002*
Flechas vs Pau dos Ferros	0.12
Flechas vs Santa Cruz	0.003*
Pau dos Ferros vs Santa Cruz	0.0003*

Com os resultados da NMDS e ANOSIN, observou-se que as assembleias de peixes nativos-não migradores e nativos migradores, são similares apenas entre os reservatórios da região alta (Flechas) e média. Já os reservatórios da região alta (Major Sales) e baixo, apresentaram as maiores variações de abundância média (CPUE_n), entre as espécies de peixes NNM e NM.

Um padrão semelhante de riqueza de espécies foi observado entre os três grupos de peixes (NNM, NM e NN), com aumento em direção ao reservatório da região do baixo curso do rio (Figura 5). As espécies nativas não migradoras apresentaram uma grande amplitude de riqueza média de espécies, variando entre 3,38 e 9,88, nos reservatórios da região alta (Major Sales) e médio, respectivamente (Figura. 5A). A riqueza média das espécies não migratórias variou entre 0,25 no reservatório da região alta (Major Sales) e 3,0 no reservatório médio (Figura. 5B). Por fim, as espécies não nativas apresentaram a menor amplitude de riqueza média de espécies, entre 0,57 no reservatório da região alta (Flechas) e 2,5 no reservatório da região do baixo curso (Figura. 5C). Foram determinadas diferenças significativas na riqueza de espécies para os três grupos de peixes (NNM, NM e NN) entre os reservatórios (Kruskal-Wallis, NNM: $p < 0,0001$; NM: $p < 0,0001$; NN: $p < 0,01$) (Tabela 4).

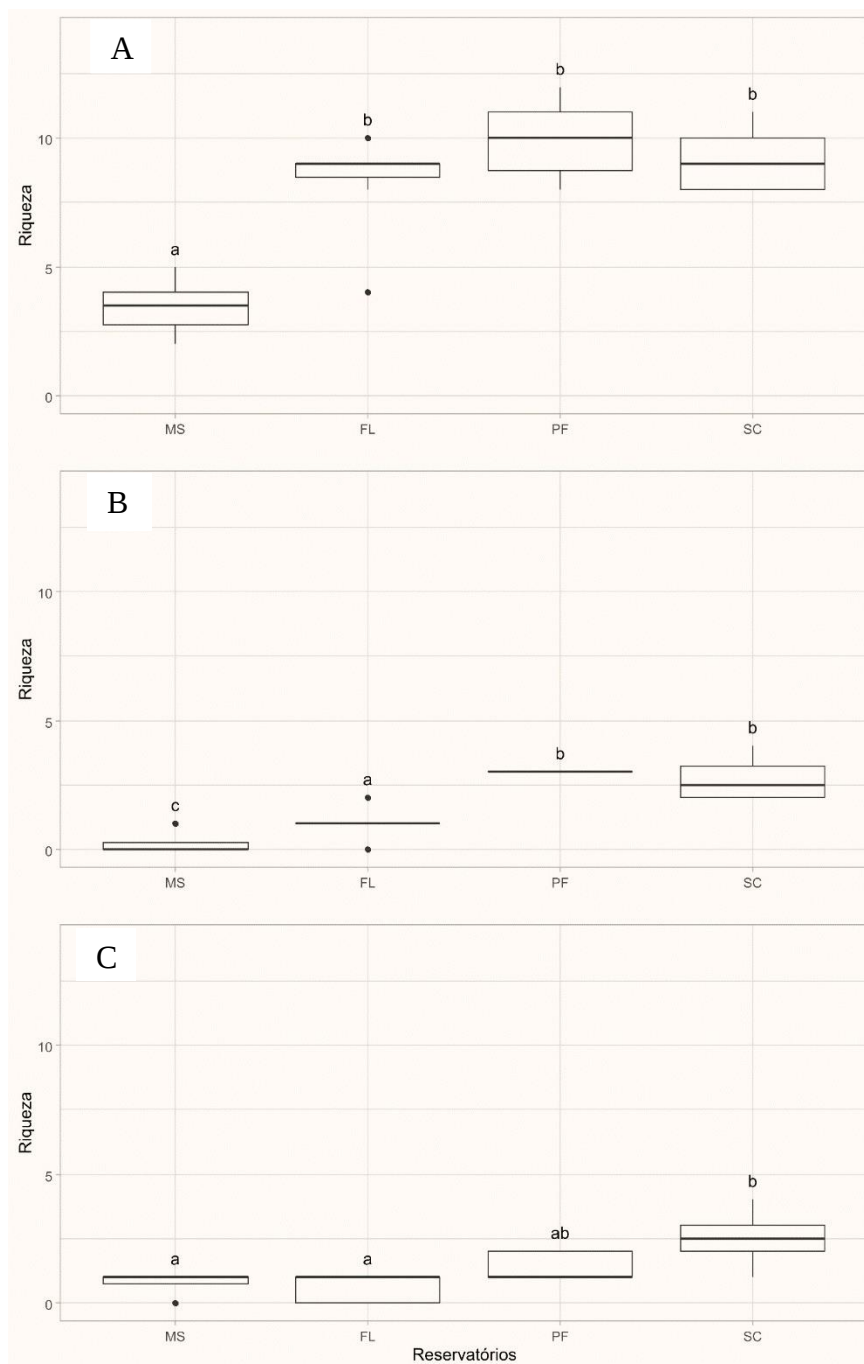


Figura 5. Média da Riqueza de espécies de peixes no sistema de cascata de reservatórios Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. A) espécies nativas não migratórias; B) espécies nativas migradoras; C) espécies não nativas. Os boxplots indicam a mediana (linha dentro das caixas), distribuição de 50% dos valores (caixas), quartis de 25 e 75% (barra vertical) e valores extremos (pontos). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os locais (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Códigos dos reservatórios: MS = Major Sales; FL = Flechas; PF = Pau dos Ferros; SC = Santa Cruz.

Tabela 5. Resultados do teste de WILCOXON, aplicado nos valores de riqueza entre os grupos de espécies Nativas não migradoras, Nativas migradoras e Não Nativas, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande norte Brasil.

Grupo de espécies	Reservatórios	Valor p
Nativa não-migradoras	Flechas vs Major Sales	0.012*
	Pau dos Ferros vs Flechas	0.412
	Pau dos Ferros vs Major Sales	0.005*
	Santa Cruz vs Flechas	0.628
	Santa Cruz vs Major Sales	0.005*
	Santa Cruz vs Pau dos Ferros	0.609
Nativas migradoras	Flechas vs Major Sales	0.047
	Pau dos Ferros vs Major Sales	0.001*
	Pau dos Ferros vs Flechas	0.002*
	Santa Cruz vs Major Sales	0.002*
	Santa Cruz vs Flechas	0.006*
	Santa Cruz vs Pau dos Ferros	0.360
Não nativas	Flechas vs Major Sales	0,524
	Pau dos Ferros vs Major Sales	0.068
	Pau dos Ferros vs Flechas	0.067
	Santa Cruz vs Major Sales	0.009*
	Santa Cruz vs Flechas	0.011*
	Santa Cruz vs Pau dos Ferros	0.067

As abundâncias (CPUE_n) das espécies NNM e NM apresentaram o mesmo padrão, aumentando em direção ao reservatório da região do médio curso do rio, seguido de uma redução drástica nos valores no reservatório do baixo curso. (Figura. 6). Para CPUE_n das espécies NNM variou entre 0,53 no reservatório da região do alto (Major Sales) e 9,69 no reservatório da região do curso médio (Figura. 6A), enquanto que das espécies NM variaram entre 0,01 e 1,16 entre os mesmos reservatórios acima (Figura. 6B). Por fim, as espécies NN apresentaram um padrão contrário ao visto para os dois grupos de espécies nativas, onde apresentou maior CPUE_n no reservatório do baixo curso Cruz 0.32, quando comparado aos demais (Figura. 6C). Foram determinadas diferenças estatísticas entre a CPUE_n dos grupos de peixes e os reservatórios (Kruskal-Wallis, NNM, $p = <0,01$; NM, $p = <0,01$; NN, $p = <0,001$) (Tabela 5).

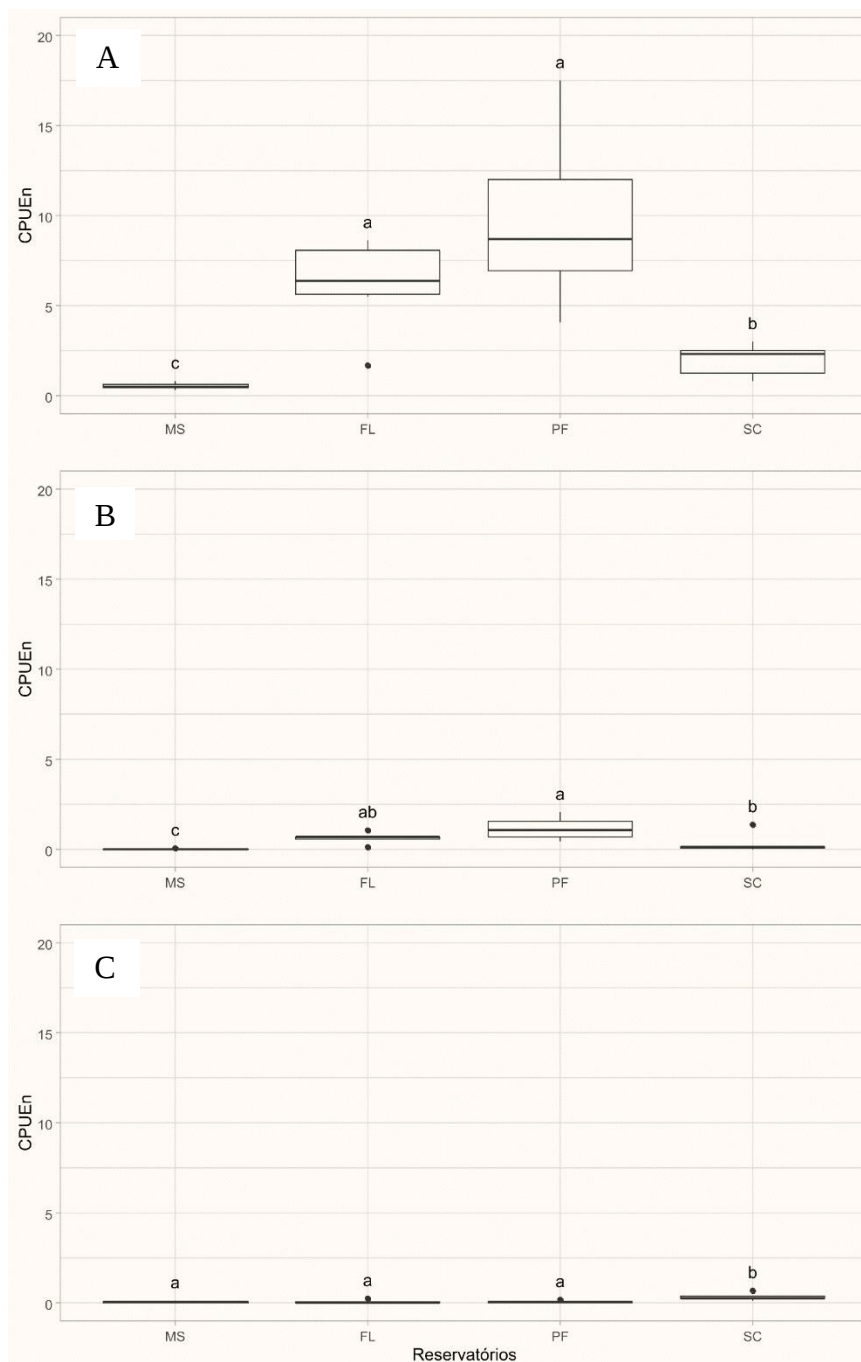


Figura 6. Abundância média (CPUEn) de espécies de peixes no sistema de cascata de reservatórios ao longo do Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. A) espécies nativas não migratórias; B) espécies nativas migradoras; C) espécies não nativas. Os boxplots indicam a mediana (linha dentro das caixas), distribuição de 50% dos valores (caixas), quartis de 25 e 75% (barra vertical) e valores extremos (pontos). Letras diferentes indicam diferenças estatísticas entre os locais (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Códigos dos reservatórios: MS = Major Sales; FL = Flechas; PF = Pau dos Ferros; SC = Santa Cruz.

Tabela 6. Resultados do teste de WILCOXON, aplicado nos valores de abundância (CPUE_n), entre os grupos de espécies nativas não migradoras, Nativas migradoras e Não Nativas, no sistema de cascata de reservatório ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.

Grupo de espécies	Reservatórios	Valor <i>p</i>
Nativa não-migradoras	Flechas vs Major Sales	0.002*
	Pau dos Ferros vs Major Sales	<0.001*
	Pau dos Ferros vs Flechas	0.228
	Santa Cruz vs Major Sales	<0.001*
	Santa Cruz vs Flechas	0.025
	Santa Cruz vs Pau dos Ferros	<0.001*
Nativas migradoras	Flechas vs Major Sales	0.008*
	Pau dos Ferros vs Major Sales	0.004*
	Pau dos Ferros vs Flechas	0.118
	Santa Cruz vs Major Sales	0.011*
	Santa Cruz vs Flechas	0,118
	Santa Cruz vs Pau dos Ferros	0.011*
Não nativas	Flechas vs Major Sales	1,000
	Pau dos Ferros vs Major Sales	1,000
	Pau dos Ferros vs Flechas	1,000
	Santa Cruz vs Major Sales	0.005*
	Santa Cruz vs Flechas	0.031*
	Santa Cruz vs Pau dos Ferros	0.013*

As espécies mais abundantes no sistema de cascata de reservatórios rio Apodi/Mossoró foram os pequenos characideos, particularmente *Astyanax bimaculatus*, *Curimatella lepidura*, onde *A. bimaculatus* foi considerada abundante em todos os reservatórios e *C. lepidura* nos reservatórios da região alta (flechas), médio e baixo, não sendo a mesma, registrada no reservatório da região alta (Major Sales) (Tabela 6). Entre os peixes migradores *Leporinus piau*, foi à única espécie observada em todos os reservatórios, com maior abundância no reservatório médio e menor no reservatório da região do baixo curso. No entanto, a espécie da hábito migrador *Triportheus signatus* foi constatada apenas no reservatório região do baixo curso, apresentando valores considerados abundantes. Entre as espécies não-nativas, *Plagioscion squamosissimus* valores mais elevados de abundância no reservatório do baixo rio (Tabela 6).

Tabela 7. Porcentagem de abundância das espécies nativas não migratórias, nativa migradoras e não nativas, no sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande, Brasil.

Grupo de Espécies	Espécies	Major Sales	Flechas	Pau dos Ferros	Santa Cruz
Nativa não-migradoras	<i>Astyanax aff. Bimaculatus</i>	42,13	16,17	35,33	14,67
	<i>Astyanax fasciatus</i>	0,46	9,03	3,06	0,16
	<i>Cichlasoma orientale</i>		1,69	0,40	0,39
	<i>Crenicichla menezesi</i>	0,93	0,29	0,09	2,96
	<i>Curimatella lepidura</i>		14,38	26,51	7,49
	<i>Hoplias gr. malabaricus</i>	44,44	2,99	1,52	4,79
	<i>Hypostomus pusalum</i>	1,39	0,24	0,32	6,92
	<i>Psellogrammus kennedyi</i>		1,21	0,29	0,03
	<i>Steindachnerina notonota</i>		43,48	0,24	
	<i>Moenkhausia dichroua</i>		0,34	14,54	6,95
	<i>Loricariichthys derbyi</i>			5,25	0,06
	<i>Moenkhausia costae</i>			0,12	20,46
	<i>Pimelodella gracilis</i>			0,04	0,03
	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	2,31		0,07	8,33
Nativas migradoras	<i>Leporinus piau</i>	1,39	3,86	6,94	0,84
	<i>Leporinus taeniatus</i>		0,72	2,34	0,29
	<i>Prochilodus brevis</i>		4,01	2,50	0,77
	<i>Triportheus signatus</i>				8,43
Não nativas	<i>Astronotus ocellatus</i>		0,05		0,03
	<i>Oreochromis niloticus</i>		1,54	0,07	0,26
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>			0,24	15,21
	<i>Cichla monoculus</i>	6,94		0,12	0,93
Total de espécies		8	15	20	21

4. DISCUSSÃO

A riqueza das espécies nativas não migradoras e nativas migradoras, apresentaram ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, um aumento em direção a jusante, com os reservatórios da região do médio e baixo curso, apresentando os valores mais elevados. Quanto abundância média desse dois grupos de peixes (NNM e NM), também registrou-se um aumento em direção ao reservatório da região do médio curso do rio, mas com acentuada redução no reservatório da região do baixo rio. Os reservatórios da região do alto (Major Sales) e baixo do rio, apresentaram os menores valores de abundância média, o que resultou nas maiores dissimilaridade na abundância de espécies NNM e NM, em relação ao demais reservatório.

Quando analisados separadamente a riqueza e abundância média dos três grupos de peixes (NNM, NM e NN), foram observadas variações significativas para duas variáveis entre os reservatórios. Os reservatórios da região do alto (Major Sales) e médio do rio, apresentaram

os valores mais baixos e mais elevados, respectivamente, para riqueza e abundância das espécies NNM e NM. Dentre as espécies registradas com hábito migrador, *Leporinus piau*, foi à única presente em todos os reservatórios, porém, com baixa abundância, especialmente no reservatório da região alta (Major Sales). O reservatório da região do baixo curso, foi o que apresentou os maiores valores tanto de riqueza como de abundância para espécies não nativas.

O aumento na riqueza de espécies NNM e NM era esperado, pois reservatórios da região do médio e baixo curso do rio, são os dois maiores do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, e segundo Agostinho et al., (2007), existe uma correlação positiva entre a riqueza de espécies e a área alagada em reservatórios neotropicais. Essa correlação é caracterizada pelo aumento do número de espécies de acordo com o aumento da área ocupada (O'dwyer e Green, 2010).

No entanto, foi surpreendente o alto valor de riqueza de espécies nativas, no represamento da região média do rio, uma vez que o referido reservatório entrou em operação em 1967, e em reservatórios neotropicais existe uma tendência de redução no número de espécies em reservatórios mais velhos, com maiores valores nos reservatórios mais novos (Agostinho et al., (2007). Essa última relação, explica o elevado valor de riqueza de espécies nativas constatada no reservatório da região do baixo rio, pois o mesmo entrou em operação em 2002. Esse aumento na riqueza de espécies nativas observado ao longo da cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, seguiu os padrões de distribuição de peixes em rios da América do Sul, descritos em alguns trabalhos, os quais apresentam maior riqueza e diversidade da nascente em direção a foz (Lowe-McConnell, 1999; Foubert et al., 2018).

O alto grau de trofia do represamento médio (Moura e Henry-Silva, 2015), em relação ao demais, pode ter influenciado na maior abundância das espécies nativa não-migradora. Uma vez, que alta produtividade de um ambiente lacustre favorece o estabelecimento e abundância de espécies de pequenos Characidae (Petrere Jr, 1996; Agostinho et al. 1999). Embora tenha apresentando um dos os maiores valores de riqueza de espécie, a abundância das espécies (NNM+NM), no reservatório da região do baixo rio foi baixa. Essa observação possivelmente é resultado é reflexos da intensidade dos impactos decorrentes do represamento sobre a ictiofauna local, associado, a fase de estruturação das espécies no ambiente lacustre (por ser um reservatório considerado novo), que entre outros fatores, depende da presença de tributários, estratégias reprodutivas e características tróficas das espécies presentes ambiente (Agostinho et al., 2007).

As mudanças observadas na riqueza e abundância média das espécies de peixes nativos não-migradores e nativos migradores, ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, reforça que a fragmentação dos rios, afeta a composição das espécies nativas no sistema de cascata de reservatórios, como descritos em outros sistemas de cascata em diferentes bacia hidrográficas. Recente estudo realizado no sistema de cascata de reservatórios, em três bacias hidrográficas brasileiras: bacia do rio São Francisco, bacia do rio Paranapanema e bacia do rio Iguaçu, constataram uma diminuição na abundância de espécies migratórias nos reservatórios a jusante, e relação entre a idade do reservatório e o número de espécies (Santos et al., 2017).

Na cascata de reservatórios do rio Paranapanema, situado na parte alta do rio Paraná, Pelicice et al., (2018), observou variações na riqueza de espécies nativas no sentido montante-jusante. Por tanto, variações na composição da ictiofauna ao longo do gradientes longitudinais é um padrão comum em reservatórios dispostos em cascata (Foubert et al., 2018; Pelicice et al., 2018), geralmente associado a fatores como a posição na cascata, tamanho e idade dos reservatórios (Santos et al., 2017).

As variações observadas na riqueza, especificamente de espécies NNM na cascata do rio Apodi/Mossoró podem resultar das alterações nas características hidrológicas e biológicas causadas pelos reservatórios, juntamente com o surgimento de habitats similares e homogêneos criados pelos barramentos que favorecem espécies com hábito sedentário (Agostinho et al., 2007; Pelicice et al., 2018; Foubert et al., 2018). Essas espécies conseguem realizar todas suas atividades, especialmente reprodutiva, no ambiente lântico (geralmente por prolongados períodos) ou com curtos deslocamentos (Agostinho et al., 2007).

Como esperado, as espécies NM apresentaram baixos valores de riqueza e abundância, no sistema de cascata de reservatórios rio Apodi/Mossoró. Esses resultados estão associados às características peculiares dos sistemas fluviais com regime intermitente, característicos das regiões áridas e semiáridas que devido ao curto período da estação chuvosa e longos períodos de secas, os rios permanecem a maior parte do ano desconectados (Sarmiento-Soares et al., 2017). Assim, as espécies de peixes migradores presentes nesses ambientes geralmente só têm a possibilidade de migrarem na estação chuvosa, tendendo a migrar logo no início do período chuvoso para utilizar habitats recém-inundados, como área de reprodução (Taylon et al., 2006; Melcher et al., 2012).

Por tanto, os rios intermitentes configuram-se como ambientes desfavoráveis para espécies de peixes migradores, e para os baixos valores de riqueza de migradores nos

reservatórios do Apodi/Mossoró, a hipótese é que a riqueza dessa espécie era baixa anteriormente aos represamentos. Segundo Agostinho et al., (2007), a riqueza de espécies em reservatórios está ligado principalmente, a ictiofauna pre-existe no sistema, bem como, os processos de adaptações das populações com alterações na sua composição. Pois esses peixes demandam de distintos ambientes fluviais para alimentação e reprodução (PELICICE et al., 2018).

A baixa riqueza de espécies NM no reservatório da região alta (Major Sales), estar relacionado com sua posição na cascata, com queda d'água a montante que impede a migração dos peixes, além de não dispor de tributários ou rotas migratórias para peixes migradores. Segundo Pompeu et al., (2012), os peixes migradores, mesmo que de curta distância, necessitam de diferentes habitats fluviais, para sua reprodução e, conseqüentemente, completar seu ciclo de vida. *Leporinus piau* foi à única espécie migradora registrada no reservatório da região do alto (Major Sales) do rio, porém com baixos valores de abundância, reflexo da falta de rotas migratórias, assim, é provável que a espécie esteja ameaçada a desaparecer no referido reservatório.

Com relação aos valores mais elevados de riqueza e abundância das espécies NM no reservatório da região média do rio, o número de tributários configura-se como um fator importante, pois o reservatório possui ao menos 4 tributários de porte médio bem conservados e com trechos de fluxos livres de barramentos, além de uma pequena planície de inundação a montante do reservatório. Os demais reservatórios, não possuindo tributários expressivos ou planícies de inundação.

Estudos tem demonstrado que os afluentes preservados minimizam os impactos sobre as espécies migradoras (Silva et al., 2015; Miranda e Dembkowski, 2016; Marques et al., 2018; Pelicice et al., 2018), diminuindo a tendência esperada de homogeneização da ictiofauna em escala locais e regionais (Daga et al., 2014), pois as espécies utilizam os tributários para reprodução com fluxo de água no período chuvoso. Essas condições são importantes para reprodução, desenvolvimento dos juvenis, minimizando os impactos do represamento e contribuindo para manutenção das populações de peixes com hábitos migradores em reservatórios (Costa et al., 2012). Independentemente da estratégia reprodutiva, a reprodução dos peixes é afetada pelos represamentos dos rios, porque até mesmo os não migradores, necessitam de trechos lóticos para reprodução (Agostinho et al., 2008; Angulo-Valencia et al., 2016; Miranda e Dembkowski, 2016).

A presença da espécie NM, *Triportheus signatus*, exclusivamente no reservatório da região do alto curso do rio, pode resultar de indivíduos remanescentes retidos nesse ambiente, após o represamento. O represamento da região do média do rio, representa uma barreira que possivelmente impõe limitações à ocupação da espécie nos reservatórios da cascata da região média e alta do rio, pois o reservatório médio entrou em operação desde 1967 e o reservatório do baixo curso, teve sua operação iniciada em 2002. O que reforça a hipótese do isolamento de *T. signatus* provocado pela barragem da região do baixo rio. Em muitos casos, os barramentos geram o bloqueio das rotas migratórias e isolamentos de áreas, impedindo que algumas espécies alcancem partes superiores do rio (Liu et al., 2019). Uma característica da espécie *T. signatus* é adaptabilidade na ocupação de ambientes distintos, e preferência por áreas mais alagadas, de maior disponibilidade de recursos e menor influência do represamento (Costa e Queiroz, 2008), características que podem estar presente no reservatório da região do baixo rio, favorecendo a adaptação da população, resultando na sua abundância no ambiente.

Na cascata do rio Apodi/Mossoró foram registradas quatro espécies não nativas, todas com baixa abundância nos diferentes reservatórios, no entanto, o reservatório da região do baixo rio, apresentou maior riqueza, sendo o único com a ocorrência das quatro espécies. Esse resultado não era esperado, pois o referido reservatório é o mais novo da cascata, construído a menos de duas décadas, e a introdução de espécies em reservatórios no Brasil, foi mais acentuada no período de 1960 a 1970, particularmente com espécies da bacia Amazônica (*Plagioscion squamosissimus* e *Cichla monoculus*, por exemplo), para reservatórios do Nordeste (Agostinho et al., 1996). Na maioria das vezes, visando o aumento dos estoques pesqueiros, para tentar mitigar os efeitos negativos da construção de reservatórios sobre a fauna de peixes (Agostinho et al., 2007). Atualmente, a introdução de espécies de peixes não nativos nos reservatórios ocorre por diferentes motivos (opção de pesca comercial, turismo, fonte de proteína, por exemplo) (Azevedo-Santos et al., 2015). No entanto, crescente atividade da pesca esportiva e recreativa é outro fator que tem contribuído para a introdução e/ou manutenção de espécies não nativas nas bacias hidrográficas (Pelicice et al., 2018).

Ao longo dos anos o reservatório situado na região do baixo rio, tem recebido como espécies não nativas, especialmente *Oreochromis niloticus*, proveniente da atividade de tilapicultura. Quanto à presença de *P. squamosissimus* e *C. monoculus*, provavelmente essas espécies passaram a ocupar o reservatório através de escapes e/ou inundação de pequenos açudes particulares durante o período de inundação, já que não existe registro oficial de introdução dessas espécies no reservatório (Novaes et al., 2014). Em relação aos diferentes

valores de abundância entre os reservatórios ao longo da cascata, pode estar ligado ao hábito alimentar das espécies, associado às condições de transparência, uma vez que os valores mais elevados de abundância para essas espécies foram observados no reservatório de Santa Cruz, onde registrou-se melhor transparência. Nesse ambiente *P. squamosissimus* têm sido registradas como Carcinófaga (Souza et al., 2017), e *C. monoculus* como piscívora (Oliveira et al., 2016).

No entanto, estudos em longo prazo no sistema de cascata do rio Apodi/Mossoró, para monitorar a abundância das espécies NN e avaliar a dinâmica de invasão, são cruciais para minimizar possíveis impactos negativos dessas espécies sobre a ictiofauna nativa. Pois essas espécies podem se tornarem uma ameaça para a fauna de peixes nativos, diminuindo a abundância das espécies por competição ou predação (Agostinho et al., 2007), ou até mesmo extinção e homogeneização das assembleias de peixes (Orsi e Britton, 2014; Daga et al., 2014). No Brasil, a introdução de espécies não nativas está entre as causas mais comuns de perda de biodiversidade em águas interiores, (Agostinho et al., 2004).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As constatações de mudanças nas assembleias de peixes, ao longo da cascata de reservatório do rio Apodi/Mossoró, reforçam que a descontinuidade fluvial através fragmentação dos rios, especialmente por sistemas de cascatas de reservatórios, afeta a riqueza e abundância de espécies de peixes, criando assembleias divergentes entre os reservatórios, com predomínio de espécies nativas não migradoras.

O reservatório da região do médio rio, apresentou maior abundância de espécies migradoras, associado ao maior número de afluentes com trechos livres de barramento, demonstrando a importância desses ambientes conservados, ou seja, livres de barramentos para diversidade e manutenção peixes migradores em reservatórios.

Nos reservatórios a montante da cascata, algumas espécies migradoras apresentaram baixos valores de abundância, apresentando risco de desaparecer em escalas locais. Essa observação é extremamente preocupante, não apenas do ponto de vista ecológico, mas pelo fato dessas espécies representarem importantes fontes de proteínas para populações humanas.

Em relação aos reais impactos do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodo/Mossoró, sobre as assembleias de peixes, os resultados do estudo são considerados preliminares. Contudo, fornece informações pioneiras sobre a riqueza e abundância da

ictiofauna, em sistemas de cascata de reservatórios, em rios de pequeno porte da região semiárida brasileira. Assim, são importantes para compreensão dos impactos provocados pela fragmentação dos rios, bem como, para a conservação e manutenção das assembleias de peixes, especialmente migradores, em rios com regime intermitentes, como a maiorias dos rios das regiões áridas e semiáridas.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Júlio Jr. H.F. 1999. Peixes da bacia do Alto rio Paraná. In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais (R.H. Lowe-McConnell). Edusp, São Paulo. 374-400.
- Agostinho, A. A., Gomes, L.C., Veríssimo, S., Okada, E. K., 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 14, 11-19.
- Agostinho, A A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68, 1119-1132. <http://dx.doi.org/10.1590/S151969842008000500019>.
- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G., Pelicice FM., 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fish Res.* 173, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- Angulo-Valencia, M.A., Agostinho, A.A., Suzuki, H.I., Luz-Agostinho, K.D.G., Agostinho, C.S., 2016. Impoundments affect fish reproduction regardless of reproductive strategy. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 21, 362-374. <http://dx.doi.org/10.1111/lre.12151>.

- Azevedo-Santos, V. M., Pelicice, F.M., Lima-Junior, D.P., Magalhães, A.L.B., Orsi, M.L., Vitule, J. R.S., Agostinho, A.A., 2015. How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. *Natureza e Conservação*. 13, 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.06.002>
- Barroca, T.M., Santos, G.B., Duarte, N.V.R., Kalapothakis, E., 2012. Evaluation of genetic diversity and population structure in a commercially importante freshwater fish *Prochilodus costatus* (Characiformes, Prochilodontidae) using complex hypervariable repeats. *Genetics and Molecular Research*, 11, 4456-4467. doi <http://dx.doi.org/10.4238/2012.September.27.4>
- Cardoso, M.M.L., Torelli, J.E.R., Crispim, M.C., Siqueira, R., 2012. Diversidade de peixes em poças de um rio intermitente do semi-árido paraibano, Brasil. *Biotemas*. 25, 161-171. doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p161>
- Carvalho, R.G., Kelting, F.M.S., Silva, E.V. 2011. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. *Sociedade e Natureza*, 23, 143-159.
- Castello, L., Macedo, M.N., 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*. 22, 990-1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>
- Costa Doria, C.R., Queiroz., L.J., 2008. A pesca comercial das sardinhas (*Triportheus* spp.) desembarcadas no mercado pesqueiro de Porto Velho, Rondônia (1990-2004): Produção pesqueira e perfil geral. *Biotemas*. 21, 99-106. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n3p99>
- Costa, R.S., Okada, E.K., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., 2012. Variação temporal no rendimento e composição específica da pesca artesanal do alto rio Paraná, PR – Brasil: os efeitos crônicos dos barramentos. *Bol. Inst. Pesca*. 38, 199-213.

- Daga, V.S., Skóra, F., Padial, A.A., Abilhoa, V., Gubiani, E.A., Vitule, J.R.S., 2014. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*. 746, 327–347. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2032-0>.
- EMPARN – Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte. Disponível em: <<http://189.124.201.150/monitoramento/monitoramento.php>>. Acesso em: 28 de jan. 2019.
- Fernando, C. H., 1991. Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 48, 24-32. <https://doi.org/10.1139/f91-301>
- Foubert, A., Lecomte, F., Legendre, P., Cusson, M. 2018. Spatial organisation of fish communities in the St. Lawrence River: a test for longitudinal gradients and spatial heterogeneities in a large river system. *Hydrobiologia*. 809, 155-173. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3457-z>
- Garcez, R., Calcagnoto, D., Almeida-Toledo, L.F., 2011. Population structure of the migratory fish *Prochilodus lineatus* (Characiformes) from rio Grande basin (Brazil), an area fragmented by dams. *Aquatic Conservation*. 21, 268-275. <https://doi.org/10.1002/aqc.1176>
- Gurgel, L.D.L., Verani, J.R., Chellappa, S. 2012. Reproductive ecology of *Prochilodus brevis* an endemic fish from the semiarid region of Brazil. *The Scientific World Journal*. <https://doi.org/10.1100/2012/810532>
- Granzotti, R.V.; Miranda, L.E.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. 2018. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquatic Sciences*, 80, 28. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>.
- Hammer, O., 2018. PAST - Palaeontological Statistics, version, 3.15, <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em: Janeiro de 2019.

Igarn - Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte. Bacia Apodi/Mossoró. Disponível em: < encurtador.com.br/wDG29 >. Acesso em: 29 de setembro de 2019.

Liu, X., Qin, J., Xu, Y., Ouyang, S., Wu, X. 2019. Biodiversity decline of fish assemblages after the impoundment of the Three Gorges Dam in the Yangtze River Basin, China. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 29, 177-195. <https://doi.org/10.1007/s11160-019-09548-0>

Loures, R.C., Pompeu, P.S., 2018. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. *Marine e Freshwater Research*. 69, 1983-1994. <https://doi.org/10.1071/MF18109>

Lowe-McConnell, R.H., 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Edusp, São Paulo. EDUSP. 535.

Luz, S.C., Lima, H.C., Severi, W., 2012. Composição da ictiofauna em ambientes marginais e tributários do médio-submédio rio São Francisco. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 7, 358-366. DOI: 10.5039/agraria.v7i2a1436

Luz, S.C.S., El-Deir, A.C.A., França, E.J., Severi, W. 2009. Estrutura da assembléia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. *Biota Neotropica*. 9, 117-129. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300011>

Marques, H., Dias, J.H.P., Perbiche-Neves, G., Kashiwaqui, E.A.L., Ramos, I.P. 2018. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biological conservation*. 224, 347-354. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>

Melcher, A. H., Ouedraogo, R., Schmutz, S., 2012. Spatial and seasonal fish community patterns in impacted and protected semi-arid rivers of Burkina Faso. *Ecological Engineering*. 48, 117-129. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.07.012>

- Miranda, L.E., Dembkowski, D.J. 2016. Evidence for serial discontinuity in the fish community of a heavily impounded river. *River Research and Applications*. 32, 1187-1195. <https://doi.org/10.1002/rra.2936>
- Moura, R. S.T; Henry-Silva, G. G. Limnological characteristics of a hydrographic basin of the Brazilian semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 27, 59, 2015.<http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x3114>
- Nascimento, W.S., Barros, N.H.C., Araújo, A.S., Gurgel, L.L., Canan, B., Molina, W.F., Rosa, R.S., Chellappa, S. 2014. Composição da ictiofauna das bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte, Brasil. *Biota Amazônia*. 4, 126-131. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v4n1p126-131>
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405-408. DOI: 10.1126/science.1107887
- Novaes, J.L.C., Moreira, S.I.L., Freire, C.E.C., Sousa, M.M.O., Costa, R.S., 2014. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. *Brazilian Journal of Biology*. 74, 290-301. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.14712>
- O'Dwyer, J.P., Green, J.L., 2010. Field theory for biogeography: a spatially explicit model for predicting patterns of biodiversity. *Ecology letters*. 13, 87-95. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01404.x>
- Oliveira, A.K., Souza, L.D., 2015. Alteração das concentrações de nitrogênio e fósforo na bacia do rio Apodi-Mossoró em função dos efeitos da estiagem e espacialidade. *Química: ciência, tecnologia e sociedade*. 4, 1-15.
- Oliveira, J.F., Moraes-Segundo, A.L., Novaes, J.L., Costa, R.S., França, J.S., Peretti, D., 2016. Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia. Série Zoologia*. 106, 01-09. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766e2016001>

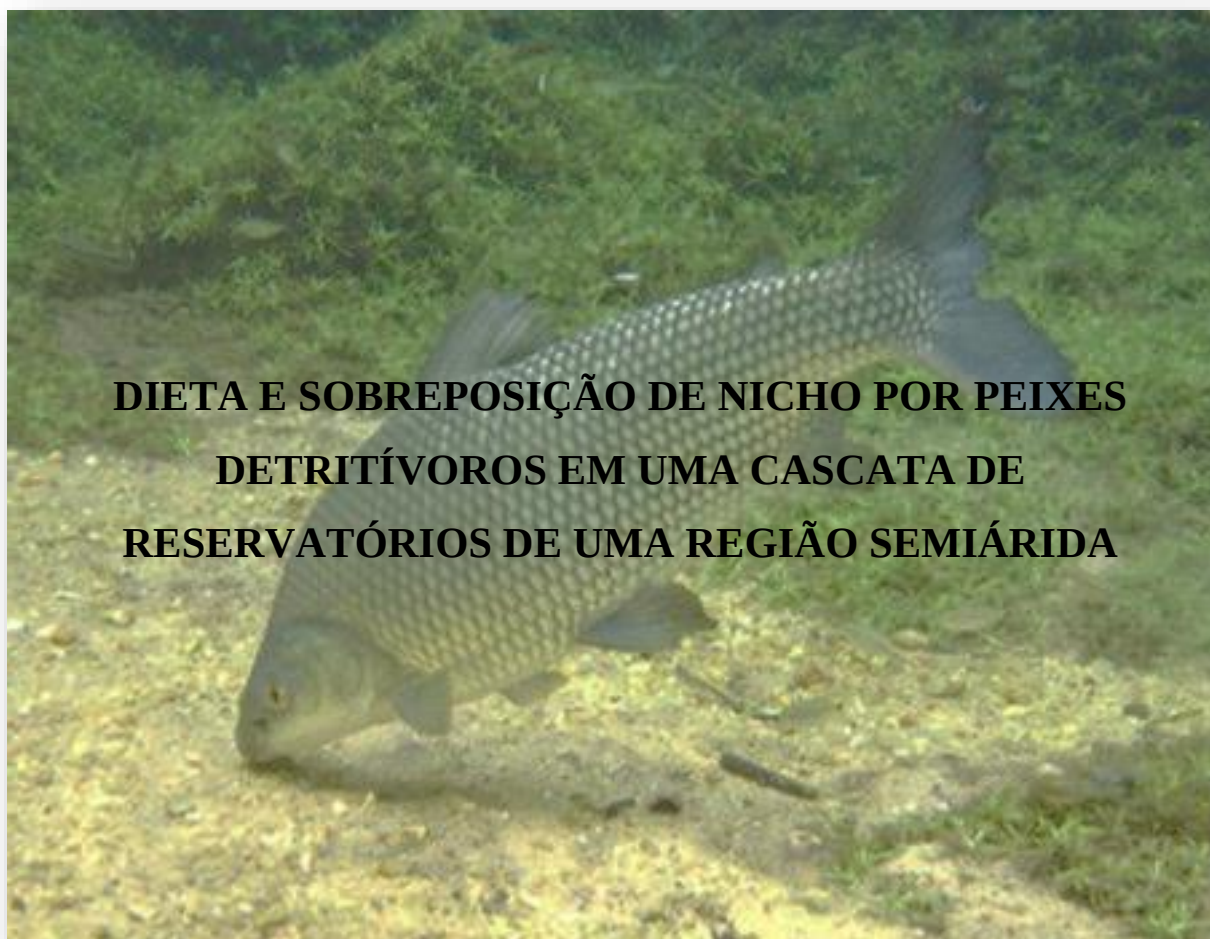
- Orsi, M.L., Britton, J. R., 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*. 84, 1964-1970. <https://doi.org/10.1111/jfb.12392>
- Orsi, M.L., Carvalho, E.D., Foresti, F., 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 21, 207-218. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752004000200008>
- Pamponet, V.D.C.C., Carneiro, P.L.S., Affonso, P.R.A.D.M., Miranda, V.S., Silva Jr, J.C., Oliveira, C.G.D; Gaiotto, F.A.A. 2008. Multi-approach analysis of the genetic diversity in populations of *Astyanax* aff. *bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Characidae) from Northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 6, 621-630. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252008000400010>
- Pellicice, F.M., Agostinho, A.A., 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biol Invasions*. 11, 1789-801. DOI: 10.1007/s10530-008-9358-3
- Pellicice, F.M., Azevedo-Santos, V.M., Esguícero, A.L.H; Agostinho, A.A; Arcifa, M.S., 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*.16, DOI: 10.1590/1982-0224-20170150
- Pettesse, M.L., Petrere Jr, M., 2012. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*. 48, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.033>
- Pettesse, M.L., Petrere Jr.M., Agostinho, A.A., 2014. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical área. *Ecological Engineering*. 69, 139-150. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.070>

- Petrere, Jr, M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 2, 111-133. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.1996.tb00054.x>
- Pompeu, P.D.S., Godinho, h.P. 2006. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4, 427-433. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000400006>
- Pompeu, P.S., Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., 2012, Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. *River Research and Applications*. 28, 504-512. <https://doi.org/10.1002/rra.1557>
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>
- Rodriguez-Rodriguez, M. P., Lopera-Barrero, N.M., Santos, S.C.A., Vargas, L., Streit, Jr. D.P; Ribeiro, R.P., 2013. Genetic diversity of *Piaractus mesopotamicus* (Characiformes: Characidae) broodstocks using in the restocking program of Tiete river, Brazil. *Biosci. J.* 2, 478-486.
- Ribeiro, M.B. 2010. Rede de açudes do Nordeste a maior do planeta Terra. *Revista Cidadania & Meio Ambiente*, Disponível em: <https://bit.ly/2ZC7dut>. Acessado em 30 de dezembro de 2019.
- Rosa, R.S., Menezes, N.A., Britski, H.A., Costa, W.J.E.M., Groth, F., 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. *Ecologia e conservação da Caatinga*. 2, 135-180.
- Sanches, A., Galetti, Jr.P.M., Galzerani, F., Derazo, J., Cutilak-Bianchi, B; Hatanaka,T., 2012. Genetic population structure of two migratory freshwater fish species (*Brycon orthotaenia* and *Prochilodus argenteus*) from the São Francisco River in Brazil and its significance for conservation. *Latin America Journal of Aquatic Research*. 40, 177-186. <https://doi.org/10.3856/vol40-issue1-fulltext-17>

- Santos, N.C.L., Santana, H.S., Ortega, J.C.G., Dias, R.M., Stegmann, L.F., Silva Araújo, I.M., Agostinho, A.A. 2017. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*. 802, 245-253. doi:10.1007/s10750-017-3274-4
- Santos, N.C.L.; García-Berthou, E.; Dias, J.D.; Lopes, T.M.; Paiva A.I.; Severi, W.; Agostinho, A.A. 2018. Efeitos ecológicos cumulativos de uma cascata de reservatório neotropical em várias assembleias. *Hydrobiologia*. 819, 77-91. <https://www.researchgate.net/publication/324910861>
- Santos, N.C.L.; Dias, R.M.; Alves, D.C.; Melo, B.A.R.; Ganassin, M.J.M.; Gomes, L.C.; Agostinho, A.A. Alterações tróficas e limnológicas em rios altamente fragmentados preveem a diminuição da abundância de peixes detritívoros. *Indicadores Ecológicos*. 110, 105933, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105933>
- Sarmiento-Soares, L.M., Alves, C.B.M., Melo, F.A.G., Moraes, L.E., Lima, S.M.Q., Ramos, T.P.A., 2017. Ictiofauna das ecorregiões de água doce e marinhas do nordeste brasileiro. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 122, 16-35.
- Silva, P.S., Makrakis, M.C., Miranda, L.E., Makrakis, S., Assumpção, L., Paula, S., Marques, H. 2015. Importance of reservoir tributaries to spawning of migratory fish in the upper Paraná River. *River research and applications*. 31, 313-322. <https://doi.org/10.1002/rra.2755>
- Sousa, M.M.D.O., Lopes, S.I.M., Costa, R.S.D., Novaes, J.L.C., 2015. Population structure and reproductive period of two introduced fish species in a Brazilian semiarid region reservoir. *Revista de biologia tropical*. 63, 727-739.
- Souza, A.E., Oliveira, J.F., Peretti, D., Fernandes, R., Costa, R.S., Novaes, J.L.C., 2017. Effects of a suprasedasonal drought on the ecological attributes of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Pisces, Sciaenidae) in a Brazilian Reservoir. *The Scientific World Journal*. 01-09. <https://doi.org/10.1155/2017/5930516>

- Taylor, C.M., Holder, T.L., Fiorillo, R.A., Williams, L.R., Thomas, R.B., Warren Jr., M.L., 2006. Distribution, abundance, and diversity of stream fishes under variable environmental conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 43-54. <https://doi.org/10.1139/f05-203>
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences.* 37, 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Vitule, J.R.S., Skóra, F., Abilhoa, V. 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Divers Distrib.* 18, 111-120. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00821.x>
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic ecosystems.*
- Zdankus, N., Vaikasas, S., Sabas, G., 2008. Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management.* 16, 128-134. <https://doi.org/10.3846/1648-6897.2008.16.128-134>

CAPÍTULO II



DIETA E SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS POR PEIXES DETRITÍVOROS EM UMA CASCATA DE RESERVATÓRIOS DE UMA REGIÃO SEMIÁRIDA

O capítulo foi estruturado de acordo com as normas do periódico
Ecology of Freshwater Fish.

Dieta e sobreposição de nicho por peixes detritívoros em uma cascata de reservatórios de uma região semiárida

**Jean Carlos Dantas de Oliveira^{1*}, Jonnata Fernandes de Oliveira², Danielle Peretti³,
Rodrigo Silva da Costa⁴, José Luís Costa Novaes⁴**

1. Pós-graduação em Ciência Animal, Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, RN, Brasil.
2. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Campus Carolina, Carolina, MA, Brazil.
3. Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN, RN, Brasil.
4. Departamento de Biociências, Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, RN, Brasil.

RESUMO

A regulação dos sistemas fluviais através de sistemas de cascata de reservatórios ao longo do canal principal do ou de seus efluentes, resulta em alterações nos padrões de fluxo de água e a retenção de detritos, sedimentos e nutrientes nos reservatórios a montantes, podendo afetar a dieta de espécies de peixes detritívoros nos reservatórios no sentido montante-jusante. Assim, os objetivos desse estudo foram investigar os recursos alimentares consumidos por *Curimatella lepidura* e *Prochilodus brevis* nos reservatórios que formam o sistema de cascata do rio Apodi/Mossoró. Para alcançar os objetivos as hipóteses testadas neste estudo foram: i) ocorrem alterações na dieta, na amplitude e na sobreposição de nicho das espécies nos reservatórios à jusante da cascata em decorrência do bloqueio a montante de recursos alimentares e; ii) as duas espécies coexistem nos reservatórios do sistema de cascata devido ao particionamento de recursos. As amostragens foram trimestralmente, durante os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro, realizadas com onze redes de emalhe, e a análise da dieta foi feita através do Índice de Importância Alimentar (IAi%). Para avaliar a utilização dos recursos alimentares pelas espécies, foram utilizados os dados volumétricos dos recursos alimentares, aplicados em uma NMDS, e as possíveis diferenças significativas na dieta foram testadas através de uma PERMANOVA. A contribuição de cada recurso alimentar foi analisado ao longo da cascata de por meio do teste SIMPER. A amplitude de nicho trófico das espécies foi avaliada através da Análise PERMDISP, e a sobreposição alimentar foi determinada pelo índice de Pianka. Material vegetal, detrito e sedimento foram os recursos alimentares mais importantes na dieta das duas espécies. A PERMANOVA foi significativa para as duas espécies, mostrando que a dieta das espécies diferiu ao longo da cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró. As espécies apresentaram amplitude de nicho trófico estreito, sem alterações significativas ao longo do sistema de cascata, com valores mais elevados de sobreposição de nicho no represamento da parte alta (Flechas). Os resultados apresentados são extrema importância para compreensão da ecologia trófica de peixes detritívoros em sistema de cascata de reservatórios, ao longo dos rios, bem como para estratégias de conservação das comunidades de peixes

nativos, especialmente da guilda detritívora/iliófaga em sistemas fluviais fragmentados por barramentos.

Palavras-chaves: conectividade hidrológica, ecologia trófica, semiárido, retenção de recursos

1. INTRODUÇÃO

A estrutura trófica de peixes está associada as características ligada à diversidade de habitats e disponibilidade de recursos alimentares ao longo do continuum do rio (Miranda et al., 2019), onde o aporte de detrito e sedimentos aumenta da nascente para foz, como descrito no conceito de continuum de rios (Vannote et al., 1980). No entanto, a regulação dos sistemas fluviais através dos barramentos, isolados ou em cascata ao longo do rio principal e de seus afluentes, provocam alterações nos padrões de fluxo de água, transformando habitats lóticos em lênticos (Santos et al., 2020), modificando o transporte de detritos, sedimentos e nutrientes (Ward; Stanford, 1983; Wohl et al. 2015; Granzotti et al., 2018). Essas alterações resultam no processo de oligotrofização de reservatórios de montante a jusante, provocando alterações limnológicas e tróficas ao longo da cascata, afetando alimentação de espécies de peixes detritívoros, resultante da sedimentação de nutrientes e matéria orgânica nos reservatórios situados a montante no rio (Santos et al., 2020).

Os impactos dos reservatórios podem ser mais acentuados em rios com regime temporário, com a retenção de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica particulada ao longo de toda cascata de reservatório (Santos et al., 2020), obrigando, as espécies que habitam esses ambientes a encontrar novos recursos alimentares para a sua manutenção (Mérona; Vigouroux, 2006). Entretanto, peixes detritívoros por possuírem hábitos alimentos conservadores, com uma série de adaptações morfológicas como posição da boca e trato digestório, são incapazes para ingerir outros recursos alimentares, mesmo que disponível (Hahn et al., 1997; Fugi et al., 2001). As espécies detritívoras são de importância ecológica para os reservatórios, uma vez que, contribuem para a ciclagem de nutrientes do ambiente (Oliveira et al., 2016a).

Nesse contexto, destacam-se estudos sobre amplitude de nicho trófico que permitem avaliar os recursos alimentares que uma espécie utiliza (Macarthur, 1968), além de identificar se o nicho das espécies é caracterizado como amplo, no caso das espécies com hábito generalista ou estreitos para espécies especialista (Papacostas; Freestone, 2016). Esse conhecimento é essencial para o entendimento das relações ecológicas existentes na comunidade e na partilha de recursos entre as espécies (Andrades et al., 2018).

Portanto, estudos que envolvem a dinâmica trófica e a partilha de recursos nas assembleias de peixes podem fornecer importantes subsídios para a compreensão das relações ecológicas, sendo fundamentais para o conhecimento dos mecanismos que levam um grande número de espécies a coexistirem em uma mesma assembleia (Gerking, 1994). No que diz respeito às relações tróficas entre peixes, um dos maiores desafios está em entender os mecanismos ecológicos de como um grande número de espécies são capazes de coexistir em uma comunidade e como os recursos alimentares são partilhados (Esteves; Galetti, 1995). A coexistência de espécies com o mesmo padrão alimentar é considerada uma propriedade fundamental dos sistemas ecológicos (Winemiller; Pianka, 1990), especialmente em ambientes com alterações antrópicas como as cascatas de reservatórios.

Nos ambientes aquáticos, os detritos autóctones (proveniente do próprio ambiente) e alóctones (gerado fora do sistema) são recursos abundantes e fontes importantes de energia na cadeia alimentar (Silva et al., 2019). Dentre as categorias tróficas das assembleias de peixes que utilizam detritos e estão presentes nos reservatórios, destaca-se a detritívora/iliófaga (Agostinho et al., 2007), que são peixes que forrageiam entre o lodo e a areia do substrato, consumindo, junto com o alimento, parte do sedimento do substrato, do qual o tubo digestivo se encarrega de selecionar o material útil (Abelha et al., (2001).

As espécies *Prochilodus brevis* (Steindachner, 1874) e *Curimatella lepidura* (Eigenmann; Eigenmann, 1889) apresentam hábitos alimentares semelhantes, classificadas como detritívora/Iliófagas, nos reservatórios do sistema de cascata do rio Apodi/Mossoró, semiárido do Brasil (Oliveira et al., 2016a e 2016b). Assim, os objetivos desse estudo foram: i) avaliar os recursos alimentares consumidos por *P. brevis* e *C. lepidura* nos reservatórios que formam o sistema de cascata do rio Apodi/Mossoró; ii) checar se existe variação intra e interespecífica na variação da dieta; iii) investigar possíveis mudanças na alimentação e na amplitude do nicho das espécies nos reservatórios no sentido montante-jusante; iv) inferir o grau de sobreposição do nicho entre as espécies. Para alcançar os objetivos as hipóteses testadas neste estudo foram: i) ocorrem alterações na dieta, na amplitude e na sobreposição de nicho das espécies nos reservatórios à jusante da cascata em decorrência do bloqueio a montante de recursos alimentares e; ii) as duas espécies coexistem nos reservatórios do sistema de cascata devido o particionamento de recursos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A hidrografia do bioma Caatinga tem sido dividido em ecorregiões, sendo uma delas a Nordeste Médio-Oriental, que é composta por bacias hidrográficas de médio e pequeno porte que se destacam por serem intermitentes (Rosa et al., 2003; Sarmiento-Soares et al., 2017). Uma das bacias hidrográfica de médio porte dessa ecorregião é a bacia do rio Apodi/Mossoró que ocupa uma área de 14.276 km², com uma rede fluvial totalmente intermitente e com fluxo altamente alterado pela construção de reservatórios, que atualmente são 618 (Igarn, 2019).

O rio Apodi/Mossoró tem sua nascente localizada a uma altitude de 830m e até sua foz no oceano Atlântico possui uma extensão de 220 km. O fluxo do rio Apodi-Mossoró é de aproximadamente 360 milhões de m³/ano com o início do escoamento no mês de fevereiro, diminuindo fortemente a partir do mês de junho, ficando quase nulo entre os meses de novembro e dezembro (Oliveira; Souza, 2015). Os reservatórios de Angico e Flechas estão localizados na parte alta do canal principal do rio, Pau dos Ferros na parte média e o reservatório de Santa Cruz na parte baixa (Figura 1) (Tabela 1). O clima é o tropical semiárido com precipitação anual de aproximadamente 700 mm concentrado entre janeiro e maio. A vegetação é composta por árvores e arbustos característicos do bioma Caatinga. Atualmente essa bacia hidrográfica é o suporte para economia da região, que se destaca pelas atividades petrolíferas, agricultura e fruticultura irrigada, pecuária extensiva e mineração de calcário (Carvalho et al., 2011; Oliveira; Souza, 2015).

Figura 1. Sistema de Cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil

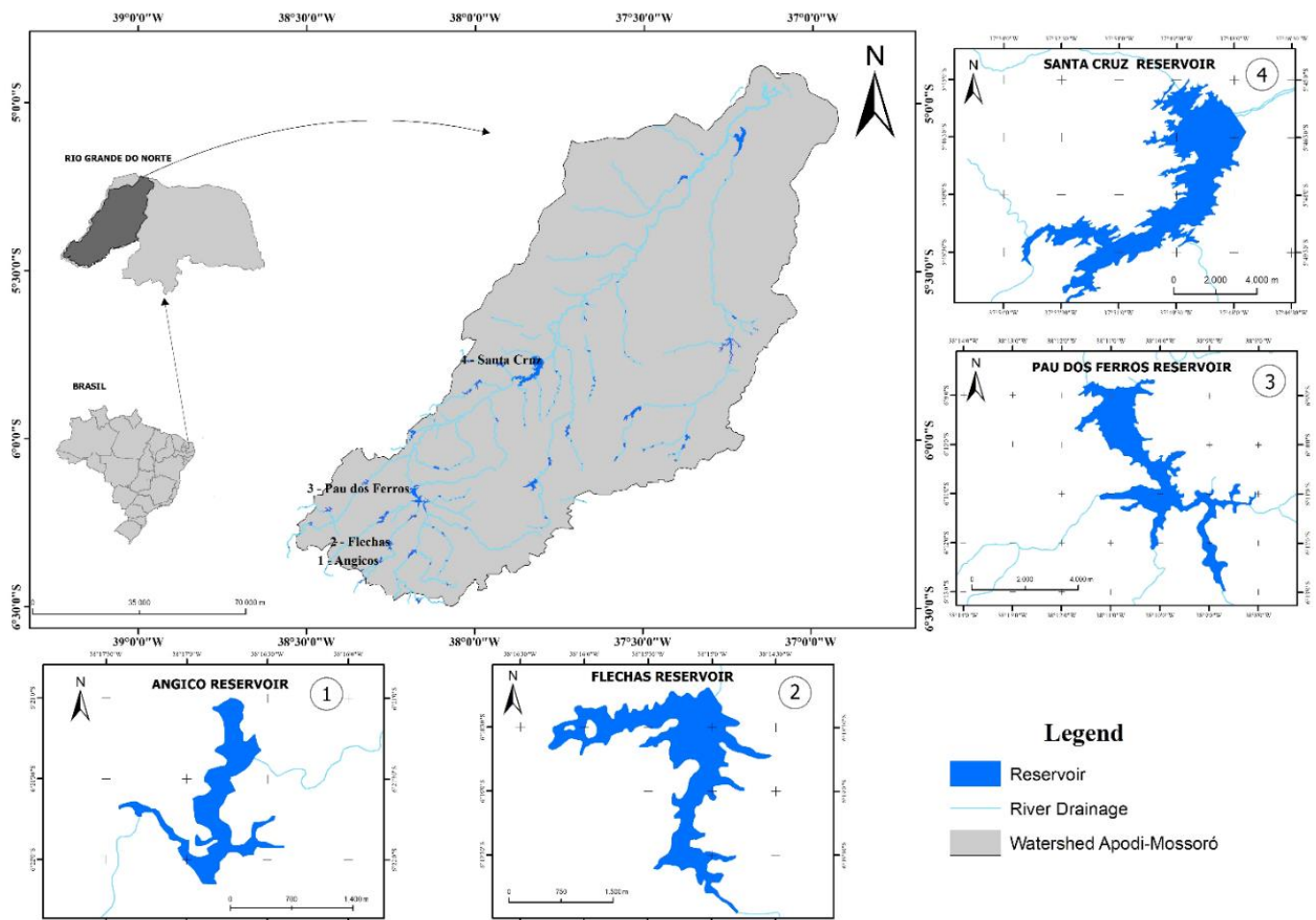


Tabela 1. Reservatório que formam o sistema de cascata de reservatórios ao longo do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil. Informações sobre os reservatórios: região no curso do rio, coordenadas, início da operação, área (Km²), volume (m³), Período amostral e número de ponto amostral

Informações Gerais	Angico	Flechas	Pau dos Ferros	Santa Cruz
Local	Alto	Alto	Médio	Baixa
Coordenadas	06° 21',02"S; 38° 16' 34,71" W	06°18'18,71" S; 38°15'01,59" W	06°08'48"S; 38°11'34"W	05°45'45"S; 37° 48'00" W
Início da operação	1920	1983	1967	2002
Área	2,32	2,59	11,65	34,13
Volume máximo	4.295	8.949.675,00	50.846.000,00	599.712.000,00
Período amostral	2015-2016	2015-2016	2011-2012	2015-2016
Número de pontos de amostragem	2	2	4	8

2.2 Amostragem

As amostras foram realizadas trimestralmente, durante os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro no período de 2011 e 2012 no reservatório de Pau dos Ferros, e em 2015 e 2016 nos reservatórios, Angico, Flechas e Santa Cruz. As amostras foram padronizadas com onze redes de emalhe com malhas variando entre 12, e 70 mm (nós adjacentes), com 15m de comprimento e altura de 1,8 a 2,0m por pontos de amostragem, expostas às 17h00min paralelamente às margens, (considerando as áreas com melhores condições de profundidade para exposição das redes) e removidas às 05h00min do dia seguinte.

Os exemplares capturados foram acondicionados em sacos plásticos, conservados em gelo e transportados para o Laboratório de Ecologia de Peixes e Pesca Continental - LEPEC, UFRSA. A identificação foi confirmada por taxonomista da Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

2.3 Análise da dieta

O conteúdo estomacal foi analisado sob microscópios estereoscópicos usando o método volumétrico descrito por Hyslop (1980). O volume (V) dos conteúdos estomacais foram obtidos de duas maneiras: medindo o deslocamento da coluna de água em cilindros graduados, quando o volume foi superior a 0,1 mL; conteúdos estomacais com volume inferior a 0,1 ML, o volume foi determinado através do método de área ocupada em placa de petri milimetrada em mm³, seguindo a conversão proposta por Hellawell e Abel (1971). Após a obtenção do volume do conteúdo alimentar total, foi feita uma suspensão do mesmo em álcool, retirando-se parte da solução, para confecção de lâmina e identificação microscópica dos recursos, sendo confeccionadas três lâminas por conteúdo estomacal. Os recursos alimentares foram identificados com auxílio de literatura especializada (McCafferty, 1981; Needham; Needham, 1982; Merritt; Cummins, 1996), e por meio de estimativa visual atribuiu-se percentuais para os mesmo. As porcentagens associadas ao volume total, corresponderam ao volume do recurso (Peretti; Adrian, 2003).

2.4 Análise dos dados

Dos recursos alimentares identificados foram calculadas as Frequência de ocorrência (Fo) e volumétrica (Fv) (Hynes, 1950; Hyslop, 1980; Rosecchi; Nouaze, 1987; Zavala-Camin, 1996), posteriormente determinando o Índice Alimentar (IAi) (Kawakami; Vazzoler, 1980), descrito pela equação:

$$IA_i: [Fo \cdot Fv / \Sigma (Fo \cdot Fv)] \times 100$$

Onde: IA_i = índice alimentar; Fo = frequência de ocorrência; Fv = frequência volumétrica.

Todos os resultados calculados são apresentados em valores percentuais, o que permite observar a importância relativa de cada item na dieta dos peixes, assim como os itens predominantes.

Para avaliar a utilização dos recursos alimentares pelas espécies *C. lepidura* e *P. brevis*, foram utilizados os dados volumétricos dos recursos alimentares numa matriz usando o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis, com 9.999 permutações (Bray; Curtis, 1971). Os resultados foram aplicados em Análises de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), e as possíveis diferenças significativas foram testadas por através da Análise de Variância Multivariada Permutável (PERMANOVA, Anderson 2006). A contribuição de cada recurso alimentar foi observada ao longo da cascata de reservatórios, e testada através da Análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER, Clarke, 1993). Para essas análises foi utilizado o programa PAST versão 3.15 (Hammer, 2018).

A amplitude de nicho trófico das espécies foi avaliada através da Análise Permutacional Multivariada de Dispersão (PERMDISP, Anderson, 2006). O uso dessa análise foi para medir a distância do centróide de cada grupo definido a priori, ou seja, espécies e reservatórios, calculada por meio da Análise de Coordenadas Principais (PCoA). O cálculo do centróide de grupo foi realizado usando os valores do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para comparar a dissimilaridade média baseado no número de amostras individuais dentro do grupo. Assim, as distâncias médias das amostras em relação à média do grupo no centróide, correspondem à amplitude do nicho. Para testar se amplitude de nicho trófico das espécies diferem ao longo da cascata, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA), e as estatísticas F foram testadas pelo método comparação pareada de Tukey usado para indicar possíveis diferenças significativas na amplitude de nicho trófico de cada espécie ao longo da cascata. Para essas análises foi utilizado o programa R pacote spaa versão 0.2.2 (Jinlong, 2016)

Para analisar o padrão de sobreposição alimentar das espécies foi utilizado o índice de sobreposição alimentar de Pianka (1973,) para cada reservatório com base na matriz volumétrica de itens alimentares:

$$O_{jk} = (\sum_i^n p_{ij} \times p_{ik}) / \sqrt{\sum_i^n p_{ij}^2 \times p_{ik}^2}$$

Onde:

O_{jk} é uma medida de sobreposição de nicho entre as espécies j e k ;

p_{ij} = proporção do item alimentar i na dieta das espécies j ;

p_{ik} = proporção do item alimentar i na dieta das espécies k ;

n = número total de itens alimentares.

Os valores de sobreposição variam de 0 (sem sobreposição) a 1 (sobreposição completa), sendo definidos como baixo (0.0 a 0.39), intermediário (0.40 a 0.60) e alto (0.61 a 1.00) (Grossman, 1986). A amplitude de nicho e sobreposição da dieta foi calculada usando o programa EcoMeth versão 7.2 (Krebs, 2011).

3. RESULTADOS

Foram analisados os conteúdos estomacais de 67 indivíduos de *Curimatella lepidura* nos reservatórios de Flecha, Pau dos Ferros e Santa Cruz e 33 de *Prochilodus brevis* em todos os reservatórios, sendo identificados 13 recursos alimentares (Tabela 2). A dieta de *C. lepidura* foi composta por 12 recursos, enquanto, de *P. brevis* foi composta por 10 recursos, sendo material vegetal, detrito, sedimento os recursos com maiores frequências de ocorrência na alimentação das espécies ao longo da cascata de reservatórios (Tabela 2). Por outro lado, protozoário foi registrado exclusivamente no reservatório do trecho médio da cascata (Tabela 2). Destacamos o registrado de microplástico nos conteúdos estomacais das espécies ao longo da cascata (Tabela 2).

Tabela 8. Índice (IAI%) dos recursos alimentares ingeridos por *Curimatella lepidura* e *Prochilodus brevis* ao longo da cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.

Espécies	<i>Curimatella lepidura</i>			<i>Prochilodus brevis</i>			
Posição dos reservatórios	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo	
Reservatórios	Flechas	Pau dos Ferros	Santa Cruz	Angico	Flechas	Pau dos Ferros	Santa Cruz
Recursos Alimentares							
Material vegetal	53,77	4,26	51,52	42,66	41,70	6,03	12,95
Detrito	22,82	51,80	22,56	20,80	42,41	42,39	55,19
Sedimento	19,47	24,12	22,07	34,41	14,44	22,58	25,25
Chlorophyceae	2	0,30	3,44	1,89	0,53	0,00	0,00
Cyanophyceae	1,91	0,42	0,38	0,16	0,93	0,59	0,26
Bacillariophyta	0	0,39	0	0	0	0	2,17
Diatomacea	0	0	0	0	0	0	1,21
Raphidophyceae	0	<0,01	0	0	0	0	0
Esponja	0	0	0,03	0	0	0,00	0,00
Oligochaeta	0	1,97	0	0	0	6,67	2,98
Protozoário	0	16,72	0	0	0	21,38	0
Microcrustaceo	0	<0,01	0	0	0	0,00	0
Rotífera	0	<0,01	0	0	0	0,31	0
Microplástico	0,04	0	0	0,08	0	0,06	0
Nº de estômagos analisados com alimentos	24	19	24	12	10	8	15

A análise de ordenação NMDS formou dois agrupamentos semelhantes para as duas espécies: o primeiro grupo foi formado pelos reservatórios das regiões do alto e baixo do rio e, o segundo grupo foi formado pelo reservatório da região média do rio (Figura 2a e 2b). A PERMANOVA foi significativa para as duas espécies ($pseudo-F = 6,0$; $p < 0,05$ e $pseudo-F = 2,7$; $p < 0,05$, *C. lepidura* e *P. brevis*, respectivamente) mostrando que a dieta das espécies diferiu ao longo da cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró. Para *C. lepidura*, o SIMPER indicou que material vegetal (0,03) foi o recurso alimentar que mais contribuiu na dieta da espécie nos reservatórios da região alta e baixo do rio, enquanto, para o reservatório da região média do rio, o recurso que mais contribuiu na dieta da espécie foi detrito (0,01) (Tabela 3). Para *P. brevis*, o SIMPER mostrou que material vegetal (0,01-0,08), detrito (0,03-0,08) e sedimento, em menor proporção (0,02-0,06-0,03) foram os recursos alimentares que mais contribuíram na dieta da espécie nos reservatórios da região alta e baixo do rio, enquanto, para o reservatório da região média do rio, os recursos que mais contribuíram na dieta da espécie foram protozoários (0,08), sedimento (0,06) e oligochaeta (0,05) (Tabela 4).

Figura 2. Representação da NMDS, demonstrando a variação da ingestão dos recursos alimentares por *Curimatella lepidura* (A) e *Prochilodus brevis* (B), ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, Brasil. Posição dos reservatórios: Alto (Upper) Angico e Flechas; Médio (Middle) Pau dos Ferros e Baixo (Lower) Curso (Santa Cruz).

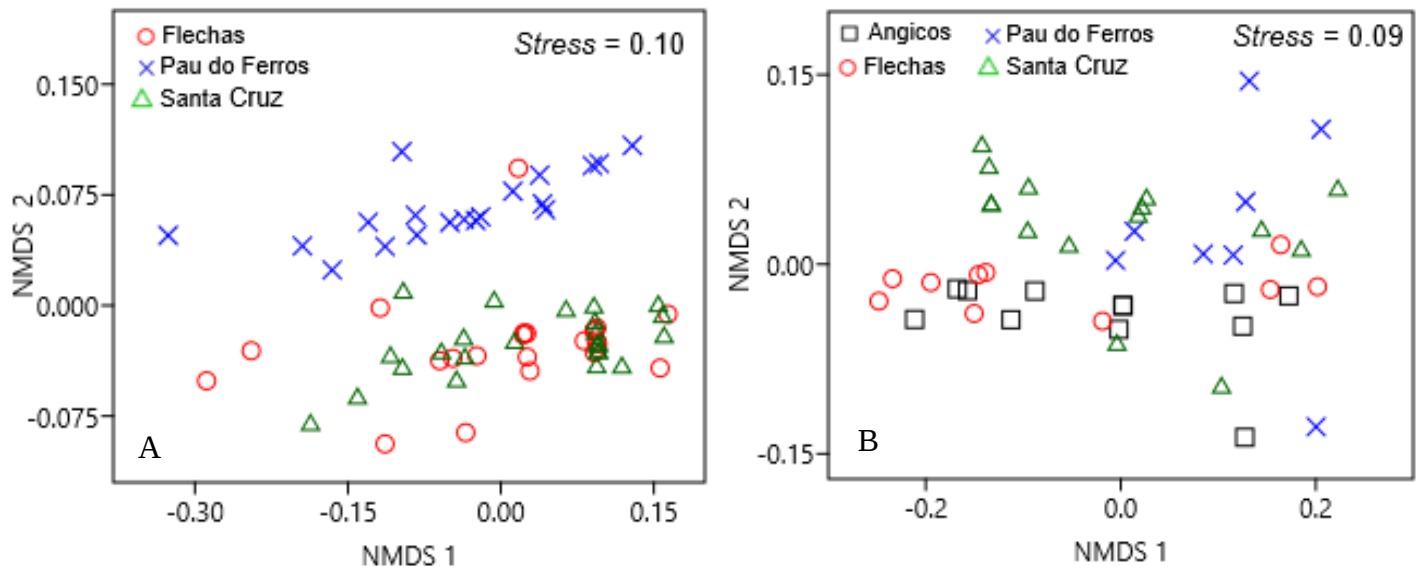


Tabela 3. Análise de SIMPER mostrando a contribuição e a abundância média dos recursos alimentares e dissimilaridade da dieta de *Curimatella lepidura*, ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, Brasil.

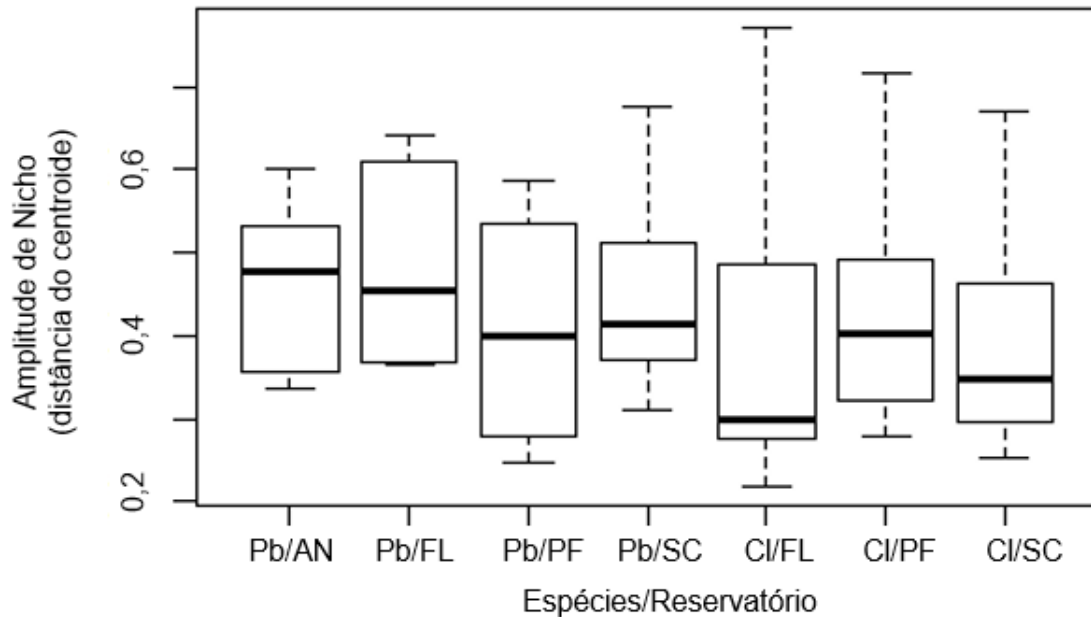
Localização dos reservatórios		Alto (Upper)	Médio (Middle)	Baixo (Lower)
Recursos	Contribuição %	Abundância Média Flechas	Abundância Média Pau do Ferros	Abundância Média Santa Cruz
Material vegetal	42.94	0.03	<0.01	0.03
Detrito	23.43	0.01	0.01	0.01
Sedimento	18.6	0.01	<0.01	0.01
Chlorophyceae	3.33	<0.01	<0.01	<0.0
Cyanophyceae	2.21	<0.01	<0.01	<0.01
Bacillariophyta	0.43	0	<0.01	<0.01
Raphidophyceae	<0.01	0	<0.01	0
Esponja	0.52	0	0	0.01
Oligochaeta	1.36	0	<0.03	0
Protozoário	6.78	0	<0.01	0
Microcrustaceo	<0.01	0	<0.01	0
Rotífera	0.01	0	<0.01	0

Tabela 4. Análise de SIMPER mostrando a contribuição e a abundância média dos recursos alimentares e dissimilaridade da dieta de *Prochilodus brevis*, ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, Brasil.

Posição dos reservatórios		Alto ((Upper)		Médio (Middle)	Baixo (Lower)
Recursos	Contribuição %	Abundância Média Angico	Abundância Média Flechas	Abundância Média Pau dos Ferros	Abundância Média Santa Cruz
Detrito	35.65	0.03	0.08	0.1	0.08
Material vegetal	24.45	0.08	0.08	0.02	0.01
Sedimento	21.29	0.06	0.02	0.06	0.03
Chlorophyceae	1.1	<0.01	<0.01	0	0
Cyanophyceae	1.4	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Bacillariophyta	0.9	0	0	0	<0.01
Diatomacea	2.1	0	0	0	0.01
Protozoário	5.8	0	0	0.08	0
Oligochaeta	6.5	0	0	0.5	0.03
Rotifera	0.34	0	0	<0.01	0

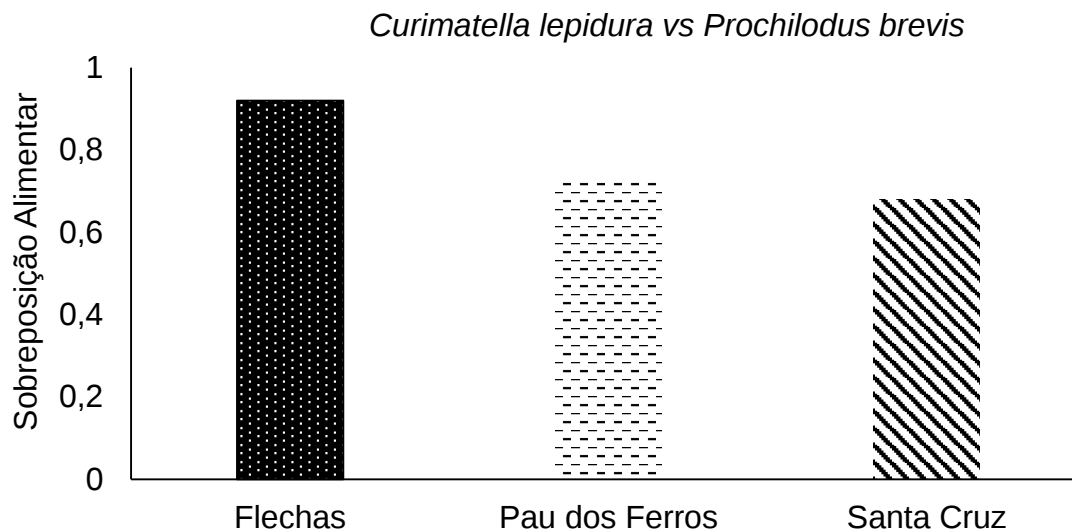
A amplitude de nicho trófico da espécie *Curimatella lepidura* foi baixo, com valores médios de distância do centróide inferiores a 0.4, no represamento a montante (Flechas) e na represa a jusante (Santa Cruz) (Figura 3). A espécie *Prochilodus brevis* apresentou amplitude de nicho com valores mais elevados que a espécies *C. lepidura*, mas com a média de distância do centróide inferiores a 0.5 (Figura 3), indicando amplitude de nicho trófico estreito para ambas espécies. As espécies não apresentaram diferenças significativas na amplitude de nicho nos represamentos ao longo da cascata ao longo da cascata de reservatórios da bacia Apodi/Mossoró (PERMDISP, $F = 1.52$, $p = 0.17$).

Figura 3. Amplitude de nicho trófico com base em 13 recursos alimentares ingeridos por *Curimatella lepidura* e *Prochilodus brevis* ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil, usando o PERMDISP (maior distância espacial do centróide indica ampla dispersão, ou seja, maior amplitude de nicho). As barras inferior e superior da caixa representam 25 e 75 quartis, respectivamente. A barra horizontal dentro de cada caixa representa a amplitude média do nicho trófico.



Os valores obtidos pelo índice de sobreposição de nicho de Pianka (1973), aplicados sobre as proporções volumétricas dos recursos alimentares consumidos por *C. lepidura* e *P. brevis*, superiores a $O_{jk} = 0,61$, indicam alta sobreposição alimentar das espécies entre os reservatórios. O valor de sobreposição alimentar mais elevado de foi observado no reservatório da região alta do rio ($O_{jk} = 0,92$), enquanto o menor valor foi registrado no reservatório da região baixa do rio ($0,68$) (Figura 4).

Figura 4. Valores da sobreposição de dieta entre as espécies de peixes detritívoras, *Curimatella lepidura* e *Prochilodus brevis*, ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, semiárido, Rio Grande do Norte, Brasil.



4. DISCUSSÃO

Material vegetal, detrito e sedimento foram os recursos alimentares mais importantes na dieta de *C. lepidura* e *P. brevis*, o que evidenciou a importância desses recursos para espécies longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró. No entanto, as diferentes contribuições desses recursos da dieta das espécies ao longo do sistema de cascata de reservatórios, resultaram nas alterações observadas. As espécies apresentaram amplitude de nicho trófico estreito, sem alterações ao longo do sistema de cascata, e valores mais elevados de sobreposição de nicho no represamento da parte alta (Flechas). A predominância de material vegetal, detrito e sedimento na dieta das duas espécies reflete a abundância desses recursos nos reservatórios. A elevada abundância desses recursos está relacionado com a localização do rio na região semiárida, caracterizada pela escassez de chuvas e baixo volume de água, favorece o acúmulo de nutrientes, detritos e sedimentos, tornando esses recursos abundantes (Oliveira et al., 2016a).

Espécies das famílias Prochilodontidae e Curimatidae, possuem em comum a moela, estrutura muscular, favorável para explorar ambientes bentônicos, ingerindo em maiores quantidades finas partículas de matéria orgânica proveniente do lodo, associado com sedimentos, onde estão presentes sedimentos inorgânicos, detrito, algas, perifiton, restos de invertebrados e vegetais (Fugi et al., 2001; Vari, 2003; NETO et al. 2007; Agostinho et al.,

2007; Oliveira, et al., 2016a, 2016b; Oliveira et al., 2018). Assim, os principais recursos encontrados nos conteúdos estomacais das espécies estão de acordo ao que é esperado conforme a literatura, uma vez que são espécies com o regime alimentar especializado denominado iliófago, por isso foram registrados altos valores do índice Alimentar (IAI) de detrito, sedimento e material vegetal. As variações espaciais observadas na composição dos recursos alimentares consumidos pelas espécies muito provavelmente refletem a disponibilidade desses recursos ao longo da cascata de reservatórios. No entanto, por questões financeiras não foi possível avaliar a disponibilidade dos recursos alimentares e nutrientes ao longo da cascata.

As alterações na dieta das espécies confirma a hipótese de alterações na dieta das espécies, nos reservatórios à jusante da cascata em decorrência do bloqueio a montante de recursos alimentares. Ao longo dos anos estudos tem demonstrado que a fragmentação dos sistemas fluviais por barramentos, isolados ou dispostos em série ao longo dos rios, provocam alterações nos padrões de fluxo de água, originando ambientes lênticos que alteram o carreamento de detritos, sedimentos e nutrientes ao longo do rio. (Ward; Stanford, 1983; Wohl et al. 2015; Granzotti et al., 2018; Santos et al., 2020). Essas alterações na disponibilidade de recurso ao longo do continuum do rio altera ecologia trófica de espécies de peixes (Miranda et al., 2019), especialmente espécies das famílias Curimatidae e Prochilodontida que possuem uma dieta mais restrita na lama e detritos finos (Fugi et al., 2001). Recente estudo na bacia do rio São Francisco constatou que a retenção de nutrientes, sedimentos e matéria orgânica pelos reservatórios a montante impacta negativamente a qualidade e a disponibilidade de detritos e sedimentos nos reservatórios à jusante, provocando uma diminuição da abundância de peixes detritívoros na cascata (SANTOS et al., 2020).

A semelhança da dieta das espécies entre os reservatórios das regiões do alto rio e baixo rio não era esperado, pois a retenção de sedimentos e nutrientes a montante, causam rupturas nas condições do gradiente do rio em relação às condições ambientais (Granzotti et al., 2018, Santos et al., 2020), produzindo mudanças longitudinais nas condições tróficas ao longo da cascata, como o processo de oligotrofização da montante para a jusante (Santos et al., 2018; Santos et al., 2020). Esses fatores apontam para um empobrecimento no sedimento, com os dos reservatórios da região alta mais ricos e diversificados do que os da região baixa.

Os recursos alimentares predominantes nos reservatórios da região alta, estão de acordo com o esperado conforme descrito no Conceito de Continuum de rio (CCR), em razão da região do alto rio predominar maiores contribuições de material orgânico alóctone (detrito e material vegetal, por exemplo) proveniente da vegetação próxima das margens (Vannote et al., 1980).

No entanto, ao longo do curso de rio, ou seja de a montante para jusante, ocorre uma diminuição da cobertura vegetal, com menor contribuições do ambiente terrestre e novos recursos sendo adicionados (Vannote et al., 1980). A grande área submersa pelo volume de água do reservatório da região do baixo rio, pode ter resultado na semelhanças entre da dieta das duas espécies entre os reservatórios das regiões do alto rio e baixo. Uma vez que, o acumulo de água nos reservatórios ao longo do sistema de cascata, seja moderada ou grande, provoca o alagamento de grandes áreas (Nogueira et al., 2005), elevando as contribuições de biomassa vegetal (Agostinho et al., 2007), além da elevada taxa de sedimentação de material particulado orgânico grosso e fino (Santos et al., 2020).

As diferenças na dieta de *C. lepidura* e *P. brevis* do reservatório da região média em relação aos da região alta e baixa do rio, decorreu do grau de trofia do represamento em relação ao demais. O referido represamento apresenta altos valores de nutrientes, em especial fósforo e N-amônio, sendo caracterizado como eutrofizado (Moura; Henry-Silva, 2015), com indicação de disponibilidade de grande quantidade de compostos orgânicos, com bactérias e outros microrganismos realizando o processo de decomposição (Moura and Henry-Silva, 2015). Essas características alteram a condição trófica, gerando um ambiente mais homogeneizado o que proporciona maior oferta de detritos orgânicos (Oliveira et al., 2016a), recurso alimentar que predominou na dieta de ambas espécies apenas no represamento médio rio Apodi/Mossoró, gerando as variações na dieta. Os processos de oligotrofização afeta especialmente a dieta de espécies das famílias Curimatidae e Prochilodontidae, como registrado em recente estudo no rio São Francisco (Santos et al., 2020).

A eutrofização do represamento médio (Pau dos Ferros) do rio Apodi/Mossoró, resulta dos efluentes de esgotos do centro urbano da cidade de Pau dos Ferros, lançados sem tratamento no rio (Moura; Henry-Silva, 2015). Associado a presença do barramento que potencialmente altera o fluxo hidrológico e retém os efluentes causando alterações físicas e biológicas no ambiente. Estudos recentes têm registrado alterações na dinâmica de transporte de material, energia e nutriente ao longo dos rios provocados pelos barramentos (Granzotti et al., 2018, Santos et al., 2020). Os impactos provocados pelos represamentos ao longo dos rios isolados ou em cascata, especialmente em rios com baixo fluxo ou semi-lênticos, podem ser mais intensos, podendo provocar a retenção de sedimentos, matéria orgânica particulada e nutrientes de montante a jusante (Santos et al., 2020). O que possivelmente está correndo com represamento médio do rio Apodi/Mossoró, ou seja, os represamentos a montantes (Angicos e

Flechas), estão retendo recursos e nutriente, contribuindo para alteração do estado trófico do represamento médio, associado a descargas de efluentes urbanos.

Portanto, as barragens potencialmente alteram a distribuição de recursos energéticos no trecho modificado, o que por sua vez, pode modificar a estrutura trófica das espécies de peixes em relação àquelas em sistemas sem barramentos (Miranda et al., 2019). As constatações das variações na dieta de *C. lepidura* e *P. brevis* ao longo da cascata, demonstrando uma flexibilidade alimentar de suas dietas. Essa característica é exatamente importante, pois permite que as espécies passem explorando recursos alimentares mais abundantes, proveniente de alterações espaço-temporais (Abelha et al., 2001). Esse padrão é característico para a maioria das espécies de peixes em ambientes tropicais as quais apresentam capacidade de ajustar sua dieta (Hahn; Fugi 2007),

Os baixos valores de amplitude de nicho trófico registrados ao longo da cascata, indicam alta especialização trófica das espécies, consumindo preferencialmente poucos recursos alimentares, como material vegetal, detrito e sedimentos. A semelhança entre as amplitudes de nichos tróficos das duas espécies, com dieta restrita e especializada, sugere a existência de fortes interações entre as espécies. Segundo Bolnick et al., (2010), quando existe forte interações, as espécies passam a utilizar menos recursos, o que por sua vez deve reduzir a competição interespecífica, por outro lado, interações mais fracas devem permitir que as espécies evoluam em um nicho mais amplo, sendo mais generalistas.

A alta sobreposição alimentar entre as espécies *C. lepidura* e *P. brevis*, ao longo do sistema de cascata de reservatórios do rio Apodi/Mossoró, resulta predominância dos recursos material vegetal, detrito e sedimento, em suas respectivas dietas, em decorrência da abundância desse recursos alimentos ao longo da cascata. Estudos realizados em sistemas aquáticos tropicais têm demonstrado que um mesmo recurso alimentar, quando abundante pode ser consumido de forma oportunista por diferentes espécies de peixes em um mesmo ambiente (Novakowski et al., 2008; Bennemann et al., 2011; Delariva et al., 2013; Oliveira; Isaac, 2013). Por essa razão podem ser gerados altos valores de sobreposição alimentar (Mathews, 1998), especialmente entre espécies que apresentem características ecomorfológicas semelhantes (Lopes et al, 2016), como *C. lepidura* e *P. brevis*. Dessa forma, pelo fato dos recursos alimentares predominantes (material vegetal, detrito e sedimento), não serem escassos no local, as espécies podem coexistir mesmo sobrepondo suas dietas (Mota; Uieda 2004), o que possivelmente está ocorrendo com *C. lepidura* e *P. brevis*, nos represamentos ao longo do sistema de cascata do rio Apodi/Mossoró.

A estratégia de utilizar os recursos mais disponíveis é essencial, pois permite que as espécies possam persistir nos ambientes, uma vez que, permite-lhes alargar sua gama de recursos (Delariva et al., 2013) permitindo tolerar impactos mais severos, como os represamentos. A abundância de detrito e sedimento entre os represamentos ao longo da cascata, está relacionado ao fato da cascata encontrar-se na região semiárida, caracterizada pela escassez de chuvas e baixo volume de água, ocorrendo o acúmulo de nutrientes, detritos e sedimentos, tornando esses recursos abundantes (Oliveira et al., 2016a), ao longo da casca.

A presença de detritos plásticos no conteúdo estomacal das duas espécies, reforça que a poluição por plásticos é um dos grandes desafios para a gestão ambiental, especialmente pelo fato dos detritos de plástico serem uma combinação de alta resistência e distribuição extremamente ampla (Blettler et al., 2019). Os detritos plásticos apresentam uma grande variedade de tamanho do que a maioria dos outros materiais, como sedimentos finos em suspensão (Kooi et al., 2018), podendo afetar alimentação de animais detritívoros, principalmente dos peixes. Recente estudo, avaliou a ingestão de microplástico por peixes em escola global, no qual foi registrado a ingestão de plásticos ambientes dulcícolas, estuarinos e marinha, ingeridos por diferentes guildas tróficas, incluindo a detritívora (Azevedo-Santos et al., 2019).

Nos ecossistemas fluviais regulados por sistemas de reservatórios, essa problemática pode ser mais complexa, devido a tendência de retenção de detritos de microplástico junto ao sedimento (Silva-Cavalcanti et al., 2017), o que explica os registros microplástico presentes nos conteúdos estomacais de *C. lepidura* e *P. brevis* de hábitos detritívora. Em resumo, os peixes que habitam rios regulados por sistemas de cascata de reservatórios, baixo fluxo ou intermitentes (como a maioria dos rios das regiões semiáridas), associado a proximidade com os centros urbanos, com descargas de esgotos domésticos não tratados nos rios (Blettler et al., 2019), potencialmente têm maior risco de ingestão de microplásticos (Silva-Cavalcanti et al., 2017).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As variações constatadas nas dietas de ambas espécies, está associado ao predomínio do recurso detrito no represamento médio, proveniente do processo de eutrofização do reservatório e possivelmente pela retenção nos reservatórios a montantes de sedimentos e nutrientes.

A observação de nicho trófico estreito para ambas espécies, com amplitude apresentando variações não significativas entre os reservatórios, resulta da abundância dos recursos detrito, sedimento e material vegetal, ao longo do sistema de cascata de reservatório do rio Apodi/Mossoró, o que gerou os altos valores de sobreposição alimentar, mas permitindo a coexistências das duas espécies, mesmo sobrepondo suas dietas.

Os resultados apresentados são extremamente importantes para compreensão da ecologia trófica de peixes detritívoros em sistema de cascata de reservatórios, ao longo dos rios, bem como para estratégias de conservação das comunidades de peixes nativos, especialmente da guilda detritívora/iliófaga em sistemas fluviais fragmentados por barramentos.

No entanto, sugerimos novos estudos com abordagens semelhantes, associado a abundância de recursos e nutrientes ao longo da cascata de reservatórios, bem como a influência dos recursos alimentares na condição corporal dos indivíduos ao longo da cascata, correlacionado com volume dos reservatórios.

REFERÊNCIAS

- Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A., & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 23, 425-434.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). Os reservatórios brasileiros. *In: Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*.
- Anderson, M. J. (2006). Distance based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245-253. doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.xL
- Anderson, M. J. A. (2001). New method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32-46. doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Andrades, R., Machado, F. S., Reis-Filho, J. A., Macieira, R. M., & Giarrizzo, T. (2018). Intertidal biogeographic subprovinces: local and regional factors shaping fish assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 5, 412.

- Azevedo-Santos, V.M., Gonçalves, G. R., Manoel, P. S., Andrade, M. C., Lima, F. P., & Pelicice, F. M. (2019). Plastic ingestion by fish: A global assessment. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 255, 112994. DOI: 10.1016 / j.envpol.2019.112994

Barbanti, L., Calderoli, A., De Bernardi, R., Giussani, G., & Guilizzoni, P. (1993). Acque lacustri. *MARCHETTI R. Città Studi. Ecologia applicata. Milano*, 220-262.

Bennemann, S. T., Galves, W., & Capra, L. G. (2011). Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). *Biota Neotropica*, 11, 63-71.

Blettler, M. C., Garelo, N., Ginon, L., Abrial, E., Espinola, L. A., & Wantzen, K. M. (2019). Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: Sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). *Environmental Pollution*, 255, 113348. doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113348

Bolnick, D. I., Ingram, T., Stutz, W. E., Snowberg, L. K., Lau, O. L., & Paull, J. S. (2010). Ecological release from interspecific competition leads to decoupled changes in population and individual niche width. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277, 1789–1797.

Bonato, K. O., Burrell, E. D., Fialho, C. B., & Armbruster, J. W. (2018). Resource partitioning among syntopic Characidae corroborated by gut content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia*, 805, 311-324. doi.org/10.1007/s10750-017-3314-0

Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30, 492-507. doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0

Carvalho, R. G., Kelting, F. M. S., & Silva, E. V. (2011). Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. *Sociedade e Natureza*, 23, 143-159.

- Castro, R. M. C., & Vari, R. P. (2004). *Astyanax biotae*, a new species of stream fish from the Rio Paranapanema basin, upper Rio Paraná system, southeastern Brazil (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). *Proc. Biolo. Soc. Wash*, 117, 330-338.
- Corrêa, C. E., Albrecht, M. P., & Hahn, N. S. (2011). Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin. *Neotropical Ichthyology*, 9, 637-646. doi.org/10.1590/S1679-62252011000300017
- Clarke, KR (1993). Análises multivariadas não paramétricas de mudanças na estrutura da comunidade. *Revista Brasileira de Ecologia*, 18, 117-143. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Delariva, R. L., Hahn, N. S., & Kashiwaqui, E. A. L. (2013). Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem: impoundment effects. *Neotropical Ichthyology*, 11, 891-904. doi.org/10.1590/S1679-62252013000400017
- Esteves, K. E., & Galetti, P. M. (1995). Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. *Environmental Biology of Fishes*, 42, 375-389.
- Fried, G., & Wüest, A. (2002). Disrupting biogeochemical cycles: consequences of damming. *Aquatic Sciences*, 64, 55-65. doi.org/10.1007/s00027-002-8054-0
- Fugi, R., Agostinho, A. A., & Hahn, N. S. (2001). Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista brasileira de biologia*, 61, 27-33. doi.org/10.1590/S0034-71082001000100005
- Fugi, R., Luz-Agostinho, K. D., & Agostinho, A. A. (2008). Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia*, 607. doi 10.1007/s10750-008-9384-2
- Gerking, S. D. (1994). Feeding ecology of fishes. *Academic Press*, 416.

- Granzotti, R.V.; Miranda, L.E.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. 2018. Downstream impacts of dams: shifts in benthic invertivorous fish assemblages. *Aquatic Sciences*, 80. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0579-y>.
- Grossman, G. D. (1986). Food resource partitioning in a rocky intertidal fish assemblage. *Journal of Zoology*, 1, 317-355. doi.org/10.1111/j.1096-3642.1986.tb00642.x
- Hahn, N. S., & Fugi, R. (2007). Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11, 469-480.
- Hammer, O. (2018). PAST - Palaeontological Statistics, version, 3.15, <http://folk.uio.no/ohammer/past/>. Acesso em: Janeiro de 2019.
- Hellawell, J. M., & Abel, R. (1971). A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3, 29-37. doi.org/10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x
- Hurlbert, S. H. (1978). The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, 59, 67-77. doi.org/10.2307/1936632
- Hynes, H. B. N. (1950). The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *The Journal of Animal Ecology*, 36-58.
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis review of methods and their application. *Journal of fish biology*, 17, 411-429.
- Igarn - Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte. (2019). Bacia Apodi/Mossoró. Disponível em: < encurtador.com.br/SUZ13 >. Acesso em: 29 set. 2019.
- Jinlong Z. (2016).Spaa: SPecies Association Analysis. R package version 0.2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=spaa>

- Kawakami, E., & Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto oceanográfico*, 29, 205-207. doi.org/10.1590/S0373-55241980000200043
- Kooi, M., Besseling, E., Kroeze, C., Van Wezel, A. P., & Koelmans, A. A. (2018). Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters: review and guidance. In *Freshwater microplastics*, 125-152.
- KREBS C. Ecological Methodology, version 7.2, Exeter Software, Setauket, NY, 2011, disponível em: <http://www.exetersoftware.com/cat/ecometh/ecomethodology.html>.
- Lopes, V. G., Nessimian, J. L., Da-Silva, E. R., Gomes, J. H. C., Dias, A. C. I., Souza, L. C., & Branco, C. W. (2016). Habitat heterogeneity on feeding habit of two sympatric and congeneric characidae fishes in two tropical reservoirs. *Iheringia. Série Zoologia*, 106, 1-7, doi.org/10.1590/1678-4766e2016012
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP, 534.
- MacArthur, R. H. (1968). *The theory of the niche. Population biology and evolution* (ed. by R.C. Lewontin), Syracuse University Press, New York, 159-176.
- MATTHEWS, W. J. 1998. *Patterns in freshwater ecology*. New York, Chapman & Hall. 756p.
- Mccafferty, W. P. (1981). *Aquatic entomology: the fishermen's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives*. Boston: Jones and Bartlett Publishers, 448.
- Mérona, B., & Vigouroux, R. (2012). The role of ecological strategies in the colonization success of pelagic fish in a large tropical reservoir (Petit-Saut Reservoir, French Guiana). *Aquatic Living Resources*, 25, 41-54. doi.org/10.1051/alr/2011153
- Merritt, R. W., & K. W. (1996). Cummins. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3ª ed. Dubuque, Kendall/Hunt, 722.

- Miranda, L. E., Granzotti, R. V., & Dembkowski, D. J. (2019). Gradients in fish feeding guilds along a reservoir cascade. *Aquatic sciences*, 81, 15. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0615-y>
- Motta, R. L., & Uieda, V. S. (2004). Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. *Revista Brasileira de Zoociências*, 6, 191-205.
- Moura, R. S. T., & Henry-Silva, G. G. (2015). Limnological characteristics of a hydrographic basin of the Brazilian semiarid region. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27, 51-59, doi.org/10.1590/s2179-975x3114
- Needham, J. G., & Needham, P. R. (1982). *Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces*. Reverté, 131,
- Neto, A. M. S., Collier, C. A., Santos, N. C. L., Rodrigues, T. D. N. M., Stegmann, L. F., El-Deir, A. C. A., & Severi, W. (2007). Distribuição e hábito alimentar da *Curimatella lepidura* (Eigenmann & Eigenmann, 1889) na área de influência do reservatório de Sobradinho, rio São Francisco.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna & Y. C. T. Britto, 2005. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Zoobentos): um estudo de caso no Rio Paranapanema (SP/PR). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (eds), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos: 83–125.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S., & Fugl, R. (2008). Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, 6, 567-576. doi.org/10.1590/S1679-62252008000400004
- Oliveira, A. K., & Souza, L. D. (2015). Alteração das concentrações de nitrogênio e fósforo na bacia do rio Apodi-Mossoró em função dos efeitos da estiagem e espacialidade. *Química: ciência, tecnologia e sociedade*. 4, 09-23.

- Oliveira, J. C. S., & Isaac, V. J. (2013). Diet Breadth and Niche Overlap Between *Hypostomus plecostomus* (Linnaeus, 1758) and *Hypostomus emarginatus* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes) in the Coaracy Nunes Hydroelectric Reservoir, Ferreira Gomes, Amapá-Brazil. *Biota Amazônia*, 3, 116-125. doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n2p116-125.
- Oliveira, J. F., Costa, R. S., Novaes, J. L. C., Rebouças, L. G. F., de Moraes-Segundo, A. L. N., & Peretti, D. (2016a). 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, 51-64. doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n1p51
- Oliveira, J. F., Moraes-Segundo, A. L., Novaes, J. L., Costa, R. S., França, J. S., & Peretti, D. (2016b). Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia. Série Zoologia*, 106. doi.org/10.1590/1678-4766e2016001
- Oliveira, J.C.D., Oliveira, J.F.D., Rebouças, L.G.F., Novaes, J.L.C., & Peretti, D. (2018). Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet? *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30,104, 2018. https://doi.org/10.1590/s2179-975x9216
- Papacostas, K. J., & Freestone, A. L. (2016). Latitudinal gradient in niche breadth of brachyuran crabs. *Global ecology and biogeography*, 25, 207-217. doi.org/10.1111/geb.12400
- Peretti, D., & de Andrian, F. I. (2004). Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71, 95-103. doi.org/10.1023/B:EBFI.0000043155.76741.a1
- Pianka, E. R. (1973). The structure of lizard communities. *Annual review of ecology and systematics*, 4, 53-74.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter BD, Sparks R. E., & Stromberg J. C. (1997). The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47, 769-784. doi. 10.2307/1313099

- Resende, E. K. (2008). Pulso de inundação: processo ecológico essencial à vida no Pantanal. Corumbá, (*Embrapa Pantanal. Documentos*, 94, 16.
- Rosa, R. S., Menezes, N. A., Britski, H. A., Costa, W. J. E. M., & Groth, F. (2003). Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga. *Ecologia e conservação da Caatinga*, 2, 135-180.
- Rosecchi, E., & Nouaze, Y. (1987). Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l'analyse des contenus stomacaux. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches maritimes*, 49, 111-123.
- Santos, N.C.L., Santana, H.S., Ortega, J.C.G., Dias, R.M., Stegmann, L.F., Silva Araújo, I.M., Agostinho, A.A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*. 802, 245-253. doi:10.1007/s10750-017-3274-4
- Santos, N.C.L.; García-Berthou, E.; Dias, J.D.; Lopes, T.M.; Paiva A.I.; Severi, W.; Agostinho, A.A. 2018. Efeitos ecológicos cumulativos de uma cascata de reservatório neotropical em várias assembleias. *Hydrobiologia*. 819, 77-91. encurtador.com.br/defuJ
- Santos, N.C.L.; Dias, R.M.; Alves, D.C.; Melo, B.A.R.; Ganassin, M.J.M.; Gomes, L.C.; Agostinho, A.A. Alterações tróficas e limnológicas em rios altamente fragmentados preveem a diminuição da abundância de peixes detritívoros. *Indicadores Ecológicos*. 110, 105933, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105933>
- Sarmiento-Soares, L. M., Alves, C. B. M., Melo, F. A. G., Moraes, L. E., Lima, S. M. Q., & Ramos, T. P. A. (2017). Ictiofauna das ecorregiões de água doce e marinhas do nordeste brasileiro. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 122, 16-35.
- Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., de França, E. J., de Araújo, M. C. B., & Gusmao, F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental Pollution*, 221, 218-226. encurtador.com.br/hxHLW

- Silva, P.D.S.L., Rodrigues, V.S., Terra, F.R., Oliveira, C.F., Laet, H.S.D.S., & Pelli, A. (2019). Avaliação da produtividade primária autóctone do córrego lanoso (Apa do rio Uberaba), Minas Gerais, Brasil. *Revista Uningá Review*, 34,16-27.
- Slatyer, R. A., Hirst, M. & Sexton, J. P. (2013) Niche breadth predicts geographical range size: a general ecological pattern. *Ecology Letters*, 16, 1104-1114. doi.org/10.1111/ele.12140
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37, 130-137. doi.org/10.1139/f80-017
- Vari, R. P. (2003). Family Curimatidae – toothless characiforms. In: Reis, R. E., S. O., Kullander, C. J., & Ferraris Jr. (Orgs.). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*, 729.
- Vidotto-Magnoni, A. P., & Carvalho, E. D. (2009). Populacion biology of abdominant fish species of the Santa Bárbara river, a tributary of the Nova Avanhandava reservoir (low Tietê river, São Paulo State, Brazil). *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 55-63.
- WARD, J. V. STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. (1983) **Dynamics of lotic ecosystems**. encurtador.com.br/pyGK1
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research & management*, 11, 105-119. doi.org/10.1002/rrr.3450110109
- Winemiller, K. O., & Pianka, E. R. (1990). Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs*, 60, 27-55.
- Wohl, E., Bledsoe, B. P., Jacobson, R. B., Poff, N. L., Rathburn, S. L., Walters, D. M., & Wilcox, A. C. (2015). The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience*, 65, 358-371. doi.org/10.1093/biosci/biv002

Wolff, L., Carniatto, N., & Hahn, N. S. (2013). Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 11, 375-386. doi.org/10.1590/S1679-62252013005000005

Zavala-Camin, L. A. (1996). *Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes*. Maringá: EDUEM.