



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GRAZIELLY BANDEIRA MATIAS

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA ESTRUTURA FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DO
RESERVATÓRIO SANTO ANASTÁCIO, CEARÁ, BRASIL**

Fortaleza
2019

GRAZIELLY BANDEIRA MATIAS

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DA ESTRUTURA FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DO
RESERVATÓRIO SANTO ANASTÁCIO, CEARÁ, BRASIL**

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero

Co-orientador: Me. Ronaldo César Gurgel Lourenço

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M38a Matias, Grazielly Bandeira.
Avaliação temporal da estrutura funcional da ictiofauna do reservatório Anastácio, Ceará, Brasil / Grazielly Bandeira Matias. – 2019.
38 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Curso de Ciências Biológicas, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero.
Coorientação: Prof. Me. Ronaldo César Gurgel Lourenço.
1. Peixes. 2. Diversidade. 3. Eutrofização. 4. Espécie introduzidas. 5. Ecossistema lântico. I. Título.
CDD 570
-

GRAZIELLY BANDEIRA MATIAS

AVALIAÇÃO TEMPORAL DA ESTRUTURA FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA DO
RESERVATÓRIO SANTO ANASTÁCIO, CEARÁ, BRASIL

Monografia apresentada ao Curso de Biologia do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Biologia.

Aprovada em 29/11/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Jorge Iván Sánchez Botero (Orientador)

Universidade Federal do Ceará – Departamento de Biologia (UFC)

Leonardo Mesquita Pinto

Instituto de Ciências do Mar (Labomar) - Universidade Federal do Ceará (UFC)

Hortência de Sousa Barroso

Instituto de Ciências do Mar (Labomar) - Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

A minha família, em especial ao meu pai Edney Matias e minha mãe Maria Jocelina que sempre me deram forças e incentivo. Obrigada por estarem comigo, pelo amor, apoio e incentivo, pela paciência durante a escrita deste trabalho e por acreditarem que eu era capaz.

Ao meu orientador, Jorge Iván Sánchez Botero pelos ensinamentos, oportunidades, apoio e paciência durante toda a minha graduação. Obrigada por todo o suporte ao longo desses quatro anos e meio.

Aos membros da banca Leonardo Mesquita Pinto e Hortência de Sousa Barroso por, gentilmente, aceitarem participar da minha banca examinadora.

Ao meu coorientador e grande amigo, Ronaldo César Gurgel Lourenço, por todo o suporte estatístico, pessoal, direcionamento e ensinamentos. Obrigada por sempre estar disposto para tirar dúvidas, estar presente em todas as coletas e por revisar o presente trabalho diversas vezes.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação (LEAC), Ronaldo César, Leonardo Mesquita, Gabriela Valentim, Victoria Maria, Yasmim Vieira e Bruna Rocha por todos os conselhos, apoio, sugestões, críticas e pela amizade.

Ao Carlos Alberto de Sousa Rodrigues Filho (UFMG) por auxiliar de forma grandiosa à parte estatística e análise dos dados deste estudo.

Ao professor Telton Pedro Anselmo Ramos (UFPB) que auxiliou na identificação das espécies e para a licença de coletas, que foi fundamental para a realização das coletas para o presente trabalho.

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), Walt Disney Paulino (Engenheiro Agrônomo, Gerente da GEDOP, COGERH), Antônio Deilton Holanda Viana (Engenheiro Agrônomo, Técnico da COGERH, pelo Apoio Logístico durante os seis meses de coleta.

Ao Laboratório de Análises Químicas (LAQUIM), especialmente a professora Helena Becker e ao seu bolsista Eduardo, que auxiliaram nas análises de qualidade da água.

Ao meu grande amigo Leonardo Mesquita que esteve presente em todas as coletas, obrigada pelos ensinamentos e por todo o suporte para a elaboração desse trabalho.

A minha amiga, Juliane da Silva Portela, por ser um grande suporte na minha vida acadêmica e pessoal, serei eternamente grata por tudo, pelo apoio, amor, broncas, sugestões, críticas, conselhos e tudo que compartilhamos juntas. Muitas vezes, você foi minha maior

apoiadora e a maior crítica também, você é de grande importância na minha vida, obrigada por tudo.

As minhas amigas Bruna Rocha, Gabriela Valentim e Victoria Maria dos Reis pelas conversas, conselhos, suporte e pela companhia na monitoria de ecologia, por fazerem parte de um período muito importante na minha vida.

A minha amiga Antônia Andreza pelo suporte, carinho, atenção e paciência, por estar comigo desde sempre, apoiando, aconselhando, sendo um ser humano maravilhoso e iluminado e minha maior confidente.

Aos meus amigos Anderson Feitosa, Antônia Andreza, Beatriz Martins, Matheus Diógenes, Mariana Prado e Juliane Portela. Vocês são a família que eu escolhi, eu amo muito vocês, obrigada por tudo.

A Universidade Federal do Ceará e ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC – UFC) e a Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pela bolsa de iniciação científica recebida durante o desenvolvimento desse trabalho.

A Deus que me deu forças nos momentos mais difíceis da minha vida.

RESUMO

Compreender como as mudanças ambientais afetam os ecossistemas temporalmente requer considerar as múltiplas características das comunidades naturais e os atributos dos organismos. Características funcionais dos táxons que compõem as comunidades favorecem a compreensão das relações entre espécies e os ecossistemas. Essa abordagem pode ser visualizada temporalmente, em um único ecossistema sob efeito constante de pressões ambientais como a eutrofização. Características da assembleia de peixes presente no reservatório Santo Anastácio, Ceará, foram avaliadas ao longo de um período de quarenta e dois anos (1977 a 2019). Através desses estudos foram investigadas as alterações na assembleia de peixes a partir de uma abordagem funcional. Com os atributos dos indivíduos (morfológicos, fisiológicos e comportamentais) foi possível avaliar a influência de mudanças no ecossistema sobre a assembleia de peixes. Três artigos publicados em um período de trinta e dois anos (1977, 1987 e 2009) foram utilizados para comparar as riquezas taxonômicas e funcional das espécies de peixes em larga escala temporal. Para uma análise em menor escala, foram realizadas comparações mensais de abundância e dissimilaridade taxonômica e funcional, além da variação temporal nas métricas de β -diversidade funcional das assembleias. As coletas foram realizadas de forma padronizada, utilizando redes de espera, arrasto (picaré) e tarrafas, nos anos de 2009 e 2019. Os peixes coletados foram identificados até o mínimo nível taxonômico possível. Posteriormente, informações relacionadas à composição, número de espécies e características funcionais relacionadas às estruturas do corpo, alimentação, respiração e comportamento da ictiofauna foram utilizadas para identificar as mudanças temporais na assembleia. A composição e abundância mudaram temporalmente, com as espécies de peixes menos tolerantes a ambientes perturbados sendo substituídas por espécies mais tolerantes às condições ambientais de eutrofização, ao longo do tempo. Desta forma, o reservatório tende a perda da diversidade de peixes e ao aumento da abundância de espécies que possuem traços funcionais similares e conseguem sobreviver em ambientes mais eutrofizados.

PALAVRAS-CHAVE: Peixes. Eutrofização. Homogeneização. Ecossistema lântico. Semiárido.

ABSTRACT

Understanding how environmental changes affect ecosystems temporally requires considering the multiple characteristics of natural communities and the attributes of organisms. Functional characteristics of the taxa that compose communities favor the understanding of relationships between species and ecosystems. This approach can be visualized temporally in a single ecosystem under constant effect of environmental pressures such as eutrophication. Characteristics of the fish assemblage present in the Santo Anastácio reservoir, Ceará, were evaluated over a period of forty-two years (1977 to 2019). Through these studies, changes in fish assemblage from a functional approach were investigated. With the attributes of the individuals (morphological, physiological and behavioral) it was possible to evaluate the influence of ecosystem changes on the fish assemblage. Three articles published over a period of thirty-two years (1977, 1987 and 2009) were used to compare the taxonomic and functional richness of large-scale temporal fish species. For a smaller scale analysis, monthly comparisons of taxonomic and functional abundance and dissimilarity were performed, as well as the temporal variation in the β -functional diversity metrics of the assemblies. The collections were performed in a standardized way, using nets, trawls and fishing nets in the years 2009 and 2019. The collected fishes were identified to the lowest possible taxonomic level. Subsequently, information related to the composition, number of species and functional characteristics related to body structures, feeding, breathing and behavior of the ichthyofauna were used to identify temporal changes in the assembly. Composition and abundance changed temporally, with fish species less tolerant to disturbed environments being replaced by species more tolerant to eutrophication environmental conditions over time. Thus, the reservoir tends to lose fish diversity and increase the abundance of species that have similar functional traits and can survive in more eutrophic environments.

KEY WORDS: Fish. Homogenization. Eutrophication. Introduced species. Lentic ecosystem. Semiarid.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	4
2.1	Área de estudo.....	4
2.2	Caracterização de variáveis físicas e químicas.....	4
2.3	Amostragem da ictiofauna.....	5
2.4	Traços funcionais.....	6
2.5	Análise de Dados.....	8
3.	RESULTADOS.....	9
3.1	Qualidade da água.....	9
3.2	Caracterização da assembleia de peixes em larga escala temporal.....	10
3.3	Variação temporal do espaço funcional em larga escala.....	12
3.4	Descrição da abundância e da dissimilaridade taxonômica e funcional da assembleia de peixes em fina escala temporal.....	14
4	DISCUSSÃO.....	18
4.1	Estrutura da assembleia de peixes.....	18
5	CONCLUSÃO.....	21
	REFERÊNCIAS.....	22

1. INTRODUÇÃO

Segundo Mouillot *et al.* (2013), a perda de diversidade biológica é considerada um dos principais problemas enfrentados atualmente, podendo ser ocasionada por ações antrópicas que resultam na modificação das características dos ecossistemas, tais como a degradação física e química dos habitats, introdução de espécies, microplásticos e mudanças climáticas (JOHANN *et al.*, 2019; LAMOTHE *et al.*, 2019; MOUILLOT *et al.*, 2013). Em ecossistemas aquáticos, em longo prazo esses distúrbios podem ter efeitos cumulativos e modificam os componentes do corpo hídrico (COLIN *et al.*, 2018; LE MOAL *et al.*, 2019; LAMOTHE *et al.*, 2019). Como resultado, as taxas de extinção da biota de água doce são estimadas serem muito mais altas que as taxas de extinção em ecossistemas terrestres (LAMOTHE *et al.*, 2019), visto que os organismos aquáticos são atingidos diretamente pelas mudanças na água.

Um dos impactos mais comuns em ambientes aquáticos é o aumento artificial de nutrientes como fósforo e nitrogênio e o incremento da produtividade primária, com consequente redução dos níveis de oxigênio na água, resultando no processo de eutrofização (LE MOAL *et al.*, 2019). Segundo a teoria do nicho ecológico, o habitat atua como 'filtro', selecionando as espécies com o melhor conjunto de características para uma dada condição (BAŠIĆ *et al.*, 2018). Este processo em ecossistemas aquáticos tem efeitos nas comunidades de peixes, pois pode promover a extinção local de espécies especializadas e menos tolerantes às mudanças do ambiente (ALONSO *et al.*, 2019; GOMES-SILVA *et al.*, 2019). Desta forma, espécies generalistas seriam menos sensíveis à mudança ambiental, pois são capazes de variar, por exemplo, sua dieta de acordo com a disponibilidade de recursos, ou apresentar tolerância fisiológica, adaptação morfológica ou comportamentos que favorecem a sua estabilização em ambientes perturbados (TUNDISI & TUNDISI, 2008; HOFMANN & TODGHAM 2010; JIANG *et al.*, 2019).

Recentemente, os estudos centrados na análise da diversidade começaram a incorporar o conceito de diversidade funcional para descrever e explicar processos inerentes ao funcionamento dos organismos no ecossistema (SCHLEUTER *et al.*, 2010). Além disso, a abordagem funcional pode revelar os processos envolvidos na estruturação da comunidade, visto que as análises baseadas na riqueza (número espécies) e distribuição da abundância fornecem uma visão limitada da comunidade biológica (BELLWOOD *et al.*, 2019; VILLÉGER *et al.*, 2012). Segundo Violle *et al.*, (2007), a ecologia funcional baseia-se no uso

de atributos funcionais que podem ser morfológicos, fisiológicos ou comportamentais, que influenciam na aptidão (*fitness*) dos organismos, sendo possível mensurar como as mudanças nos ecossistemas afetam as comunidades (VIOLLE *et al.*, 2007; MOUILLOT *et al.*, 2013).

Os métodos de monitoramento e avaliação das comunidades biológicas, utilizados para compreender os processos que moldam as comunidades biológicas sob vários distúrbios, incluem uma variedade de abordagens relacionadas a atributos da comunidade, como a presença ou ausência de táxons indicadores, mudanças relativas nas composições de características das espécies numa comunidade e interações interespecíficas (GOMES-SILVA *et al.*, 2019; MOUILLOT *et al.*, 2013; VOGT *et al.*, 2013). Compreender como as mudanças ambientais afetam diferentes espécies no espaço e no tempo requer considerar as múltiplas características das comunidades e dos organismos presentes no ecossistema (HOOPER *et al.*, 2005). Desta forma, análises que avaliem os impactos e explorem informações sobre as respostas dos organismos às mudanças no ecossistema são importantes para quantificar e prever os efeitos da perturbação nos padrões de biodiversidade e assim orientar os esforços de conservação e a gestão dos recursos ecológicos (MOUILLOT *et al.*, 2013; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.*, 2010).

Um exemplo de ecossistema impactado é o reservatório Santo Anastácio, um corpo hídrico de pequeno porte localizado no Campus do Pici da Universidade Federal do Ceará (UFC). Atualmente este ecossistema e sua vegetação adjacente, pertencem a uma Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) (LIMA NETO *et al.*, 2011), com aprovação pela Câmara Municipal de Fortaleza (BRASIL, 2018) por ser um refúgio para a biota local e sua importância para pesquisas e ensino.

Nas últimas décadas, diversos estudos realizaram pesquisas ecológicas que retratam o estado abiótico e biótico do reservatório (OLIVEIRA & GURGEL, 1977; FAUSTO-FILHO, 1988; LIMA NETO *et al.*, 2011; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014). Esses estudos indicaram alteração da composição à riqueza da assembleia de peixes ocasionada por diversos fatores, como o processo crescente de eutrofização artificial e a introdução de espécies não-nativas. Desta forma é necessário compreender como as características das assembleias de peixes são diretamente influenciadas pelo processo de eutrofização e pela introdução de espécies, através do aumento da concentração de nutrientes e das interações entre as espécies. Assim, a hipótese é que as condições ambientais e a introdução de espécies não-nativas atuem como um filtro e as características funcionais das comunidades de peixes são bioindicadores das condições ambientais do reservatório Santo Anastácio. Portanto, espera-se que se obtenha

menor diversidade funcional e maior número de espécies com atributos funcionais tolerantes a condições de ambientes perturbados.

Segundo Araújo, Lima Neto e Becker (2016), o reservatório Santo Anastácio é classificado como hipereutrófico, com excessiva carga de nutrientes, gerada por fontes pontuais e difusas de poluição. De acordo com Araújo *et al.*, (2019), a eutrofização é considerada um problema mundial, e está associada principalmente às concentrações de matéria orgânica e componentes químicos como o fósforo, nitrogênio e clorofila-*a*, gerados principalmente por descarte de resíduos e redes de esgoto.

Além do processo de eutrofização, a introdução de espécies não-nativas causa alterações nas teias tróficas. Com a presença de novas espécies, podem ocorrer interações competitivas que resultam na exclusão ou na diminuição da diversidade (TRAN *et al.*, 2015). De fato, a teoria da invasão prediz que, após uma introdução, o nicho trófico das espécies nativas variará temporal e espacialmente em função da intensidade das interações interespecíficas, da alimentação e da disponibilidade de recursos alimentares (TRAN *et al.*, 2015; BAŠIĆ, *et al.*, 2019). Assim, esses processos podem influenciar temporalmente na composição das assembleias de peixes no reservatório Santo Anastácio.

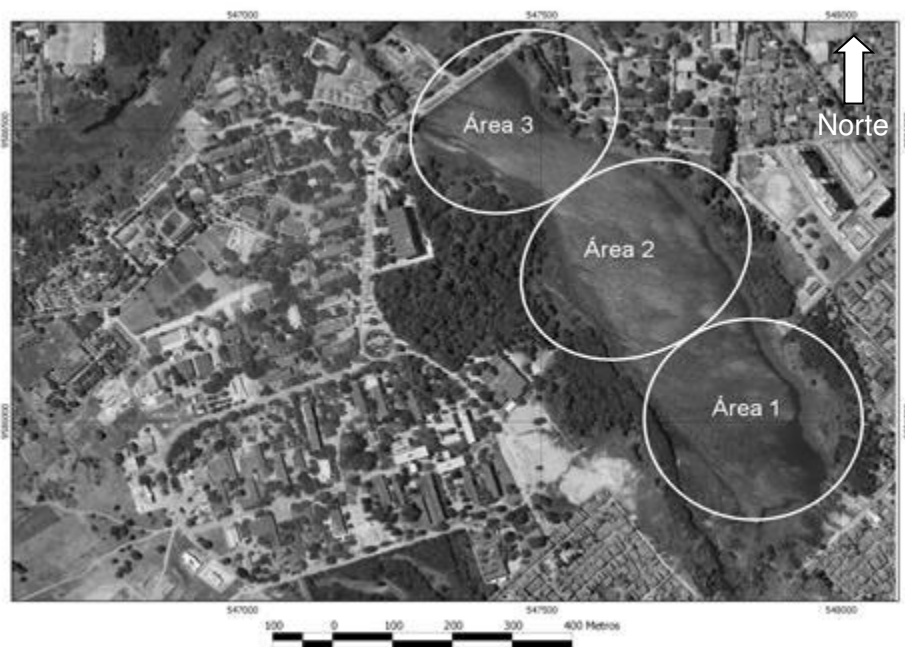
Dentre algumas espécies de peixes introduzidas que atualmente habitam no reservatório Santo Anastácio existe a tilápia (*Oreochromis niloticus*), introduzida no Nordeste em 1971 pelo DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) para aumento do consumo de proteína animal. O barrigudinho (*Poecilia reticulata*) foi introduzido na região Nordeste do Brasil para o uso de controle biológico de larvas de mosquitos, como *Aedes aegypti* no combate à dengue além de ter importância comercial, sendo utilizado como peixe ornamental, foi introduzido em alguns riachos como resultado da aquariofilia. Da mesma forma, os peixes Beta (*Betta* sp.), espada (*Xiphophorus* sp.), o platy (*Xiphophorus maculatus*), Molinésia (*Poecilia sphenops*) e o Gourami (*Trichopodus trichopterus*), foram relatados como introduzidos no reservatório Santo Anastácio (RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2017; FIGUEIREDO JR & VALENTE JR, 2008; LEVIS *et al.*, 2013; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no reservatório Santo Anastácio (Figura 1) localizado dentro do campus da Universidade Federal do Ceará (UFC), na cidade de Fortaleza e pertence à bacia hidrográfica do rio Maranguapinho. Segundo Nilin *et al.* (2007) o rio Maranguapinho transporta os contaminantes liberados pelo Distrito Industrial de Maracanaú, funcionando como uma importante fonte secundária de poluição. Da mesma forma, este reservatório está inserido em uma área altamente urbanizada e é atingido por aporte de diversos contaminantes como esgotos domésticos e de resíduos sólidos (ARAÚJO *et al.*, 2019).

Figura 1 – Localização geográfica e vista aérea do reservatório de Santo Anastácio mostrando as zonas de amostragem (1, 2, 3) (escala em metros) de peixes (GOOGLE EARTH 2019, <<http://earth.google.com/>>).



Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2 Caracterização de variáveis físicas e químicas

Entre outubro de 2018 a março de 2019, mensalmente em cada área do reservatório, iniciando no primeiro mês na área 3, seguindo para área 2 e 1 (Figura 1) e com replica para cada área nos meses posteriores, foram obtidos os valores de transparência da água com auxílio de um disco de Secchi, e amostras de água em recipientes de 1L, acondicionadas em gelo. Posteriormente no laboratório LAQUIM (Laboratório de Análises Químicas) da UFC,

foram obtidos valores de Nitrogênio Total, Fósforo Total e Clorofila-*a* através dos métodos descritos em APHA *et al.* (2005). Posteriormente os valores obtidos foram comparados aos parâmetros do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que indicam o estado de qualidade da água.

2.3 Amostragem da ictiofauna

Para analisar as variações temporais da assembleia de peixes, este estudo obteve informações de larga e fina escala, através de publicações pretéritas (1977, 1988 e 2014) e coletas padronizadas realizadas pela equipe do LEAC entre 2009 e 2019, respectivamente.

A cada mês as coletas foram feitas em uma área diferente do reservatório (Figura 1). A coleta de peixes na região pelágica foi realizada com sete redes de espera de comprimento variando de 17,65 a 22,55 metros, e malhas de 25, 30, 40, 50 e 60 mm de distância entre nós opostos, com permanência de três horas (9h às 12h). Paralelamente, nos três pontos do reservatório (Figura 1) na região litorânea do reservatório dominada por macrófitas aquáticas, a coleta de peixes foi realizada com seis lances com picaré (1,89 m² e malha de 1 mm entre nós opostos). Já nas margens, com profundidades de até 1 metro e dominadas por praias, a coleta de peixes foi realizada em dois lances com rede de arrasto (9 m comprimento e malha de 12 mm entre nós opostos). A captura dos peixes foi realizada sob a licença do ICMBio/SISBio número 56416-4 e foram tombados na coleção da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e da Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

Os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos com água e anestésico (eugenol) e com etiquetas contendo informações da data, método e ponto de coleta dentro do reservatório. Posteriormente foram transferidos para o gelo e transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação (LEAC-UFC) onde foram identificados até o mínimo táxon possível com auxílio de chaves e listas (BRISKI *et al.*, 1984; CASTRO; VARI, 2004; KULLANDER, 1983; McDOWALL, 1999; OYAKAWA; MATTOX, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2019; RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2017; SILVA, 2009; TENCATT *et al.*, 2017), pesados (g), medidos (cm) e quantificados (número de indivíduos por método de captura).

Dados de ictiofauna obtidos ao longo de um período de trinta e dois anos (1977 a 2009), em artigos publicados por Oliveira e Gurgel (1977); Fausto-Filho(1988); Sánchez-Botero *et al.*,(2014), foram utilizados para a análise comparativa em larga escala temporal, avaliando a riqueza taxonômica e o espaço funcional das espécies que ocorreram em cada

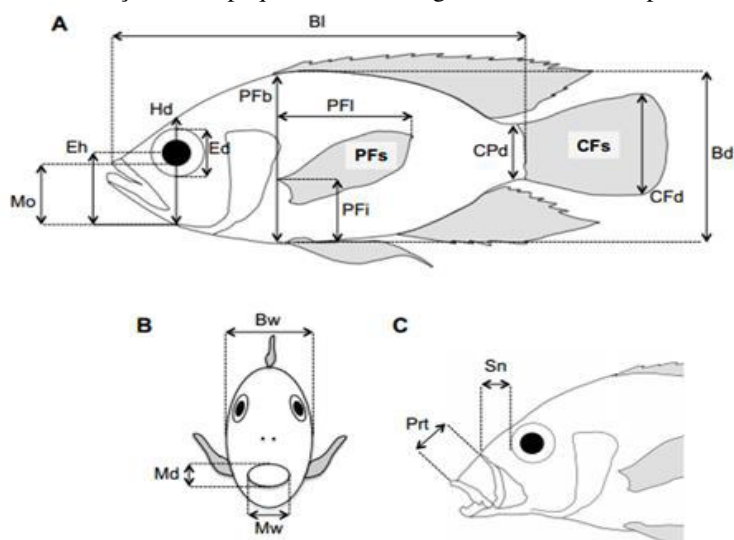
época. Em fina escala temporal foram coletados dados da ictiofauna de forma padronizada nos anos de 2009 (SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014) e através deste estudo entre os meses de Outubro e Março (2018-2019), foi comparado a variação mensal das abundâncias e dissimilaridades taxonômica e funcional.

2.4 Traços funcionais

Para o levantamento das características dos peixes na análise funcional foram selecionados cinco indivíduos adultos de cada espécie, a fim de obter a biomassa (em gramas) e oito medições corporais (em milímetros) com paquímetro e uso do software ImageJ (LEITÃO *et al.*, 2016; SCHNEIDER; RASBAND; ELICEIRI, 2012). Outros atributos como uso de órgãos acessórios para a respiração e guilda trófica dos peixes foram obtidos através da bibliografia disponível (AFFONSO, 2001; VAL *et al.*, 1998; ARRATIA, 2003; BECKER *et al.*, 2010; BLANK; BURGGREN 2014; BRITSKI *et al.*, 2007; CHELLAPPA, 2009; CRAMPTON, 1998; FERNANDES; RANTIN 1989; GURGEL-LOURENÇO, *et al.*, 2015; LAWAL *et al.*, 2012; LOW; LIM, 2012; MÉRONA; RANKIN-DE-MÉRONA, 2004; MONTENEGRO *et al.*, 2011; REIS, 1998; SILVA *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2009; TATE *et al.*, 2017; WANTZEN *et al.*, 2002; WINEMILLER, 1989; WOOD *et al.*, 1978).

Para avaliar a diversidade funcional, a assembleia de peixes foi caracterizada de acordo com sete atributos morfológicos (Figura 2) e fisiológicos relacionados às funções biológicas como aquisição de alimento, respiração, manobrabilidade e hidrodinamismo (Tabela 1) (BAPTISTA *et al.*, 2015; COLIN *et al.*, 2018; VILLÉGER *et al.*, 2017). A seleção destas características procurou utilizar atributos que estariam relacionados com o processo de poluição do corpo hídrico avaliado.

Figura 2 – Medições analisadas por fotografia digital: *Bl* comprimento padrão, *Bd* profundidade do corpo, *Pfi* distância da inserção da nadadeira peitoral até a base do corpo, *Pfb* profundidade do corpo ao nível da inserção da peitoral, *Hd* profundidade da cabeça no eixo vertical do olho, *Ed* diâmetro do olho, *Eh* distância entre o centro do olho até a base da cabeça; e com paquímetro: *Bw* largura máxima do corpo.



Fonte: Adaptado de Leitão *et al.* (2016).

Tabela 1 – Características funcionais utilizadas para caracterizar os peixes do Santo Anastácio.

Traço	Cálculo	Abreviação	Medida	Função	Referência
Tamanho do olho	Ed/Hd	Edst	Contínua	Deteção de presas	Boyle & Horn (2006)
Posição do olho	Eh/Hd	Eps	Contínua	Posição vertical na coluna d'água	Gatz (1979)
Formato transversal do corpo	Bd/Bw	Bsh	Contínua	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinamismo	Sibbing & Nagelkerke (2001)
Posição da nadadeira peitoral	Pfi/Pfb	PFps	Contínua	Uso da nadadeira peitoral para manobras	Dumay <i>et al.</i> , 2004

Continua

Tabela 1 – Características funcionais utilizadas para caracterizar peixes do Santo Anastácio. (Conclusão)

Massa corpórea	Ln(Mass+1)	LogM	Contínua	Metabolismo, resistência e habilidade natatória	Villéger <i>et al.</i> , 2010
Nível trófico	Carnívoro Onívoro Piscívoro Detritívoro		Categórica	Interações tróficas	N. Colin <i>et al.</i> , 2018
Respiração acessória	Presente Ausente	1 0	Categórica	Tolerância e sobrevivência em ambientes hipóxicos	N. Ding <i>et al.</i> , 2017

Fonte: Adaptado de Leitão *et al.* (2016).

2.5 Análise de Dados

Os resultados das concentrações mensais de fósforo total, clorofila-*a* e Nitrogênio Total foram fornecidos pelo laboratório LAQUIM (Laboratório de Análises Químicas) da UFC. Posteriormente os valores médios destas variáveis foram comparados com os parâmetros da Resolução 357/05 do CONAMA, a fim de avaliar a qualidade e tipo de uso da água do reservatório Santo Anastácio.

Para explorar os padrões temporais na composição das espécies de peixes em larga escala, foram consideradas informações descritas em publicações realizadas nos anos de 1977, 1988, 2009 e 2019. Com a utilização de dados de presença e ausência dos táxons de peixes e dos atributos, foi gerado polígono de espaço funcional com todas as espécies registradas em todos os períodos. Para tal foram utilizados os pacotes: *ape*, *clue*, *cluster*, *geometry*, *gtools*, *geometry* e *vegan*, para as funções “*quality_funct space*” e “*multidimFD*”, através da distância de Gower, essas funções calculam e ilustram os índices de diversidade funcional multidimensional para a assembleia de espécies com base em uma matriz de dissimilaridade usando uma análise de coordenadas principais PCoA (VILLÉGER *et al.*, 2008; MOUILLOT *et al.*, 2013). Da mesma forma foi realizada uma simulação em um cenário onde não ocorre a perda de espécies nativas (APÊNDICE A). Por exemplo, *Prochilodus brevis* foi registrada apenas em 2009, mas adicionada para 1977 e 1988 pela lógica de ser nativa da Caatinga e o ambiente pretérito, em teoria, ser menos perturbado.

Para a análise em fina escala temporal foi utilizada a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) e avaliada a β -diversidade através da distância de Bray-Curtis, utilizando

os pacotes *geometry* e *betapart* para a função “*multidimFbetaD*” que calcula índices de β -diversidade funcional multidimensionais para os pares de assembleias de espécies (Villéger *et al.*, 2013). A partir da matriz de distância de Bray-Curtis foi feita com um Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS) que leva em consideração os índices de dissimilaridade taxonômica e funcional entre as espécies de peixes para os anos de 2009 e 2018-2019. Análises de PERMANOVAs mostraram as potenciais variações taxonômicas e funcionais das assembleias de peixes, entre os anos de 2009 e 2019. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R 3.6.1 (R Core Team, 2019).

3. RESULTADOS

3.1 Qualidade da água

As variáveis físicas e químicas avaliadas no reservatório Santo Anastácio, quando comparadas com os valores de CONAMA (Resolução 357/05) indicaram baixa qualidade da água. De acordo como disposto no Capítulo VI, Art. 42 o reservatório Santo Anastácio é classificado como corpo hídrico de classe 2, que indica as utilizações e as diretrizes para as classes de concentrações dos nutrientes. Todos os resultados obtidos apresentaram valores elevados. De acordo com o estabelecido pela resolução 357/05, as concentrações de nitrogênio total devam ser de até 1,27 mg/L, de fósforo total devem ser até 0,03 mg/L e até 30 μ g/ para ambientes lênticos (Tabela 2).

Tabela 2 – Variáveis físico-químicas do reservatório Santo Anastácio e valores de CONAMA (Resolução 357/05).

Variáveis	N total (mg/L)	Coefficiente de variação N total (%)	P total (mg/L)	Coefficiente de variação P total (%)	Clorofila- <i>a</i> (μ g/L)	Transparência (cm)
Média	4,14	3,70	0,61	3,34	221,73	32,67
Valores CONAMA	1,27	-	0,03	-	até 30	-

Fonte: dados da pesquisa

3.2 Caracterização da assembleia de peixes em larga escala temporal

Entre os anos de 1977 a 2019, o reservatório Santo Anastácio apresentou ao todo uma composição 20 espécies de peixes, pertencentes a 11 famílias e seis ordens (Tabela 3; Apêndice B). A menor riqueza ictica foi registrada no ano de 1977, com a maior parte da assembleia representada por espécies nativas: *Leporinus* sp., *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Hoplias malabaricus*, *Hypostomus* sp., *Astyanax bimaculatus*, *Poecilia vivipara* e *Eigenmannia virescens*. No ano de 1988 houve modificação na composição das espécies, com ausência de *Eigenmannia virescens* e *Hypostomus puzarum* e as novas ocorrências de *Serrasalmus brandtii* e *Synbranchus marmoratus*. O ano de 2009 apresentou os primeiros registros de *Callichthys callichthys*, *Megalechis thoracata* e *Prochilodus brevis*. Da mesma forma, em 2019 ocorreu o aumento no número de riqueza de peixes, sendo a maioria não nativa, representada pela família Poeciliidae. A ocorrência diferentes peixes não nativos foram presentes em todos os levantamentos realizados neste ecossistema: *Betta* sp., (entre os anos 1977 e 1988); *Poecilia reticulata* (entre 1977, 2009 e 2019); *Oreochromis niloticus* (entre 1988, 2009 e 2019); as espécies *Trichopodus trichopterus*, *Xiphophorus* sp., *Xiphophorus maculatus* e *Poecilia sphenops* foram registradas no período de 2018 a 2019 (Tabela 3).

Tabela 3 – Variação temporal em abundância da assembleia de peixes no reservatório Santo Anastácio desde o final da década de 1970 até o presente estudo em 2019. Oliveira e Gurgel (1977)⁽¹⁾, Fausto-Filho (1988)⁽²⁾, Sánchez-Botero *et al.* (2014)⁽³⁾. Entre parênteses siglas das espécies utilizadas em figuras deste manuscrito.

Táxons	1977 ⁽¹⁾	1988 ⁽²⁾	2009 ⁽³⁾	2019
Characiformes				
Anostomidae				
<i>Leporinus</i> sp. (Le.sp)	X	X		
Erythrinidae				
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Huni)	X	X	X	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Hmal)	X	X	X	X
Characidae				
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Abim)	X	X	X	X
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus brevis</i> (Pbre)			X	
Serrasalmidae				
<i>Serrasalmus brandtii</i> (Sbra)		X		

Tabela 3 – Variação temporal em abundância da assembleia de peixes no reservatório Santo Anastácio desde o final da década de 1970 até o presente estudo em 2019. Oliveira e Gurgel (1977)⁽¹⁾, Fausto-Filho (1988)⁽²⁾, Sánchez-Botero *et al.* (2014)⁽³⁾. Entre parênteses siglas das espécies utilizadas em figuras deste manuscrito.

(Continuação)

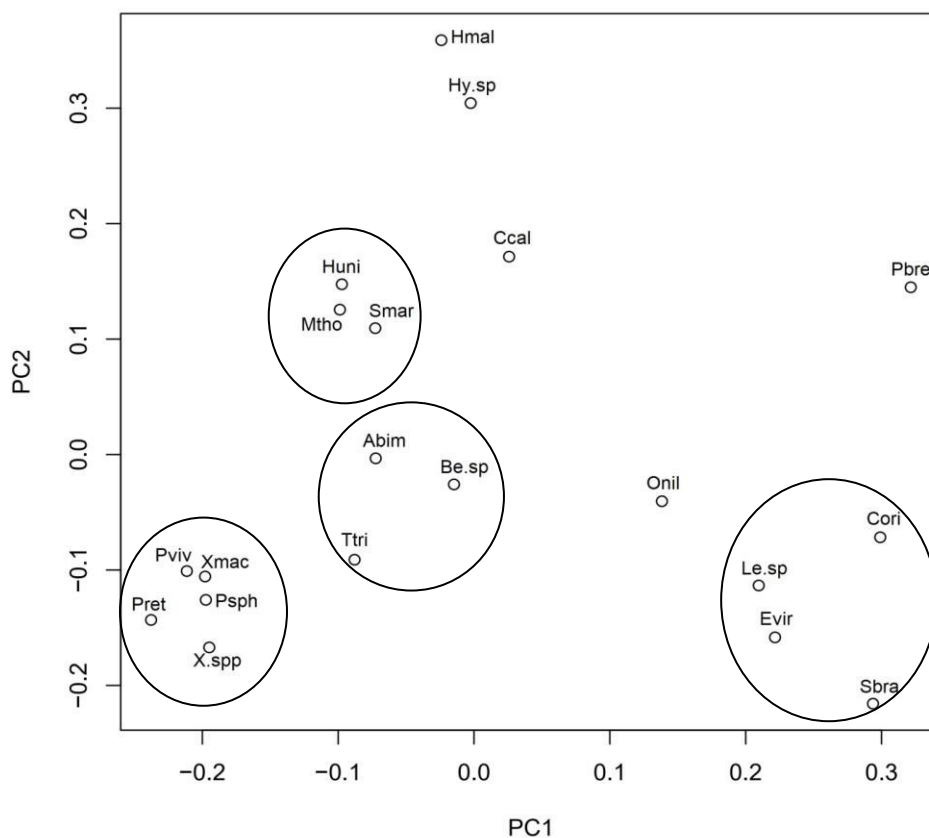
Cyprinodontiformes				
Poeciliidae				
<i>Poecilia reticulata</i> (Pret)	X		X	X
<i>Poecilia sphenops</i> (Pshp)				X
<i>Poecilia vivipara</i> (Pviv)	X	X	X	X
<i>Xiphophorus maculatus</i> (Xmac)				X
<i>Xiphophorus sp.</i> (X.spp)				X
Gymnotiformes				
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia virescens</i> (Evir)	X			
Perciformes				
Cichlidae				
<i>Cichlasoma orientale</i> (Cori)	X	X	X	X
<i>Oreochromis niloticus</i> (Onil)		X	X	X
Osphronemidae				
<i>Betta sp.</i> (Be.sp)	X	X		
<i>Trichopodus trichopterus</i> (Tri)				X
Siluriformes				
Callichthyidae				
<i>Callichthys callichthys</i> (Ccal)			X	
<i>Megalechis thoracata</i> (Mtho)			X	X
Loricariidae				
<i>Hypostomus sp.</i> (Hy.sp)	X		X	
Synbranchiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Smar)		X		X
Total	10	10	11	12
Introduzidas	2	2	2	6

Fonte: dados da pesquisa.

3.3 Variação temporal do espaço funcional em larga escala

A composição da assembleia de peixes, ao longo de quatro décadas mostra as similaridades e diferenças funcionais entre as espécies (Figura 3). Espécies taxonomicamente mais próximas estão agrupadas próximas no espaço funcional, como as espécies Pviv, Xmac, Psph, Pret e Xspp. As espécies H.uni, Mtho e Smar estão próximas no espaço funcional, possivelmente, pelas características funcionais que apresentam, como o hábito onívoro e a presença de órgãos acessórios para respiração. Assim como as espécies Abim, Be.sp, Ttri e Le.sp, Evir, Cori, Sbra que ocupam posições próximas no espaço funcional através da análise de coordenadas.

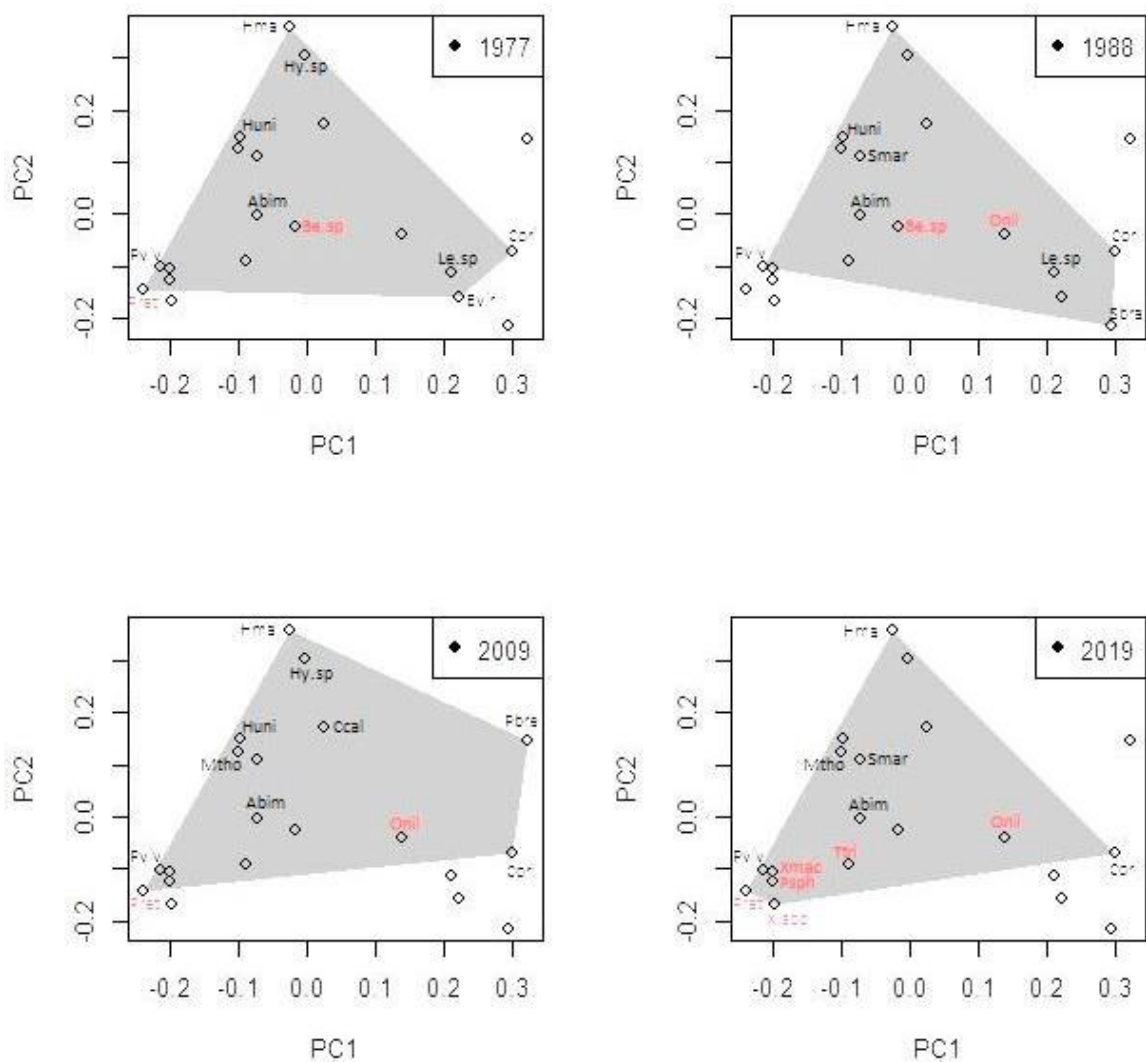
Figura 3 – Distribuição funcional da composição das assembleias de peixes (ver siglas das espécies na tabela 3) durante os períodos estudados (anos de 1977, 1988, 2009 e 2019).



Fonte: dados da pesquisa.

A riqueza funcional seguiu um padrão de diminuição ao longo do tempo. Como as características são contínuas e categóricas, a riqueza funcional refere-se ao número de combinações únicas de características em uma comunidade. A diminuição do espaço funcional de 1977 para 1988 mostra uma assembleia com menor riqueza funcional (área do polígono), o mesmo ocorre ao comparar 1988 com 2019 (Figura 4). Em modelos com espécies nativas permanecendo em todos os anos de amostragem pretéritos ao seu primeiro registro amostral, o padrão de erosão funcional da assembleia de peixes ao longo do tempo fica ainda mais evidente (APÊNDICE A).

Figura 4 – Riqueza funcional da assembleia de peixes avaliada nos anos de 1977, 1988, 2009 e 2019.



Fonte: dados da pesquisa.

3.4 Descrição da abundância e da dissimilaridade taxonômica e funcional da assembleia de peixes em fina escala temporal

A abundância de peixes variou entre os anos de 2009 e 2019 sendo 67,49% maior no ano de 2019, com destaque para algumas espécies não-nativas, como *O. niloticus* e *P. reticulata* que aumentaram 232,40%, e 421,67%, respectivamente (Tabela 4), outras espécies como *Hoplias malabaricus*, *Megalechis thoracata* e *Poecilia vivipara* exibiram um padrão decrescente na abundância. As espécies *Prochilodus brevis*, *Callichthys callichthys*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Synbranchus marmoratus* e *Trichopodus trichopterus* apresentaram os menores valores de abundância. A abundância de *Xiphophorus maculatus* e *Poecilia sphenops* mostra o estabelecimento dessas espécies nesse ambiente.

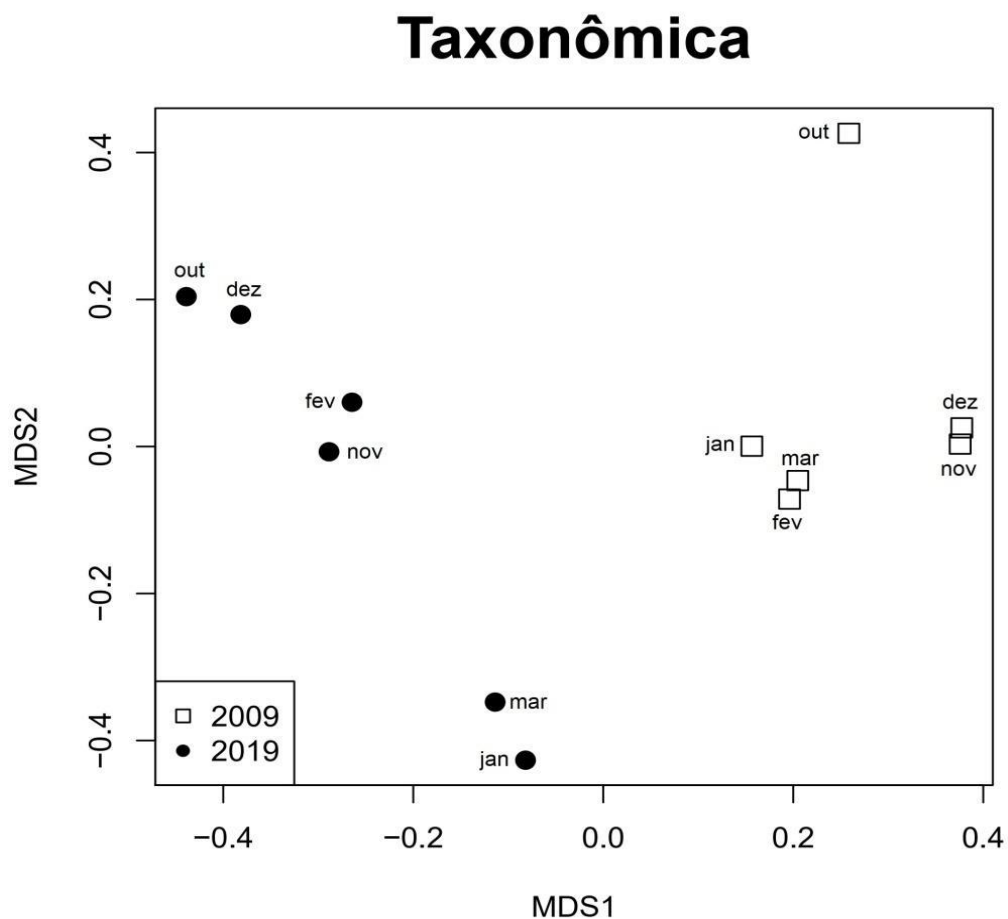
Tabela 4 – Abundância das espécies de peixes coletadas nos anos de 2009 e 2019 no reservatório Santo Anastácio.

Espécie	Meses do ano											
	Out		nov		dez		jan		fev		mar	
	2009	2019	2009	2019	2009	2019	2009	2019	2009	2019	2009	2019
<i>Astyanax bimaculatus</i>	38	-	1	-	8	12	4	-	-	-	2	-
<i>Cichlasoma orientale</i>	8	12	19	13	17	33	5	44	40	12	15	1
<i>Hoplias malabaricus</i>	2	1	-	-	4	-	-	-	2	-	-	-
<i>Megalechis thoracata</i>	3	1	8	-	23	-	8	-	6	1	1	1
<i>Hypostomus</i> sp.	10	-	1	-	-	-	3	-	16	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	142	741	53	149	38	750	166	43	92	214	86	24
<i>Poecilia reticulata</i>	116	651	33	227	70	492	55	45	45	447	41	51
<i>Poecilia vivipara</i>	514	31	151	20	263	37	179	9	205	72	173	6
<i>Prochilodus brevis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	3	-	4	-
<i>Callichthys callichthys</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synbranchus marmoratus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichopodus trichopterus</i>	-	2	-	-	-	2	-	1	-	-	-	3
<i>Xiphophorus</i> sp.	-	1	-	6	-	2	-	5	-	3	-	1
<i>Xiphophorus maculatus</i>	-	-	-	45	-	82	-	69	-	43	-	75
<i>Poecilia sphenops</i>	-	-	-	-	-	49	-	-	-	-	-	38
Total geral	835	1441	266	460	424	1412	420	216	409	793	322	162

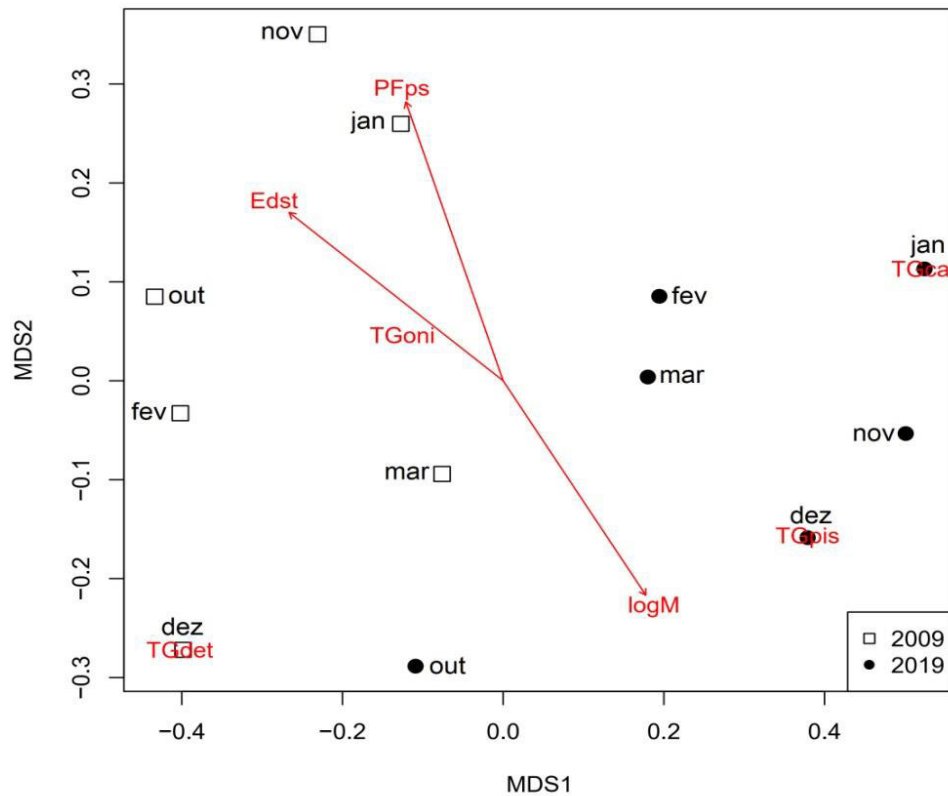
Fonte: dados da pesquisa.

As análises de nMDS evidenciam mudanças nas assembleias entre os anos 2009 e 2019 (Figura 5), com diferenças taxonômica (pseudo- $F_{(1,10)} = 12,66$; $P = 0,003$) e funcional (pseudo- $F_{(1,10)} = 12,12$; $P = 0,01$) significativas. Em 2009 a assembleia de peixes no reservatório possuía maior massa corpórea (logM), nadadeiras peitorais mais altas (PFps) e de olhos maiores (Edst). Em 2019 a assembleia predominou com peixes que possuem hábitos alimentares carnívoros (TG.car) e piscívoro (TG.pis).

Figura 5 – nMDS taxonômica (estresse = 0,021) e funcional (estresse = 0,073) da assembleia de peixes avaliada mensalmente nos anos de 2009 e 2019.



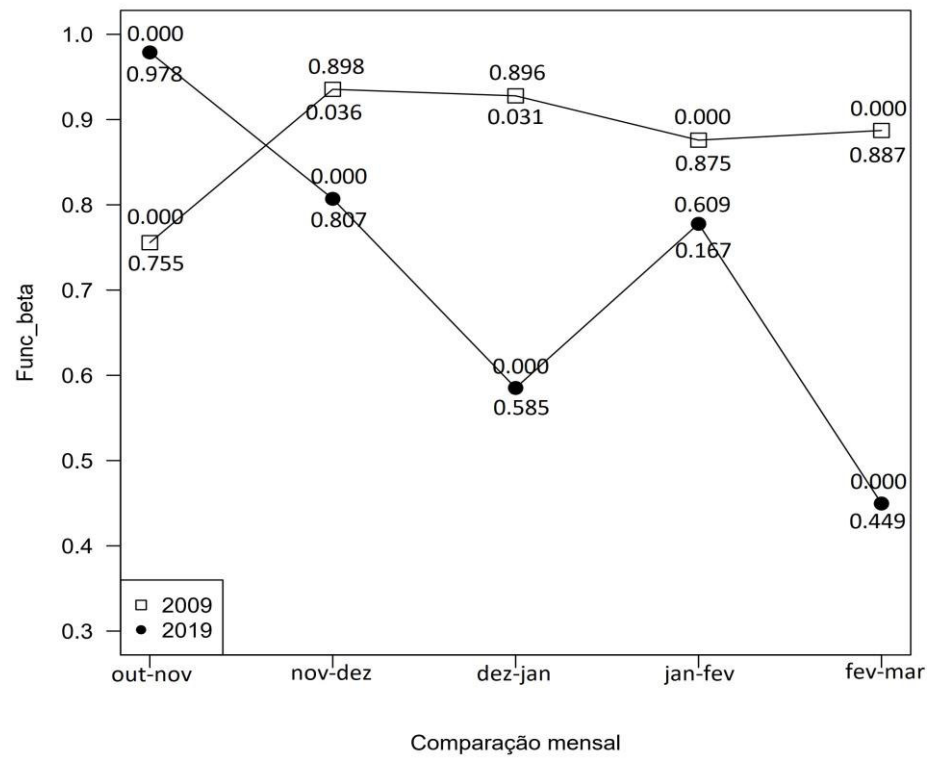
Funcional



Fonte: dados da pesquisa.

As mudanças temporais nas β -diversidades funcional das espécies de peixes do reservatório Santo Anastácio mostram que nos meses do ano de 2009 as características funcionais foram mais homogêneas com substituição de espécies funcionalmente redundantes, representados pelos valores em cima dos pontos. Em contraste, no ano de 2019 ocorreu aninhamento, representado pelos valores abaixo dos pontos, com amplas diferenças funcionais dos conjuntos de espécies entre os meses (Figura 6). A soma desses valores esta representada pelo eixo Y (β -diversidade total).

Figura 6 – Variação temporal nas métricas de β -diversidade funcional entre meses para assembleias de peixes nos anos de 2009 e 2019.



Fonte: dados da pesquisa.

4. Discussão

Os resultados mostraram que as alterações no reservatório e a introdução de espécies no ambiente contribuíram para os diferentes resultados no espaço funcional e na diferença de composição taxonômica neste estudo. As análises em larga escala mostraram as alterações no polígono funcional fornecendo uma visão temporal das modificações ocorridas no Santo Anastácio. As comparações mensais mostraram como as características funcionais e a abundância das espécies no reservatório se modifica em séries temporais reduzidas. A partir dessas análises é possível compreender como as mudanças nos atributos das assembleias de peixes são diretamente influenciadas pelas alterações antrópicas no corpo hídrico. Assim, é possível observar o ambiente como um filtro, visto que se observa menor diversidade funcional e maior número de espécies com atributos funcionais tolerantes a condições de ambientes perturbados ao longo do tempo.

Todas as variáveis físico-químicas do reservatório Santo Anastácio estão acima dos valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA 357/05 para ambientes lênticos do tipo 2. Estes valores são resultados de efluentes lançados no reservatório que contribui para o aumento da eutrofização (Araújo, Lima-Neto e Becker, 2016). A disponibilidade de nutrientes no ambiente pode ser um fator-chave para determinar como o controle ascendente “*bottom-up*” dos produtores primários estrutura toda a comunidade em diferentes níveis tróficos, desde organismos bentônicos aos peixes (MORAIS *et al.*, 2017; QUIMBAYO *et al.*, 2018; ROVIRA *et al.*, 2019).

4.1 Estrutura da assembleia de peixes

As mudanças nas assembleias de peixes podem estar relacionadas com distúrbios de caráter antrópico nos ecossistemas (ALONSO *et al.*, 2019; GOMES-SILVA *et al.*, 2019). No caso do reservatório Santo Anastácio, nas últimas décadas, este ecossistema apresentou diversos distúrbios que levaram ao aumento da eutrofização e baixa qualidade da água, que junto à introdução de espécies de peixes não-nativas, modificou a estrutura desta assembleia (SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014, ARAÚJO *et al.*, 2019). Entre os anos de 1977 a 2019, ocorreu um aumento na riqueza taxonômica de peixes, com a predominância de espécies introduzidas resistentes a ambientes eutrofizados, como *O. niloticus*, presente desde 1988, e *P. reticulata*, com registro desde 1977. Isso indica que a hipereutrofização do reservatório (ARAÚJO *et al.*, 2019) favoreceu a dominância de peixes de hábitos alimentares generalistas

e tolerantes à hipóxia através de respiração acessória, (SANCHEZ *et al.*, 2019; CARVALHO *et al.*, 2019). A ocorrência constante das espécies de peixes nativas *H. malabaricus*, *A. bimaculatus*, *P. vivípara* e *C. orientale* indicam uma predominância de espécies com o hábito alimentar onívoro no reservatório. Dentro do grupo dos Gymnotiformes, a espécie *Eigenmannia virescens* foi registrada no estudo de Oliveira e Gurgel (1977). Indivíduos desta espécie geram campos elétricos que são responsáveis pela eletrolocalização, eletrocomunicação, sinalização de identidade, estados comportamentais e interações com outros peixes (CRAMPTON, 1998). Essas interações dependentes de descargas elétricas correspondem a uma medida da quantidade de íons dissolvidos na água (CRAMPTON, 1998). Desta forma, o crescente processo de eutrofização que modifica os componentes da água, dentre eles os íons de oxigênio, pH, fósforo, entre outros (GOMES-SILVA *et al.*, 2019), é indicada como potencial causa da extinção local desta espécie no reservatório.

O espaço funcional com base na riqueza das espécies de peixes registrados nos anos de 1977, 1988, 2009 e 2019, mostra uma diminuição ao longo do tempo, indicando assim uma perda de espécies com funções diferenciadas no ecossistema. Variações similares foram observadas em outros estudos que utilizam a abordagem funcional com peixes em ecossistemas de água doce e salgada, mostrando alterações na comunidade causada por distúrbios (BELLWOOD *et al.*, 2006; VILLÉGER *et al.*, 2010; CHENG *et al.*, 2014). Neste estudo as mudanças na diversidade funcional da assembleia foram influenciadas por ações antrópicas, como a introdução de espécies não-nativas (SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2014; RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2017) e a crescente eutrofização (ARAÚJO *et al.*, 2019). Consequentemente essas mudanças contribuíram para homogeneização da ictiofauna, caracterizada por ter atributos semelhantes, com tolerância às mudanças ambientais e/ou condições extremas. Desta forma, características funcionais são utilizadas como uma ferramenta preditiva a respostas ou efeitos no funcionamento das assembleias e a processos biológicos de difícil mensuração tais como a análise em largas escalas temporais e os efeitos diretos das mudanças no ambiente aquático na comunidade de peixes (MOUILLOT *et al.*, 2013; VIOLLE *et al.* 2007).

A variação na estrutura da assembleia de espécies de peixes entre os anos de 2009 e 2019 foi influenciada pela maior biomassa de *O. niloticus* e *P. reticulata* e as novas ocorrências de *Poecilia sphenops*, *Xiphophorus* sp. e *Xiphophorus maculatus* neste último ano. Estas três espécies possuem características funcionais, como o hábito alimentar onívoro, que permitem seu desenvolvimento em ambientes eutrofizados e podem ser responsáveis pelo

declínio em abundância da nativa *P. vivipara*, por possível competição interespecífica (GOMES-SILVA *et al.*, 2019). Estudos pretéritos destacam a capacidade de *P. reticulata* de colonizar habitats degradados, sendo frequentemente associados a ambientes poluídos que apresentam concentrações reduzidas de oxigênio e alta turbidez (CASATTI *et al.*, 2009). Paralelamente Carvalho *et al.* (2019) em um estudo com isótopos estáveis, encontraram como fonte direta de carbono para *P. reticulata* elementos do esgoto do ambiente de ocorrência, indicando um mecanismo importante para explicar a abundância destas espécies em ambiente poluídos por estas fontes.

Temporalmente a assembleia de peixes do reservatório Santo Anastácio foi sujeita a variações ambientais que influenciaram sua composição e conseqüentemente características funcionais das assembleias de peixes. A β -diversidade funcional da assembleia de peixes entre os meses avaliados nos anos de 2009 e 2019 foi diferente. Em 2009 a β -diversidade funcional foi sempre mais alta e constante, com pouca variação ao longo dos meses. Esta constância pode ser explicada pela substituição de espécies de peixes com características funcionais redundantes mantendo a riqueza funcional constante (CHENG *et al.*, 2014). Por outro lado, riqueza funcional pode diminuir com o aumento da riqueza de espécies, por exemplo, quando espécies com características funcionais tolerantes a ambientes impactados são favorecidas. Como ocorreu em 2019, onde houve um crescente aumento de discrepância funcional entre as espécies por aninhamento, indicando uma homogeneização funcional ao longo do tempo.

As análises de fina escala indicaram mudanças nas assembleias de peixes entre os anos 2009 e 2019 com diferença taxonômica e funcional por interferência antrópica, mostrando a eutrofização como um filtro ambiental (CHENG, *et al.*, 2014; BAPTISTA *et al.*, 2015). Resultado semelhante foi encontrado nos trabalhos de Villéger *et al.*, (2010) e Cheng *et al.*, (2014) onde, ocorrem respostas semelhantes aos distúrbios, quando a riqueza de espécies aumenta e a riqueza funcional tende a diminuir, resultantes das características funcionais das espécies e do aumento de pressões do ambiente.

A abordagem funcional utilizada nas análises de fina escala apresenta uma visão mais detalhada das principais características da assembleia de peixes presente nos dois anos avaliados. Em 2009 as espécies foram de maior porte, com maior proporção de nadadeiras peitorais mais altas (PFps) e olhos maiores (Edst), características associadas aos poecilídeos que desde 2009 apresentam sucesso de colonização no reservatório Santo Anastácio. A assembleia de peixes no ano de 2019 é composta principalmente por peixes com os hábitos

alimentares carnívoros (TG.car) e piscívoros (TG.pis) como *Hoplias malabaricus* e *Cichlasoma orientale*. De fato, estas espécies ocorreram em todos os anos de avaliação da ictiofauna no reservatório, destacando a importância de uma abordagem funcional da estrutura da comunidade, pois espécies que são taxonomicamente muito diferentes podem ser funcionalmente semelhantes. Segundo Escobar-Toledo *et al.* (2017) o funcionamento do ecossistema é governado pelas características funcionais de cada um dos indivíduos e sua distribuição, abundância e atividade biológica, como o conjunto de interações dos organismos. Desta forma, os resultados da diversidade funcional em larga e fina escala mostraram as relações entre as mudanças na qualidade da água e na estrutura da assembleia de peixes do reservatório Santo Anastácio através dos atributos funcionais.

5. CONCLUSÃO

O presente estudo indica que distúrbios de caráter antrópico no reservatório Santo Anastácio, relacionados principalmente com a eutrofização e introdução de espécies modificou consideravelmente a assembleia de peixes em aspectos taxonômicos e funcionais. Espécies de Poecilídeos e *Cichlasoma orientale* ocorreram ao longo das quatro décadas de avaliação. A variação na ocorrência de espécies em diferentes períodos de amostragem evidencia os efeitos do filtro ambiental nos traços funcionais com domínio de indicadoras do estado trófico do reservatório. Com o crescente processo de eutrofização foi possível observar a mudança na composição de peixes, diminuição das abundâncias de espécies menos tolerantes às condições decorrentes deste distúrbio e o favorecimento de espécies mais tolerantes condições extremas. Desta forma, reservatórios com influencia de distúrbios antrópicos apresentam perda da diversidade funcional de peixes, com aumento da riqueza e abundância de espécies que possuem traços funcionais similares e uma tendência a homogeneização da assembleia.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1082 p.
- AFFONSO, E. G. Respiratory characteristics of *Hoplosternum littorale* (Siluriformes, Callichthyidae). **Acta Amazonica**, v.31, p. 249–262, 2001.
- ALONSO, M. B.; DE CARVALHO, D. R.; ALVES, C. B. M.; MOREIRA, M. Z.; POMPEU, P. S. Changes in trophic characteristics of two fish species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) in response to aquatic pollution. **Zoologia**, v. 36, p. 1–12, 2019.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 3, 2019.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E., BECKER, H. Estado trófico em reservatório urbano raso: estudo de caso: açude Santo Anastácio, Fortaleza (CE). **Revista AIDIS**, v. 9, n. 2, p. 212-228, 2016.
- ARRATIA, G.; KAPOOR, B. G.; CHARDON, M.; DIOGO, R. Catfishes. **Science Publishers**, Enfield, New Hampshire, 2003.
- BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; NYITRAI, D.; PARDAL, M. A.; DOLBETH, M. Long-term functional changes in an estuarine fish assemblage. *Marine Pollution Bulletin*, v. 97, n. 1–2, p. 125–134, **Elsevier Ltd**, 2015.
- BAŠIĆ, T; COPP, G. H; EDMONDS-BROWN, V. R; KESKIN, E; DAVISON P. I; BRITTON JR. Trophic consequences of an invasive, small-bodied non-native fish, sunbleak *Leucaspisdelineatus*, for native pond fishes. **Biological Invasions**, v. 21, n. 1, p. 261–275, 2019.
- BECKER, A. G.; GONÇALVES, J. F.; GARCIA, I. O. Morphometric parameters comparisons of the digestive tract of four teleosts with different feeding habits. **Ciência Rural**, v.40, p. 862–866, 2010.
- BELLWOOD, D. R.; STREIT, R. P.; BRANDL, S. J.; TEBBETT, S. B. The meaning of the term ‘function’ in ecology: A coral reef perspective. **Functional Ecology**, v. 33, p. 948– 961, 2019.
- BELLWOOD, D. R.; WAINWRIGHT, P. C.; FULTON, C. J.; HOEY, A. S. Functional versatility supports coral reef biodiversity. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 273, p. 101–107, 2006.
- BLANK, T.; BURGGREN, W. Hypoxia-induced developmental plasticity of the gills and air-breathing organ of *Trichopodus trichopterus*. **Journal of Fish Biology**, v. 84, p. 808–826, 2014.

BOYLE, K. S.; HORN, M. H. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. **Marine ecology progress series**, v. 319, p. 65–84, 2006.

BRASIL. Lei Nº 10.463, de 12 de julho de 2018. Dispõe sobre a criação delimitação da Área de Preservação, ajustando-se por arruamentos, limite da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Matinha do Pici e Parque Raquel de Queiroz. **Diário Oficial do Município**, Fortaleza, CE, 12 jul. 2018. Disponível em: <<http://apps.fortaleza.ce.gov.br/diariooficial/download-diario.php?objectId=workspace://SpacesStore/9201e282-ff3c-4dfc-9540-c9e2e1e4e535;1.0&numero=16299>>. Acesso em: 1 dez. 2018.

BRITSKI, H.A., SATO, Y.; ROSA, A. B. S. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: **Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações – CODEVASF**, Divisão de Piscicultura e Pesca. P. 143, 1984.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. Peixes do Pantanal: manual de identificação. 2 ed. rev. **ampl. Brasília**, DF: Embrapa Informação Tecnológica, p. 227, 2007.

CARVALHO, D. R.; FLECKER, A. S.; ALVES, C. B. M.; SPARKS, J. P.; POMPEU, P. S.; Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. **Science of The Total Environment**. v. 681, p. 503–515, 2019.

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

CASTRO, R. M. C.; VARI, R. P. Detritivores of the South American fish family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): A phylogenetic and revisionary study. **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 622, p.190, 2004.

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 semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologia**, v. 39, p. 325-329, 2009.

CHENG, L.; BLANCHET, S.; LOOT, G.; VILLÉGER, S.; ZHANG, T.; LEK, S.; LEK-ANG, S.; LI, Z. Temporal changes in the taxonomic and functional diversity of fish communities in shallow Chinese lakes: the effects of river–lake connections and aquaculture. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, p. 23-34, 2014.

COLIN, N.; VILLÉGER, S.; WILKES, M.; SOSTOA, A.; MACEDA-VEIGA, A. Science of the Total Environment Functional diversity measures revealed impacts of non-native species and habitat degradation on species-poor freshwater fish assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 861–871, 2018.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005). Resolução Conama Nº 357. Disponível em: www.mma.conama.gov.br/CONAMA, Acesso em: 31/10/2019.

- CRAMPTON, W. G. R. Effects of anoxia on the distribution, respiratory strategies and electric signal diversity of gymnotiformfishes. **Journal of fish biology**, v. 53, p. 307-330, 1998.
- DUMAY, O.; TARI, P. S.; TOMASINI, J. A.; MOUILLOT, D. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. **Journal of fish biology**. v. 64, p.970–983. 2004
- ESCOBAR-TOLEDO, F.; ZETINA-REJÓN, M.J.; RAMOS-MIRANDA, J.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. Temporal shifts in functional traits of the fish community in Terminos Lagoon (Mexico) in three periods (1980, 1998 and 2011). **Environmental Biology of Fishes**, v.100, p.1575, 2017.
- FAUSTO-FILHO, J. Aspectos bioecológicos do açude Santo Anastácio do campus do Pici da Universidade Federal do Ceará, **Ciências Agrônômicas**, Fortaleza, v. 19, n.2, p. 79-84, dez. 1988.
- FERNANDES, M. N; RANTIN, F. T. Respiratory responses of *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae) to environmental hypoxia under different thermal conditions. **Journal of Fish Biology**, v. 35, n. 4, p. 509–519. 1989.
- FIGUEIREDO, JR, C. A.; VALENTE JR, A. S. Cultivo de tilápias no Brasil: origens e cenário atual. **SOBER - Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural**. Grupo de Pesquisa: Comercialização, Mercado e Preços, 2008.
- GATZ, A. J. Community organization in fishes as indicated by morphological 56 features. **Ecology**, v. 60, p. 711–718, 1979.
- GOMES-SILVA, G.; PEREIRA, B. B.; LIU, K, et al. Using native and invasive livebearing fishes (Poeciliidae, Teleostei) for the integrated biological assessment of pollution in urban streams. **Science of The Total Environment**. v. 698, p. 134336, 2019.
- GURGEL-LOURENÇO, R. C., RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; ANGELINI, R.; GARCEZ, D. S.; SÁNCHEZ-BOTERO, I. J. On the relation amongst limnological factors and fish abundance in reservoirs at semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n.1, p. 24-38, 2015.
- HOFMANN, G. & TODGHAM, A. Living in the Now: Physiological Mechanisms to Tolerate a Rapidly Changing Environment. **Annual review of physiology**. v. 72, p. 127-45, 2010.
- HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.
- JIANG, X; PAN, B; SONG, Z; XIE, ZHICAI. Do functional traits of chironomid assemblages respond more readily to eutrophication than taxonomic composition in Chinese floodplain lakes?. **Ecological Indicators**, v.103, p. 355-362, 2019.

- JOHANN, A. S. T.; MANGOLIN, L.P., SANCHES, P. V. *et al.* Urbanized Tributary Causes Loss of Biodiversity in a Neotropical River Segment. **Water Air Soil Pollution**. v. 230, p. 118, 2019.
- KULLANDER, S. O. A revision of the South American cichlid genus *Cichlasoma* (Teleostei: Cichlidae). **Stockholm. Swedish Museum of Natural History**, p.296, 1983.
- LAMOTHE, K. A.; ALOFS, K. M.; CHU, C. Evaluating functional diversity conservation for freshwater fishes resulting from terrestrial protected areas. **Freshwater Biology**. v. 64, p. 2057– 2070, 2019.
- LAWAL, M. O.; EDOKPAYI, C. A.; OSIBONA, A. O. Food and feeding habits of the guppy, *Poeciliareticulata*, from drainage canal systems in Lagos, Southwestern Nigeria. **West African Journal of Applied Ecology**, v. 20, v. 2, p.1– 9. 2012.
- LE MOAL, M.; GASCUEL-ODOUX C.; MÉNESGUEN A.; SOUCHON Y, ÉTRILLARD C.; LEVAIN, et al. A Eutrophication: a new wine in an old bottle?. **Science of The Total Environment**. v. 651, p. 1-11, 2019.
- LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; VILLÉGER, S.; WILLIAMS, S. E.; BARALOTO, C; FORTUNEL, C.; MENDONÇA, F. P.; MOUILLOT, D. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblage. **Proceedings of the Royal Society**. v. 283, p. 1-9, 2016.
- LEVIS, C.; RAMOS, T. P. A.; LIMA, S. M. Q.; A Disputa Desigual entre Peixes Nativos e Exóticos do Semiárido. **EDUFURN**, Natal, p. 76, 2013.
- LIMA-NETO, *et al.* Parecer técnico da ARIE da Matinha do Pici. **Calameo**, Fortaleza, p. 1-14, 2011. Disponível em: <https://pt.calameo.com/read/00249400747b292308d45>>. Acessoem: 01 dez. 2018.
- LOW, B.W; LIM, K. K. P. Gouramies of the genus *Trichopodus* in Singapore (Actinopterygii: Perciformes: Osphronemidae). **Nature in Singapore**, v.5, p.83–93, 2012.
- McDOWALL, R. M. Further feral poeciliid fish in New Zealand fresh waters, with a key to species. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 33, p. 673-682, 1999.
- MÉRONA, B.; RANKIN-DE-MÉRONA, J. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 2, p. 75-84. 2004.
- MONTENEGRO, L. A.; DAMASCENO, D. N. F.; ALMEIDA, R. G.; CHELLAPPA, S. Biologia alimentar do mussum, *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1795) (Osteichthyes: Synbranchidae) no açude Marechal Dutra localizado no semiárido brasileiro. **Biota Amazônia**, v. 1, n. 2, p. 52-60, 2011.
- MORAIS, R. A.; FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R. Spatial patterns of fish standing biomass across Brazilian reefs. **Journal of Fish Biology**. v. 9, n. 6, p.1642–1667, 2017.

- MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; BELLWOOD, D. R. A. Functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 167–177, 2013.
- NILIN, J.; CASTRO, C. B de; PIMENTEL, M. F.; FRANKLIN-JÚNIOR, W.; MATOS, .F.G.; LOTUFO, T.M.C.; COSTA-LOTUFO, L.V. Water toxicity assessment of the Ceará River Estuary (Brazil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 2, p. 107-113. 2007.
- OLIVEIRA, M. A.; GURGEL, J. J. S. Exame biológico pesqueiro do Açude “Santo Anastácio”, FORTALEZA, CEARÁ, BRASIL. **Ciências Agronômicas**, Fortaleza, v. 7, n. 1-2, p. 135-141, 1977.
- OYAKAWA, O. T.; MATTOX, G. M. T. Revision of the Neotropical trahiras of the *Hoplias lacerdaes* species-group (Ostariophysi: Characiformes: Erythrinidae) with descriptions of two new species. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 2, p. 117-140, 2009.
- PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E. Effect of artificial circulation on the removal kinetics of cyanobacteria in a hyper-eutrophic shallow lake. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 12, 2017.
- QUIMBAYO, J. P.; DIAS, M. S.; KULBICKI, M.; MENDES, T. C.; LAMB, R. W.; JOHNSON, A. F.; ABURTO-OROPEZA, O.; ALVARADO, J. J.; BOCOS, A. A., FERREIRA, C. E. L., GARCIA, E.; LUIZ, O. J.; MASCAREÑAS-OSORIO, I.; PINHEIRO, H. T., RODRIGUEZ-ZARAGOZA, F.; SALAS, E.; ZAPATA, F. A.; FLOETER, S. R. Determinants of reef fish assemblages in tropical oceanic islands. **Ecography**, p. 10–11. 2018.
- 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/>.
- REIS, R. E. Anatomy and phylogenetic analysis of the neotropical callichthyid catfishes (Ostariophysi, Siluriformes), **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 124, n. 2, p. 105–168, 1998.
- RIBEIRO, D. C.; CHAGAS, J. M. A.; THEREZA, M. R.; LANGEANI, F. Checklist and key for the identification of fish fauna of the Uberaba River, Upper Paraná River system, Brazil. **ZooKeys**, v. 875, p. 129-155, 2019.
- RODRIGUES-FILHO, C. A. S.; GURGEL-LOURENÇO, R. C.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. First report of the alien species *Trichopodus trichopterus* (Pallas, 1770) in the state of Ceará, Brazil. **Brazilian Journal Of Biology**, Fortaleza, v. 78, n. 2, p.394-395, 2017.
- ROVIRA, D. P. T.; GOMES, M. P.; LONGO, G. O. Underwater valley at the continental shelf structures benthic and fish assemblages of biogenic reefs, Estuarine, Coastal and Shelf. **Science**, v. 224, p. 245-252, 2019.

- SANCHEZ, J. L.; BRACKEN-GRISSOM, H. D.; TREXLER, J. C. Freshwater-to-marine transitions may explain the evolution of herbivory in the subgenus *Mollienesia* (genus *Poecilia*, mollies and guppies). **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 127, n. 4, p. 742–761, 2019.
- SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; REIS V. S.; CHAVES, D. N.; GARCEZ, D. S. Fish assemblage of the Santo Anastácio reservoir (Ceará State, Brazil). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 40, p. 1-15, 2014.
- SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL F.; ARGILLIER, C.A. User's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80, p. 469– 484, 2010.
- SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. "NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis", **Nature methods**, v. 9, n.7, p. 671-675, 2012.
- SIBBING, F. A, NAGELKERKE, L. A. J. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. **Fish Biology and Fisheries**. 10, 393–437, 2001.
- SILVA, J. W. B. Tilápias: Biologia e Cultivo – evolução, situação atual e perspectivas da tilapicultura no Nordeste brasileiro. Fortaleza: **Edições UFC**, p.326. 2009.
- SILVA, M.J.; FIGUEIREDO, B.S.; RAMOS, R. T. C.; MEDEIROS, E. S. F. Food resources used by three species of fish in the semi-arid region of Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.8, n.4, p.825-833, 2010.
- TATE, M. R. E; WHITE, S. J. Portugal Life in a bubble: the role of the labyrinth organ in determining territory, mating and aggressive behaviours in anabantoids, **Journal of Fish Biology**, v. 91, n.3, p. 723-749, 2017.
- TENCATT, L. F. C.; SANTOS, B. F.; BICHUETTE, M. E. First report of armored catfishes *Callichthyinae* Bonaparte, 1838 (Siluriformes: *Callichthyidae*) in the subterranean domain of northern and northeastern Brazil. **CheckList**, v. 13, n. 4, 297-303, 2017.
- TRAN, T. N. Q.; JACKSON, M. C.; SHEATH, D.; VERREYCKEN, H.; BRITTON, J. R. Patterns of trophic niche divergence between invasive and native fishes in wild communities are predictable from mesocosm studies. **Journal of Animal Ecology**. v. 84, p. 1071–1080, 2015.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, M. T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. p. 63. 2008.
- VAL, A. L; SILVA, M. N. P; Almeida-Val, V. M. F. Hypoxia adaptation in fish of the Amazon: a never-ending task. **South African Journal of Zoology**, v. 33, n. 2, p.107-114, 1998.
- VILLÉGER, S.; BROSSE, S. Measuring changes in taxonomic dissimilarity following species introductions and extirpations. **Ecological Indicators**. v. 18, p. 552-558, 2012.

VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783-801, 2017.

VILLÉGER, S.; MASON, N.; MOUILLOT, D.; New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**. v. 89, p. 2290-2301, 2008

VILLEGGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNANDEZ, D. F, MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**. v.20, p.1512–1522, 2010.

VILLÉGER, S.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography**. v. 22, p.671-681, 2013.

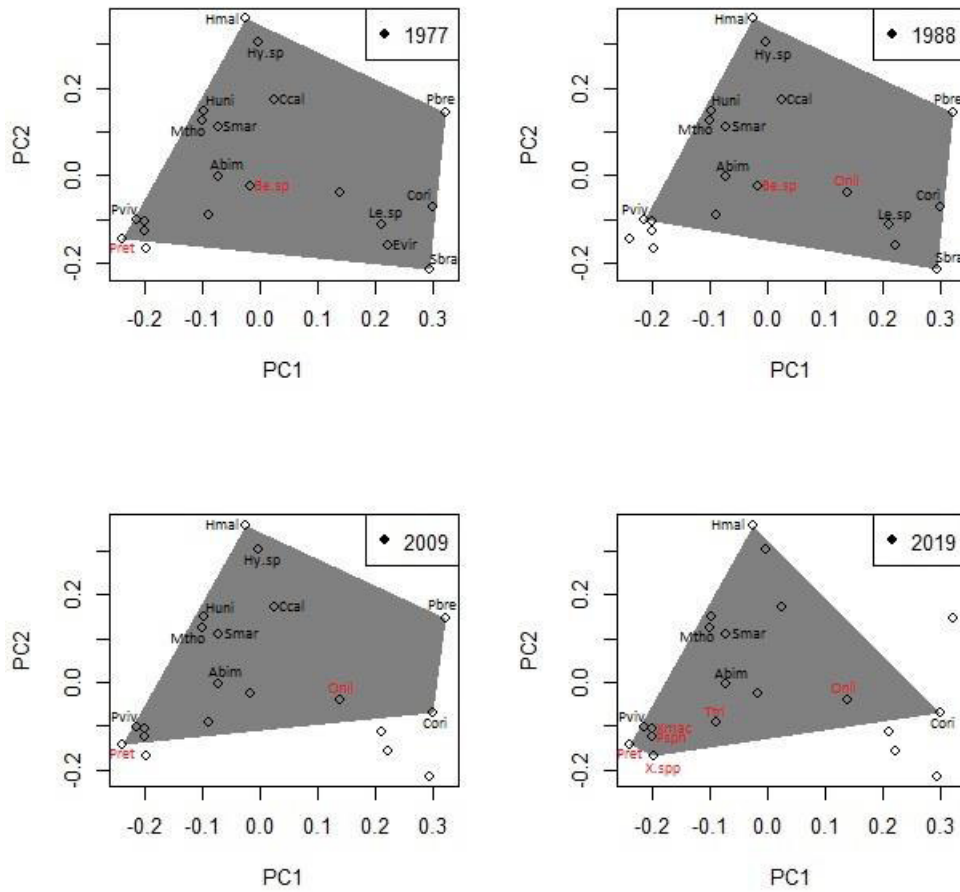
VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C, HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.

WANTZEN, K. M.; MACHADO, F. D.; VOSS, M.; BORISS,H.; JUNK, W. J. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, **Brazil Aquatic Sciences**, v. 64, p.239 – 251, 2002.

WINEMILLER, K. O. Development of Dermal Lip Protuberances for Aquatic Surface Respiration in South American Characid Fishes. **Copeia**, v.2, p. 382, 1989.

WOOD, S. C.; WEBER, R. E.; POWERS, D. A. Propriedades respiratórias do sangue e soluções de hemoglobina da piranha. **Acta Amazônica**, Manaus , v. 8, n. 4, supl. 1, p. 219-226, dez. 1978 .

APÊNDICE A – Riqueza funcional da assembleia de peixes nos anos de 1977, 1988, 2009 e 2019 levando em conta o cenário de inclusão de espécies nativas, registradas apenas posteriormente.



Fonte: elaborada pelos autores.

APÊNDICE B – ESPÉCIES REGISTRADAS NO RESERVATÓRIO SANTO ANASTÁCIO DE 2009 A 2019 E NUMEROS DE TOMBO FORNECIDO PELAS COLEÇÕES DAS UNIVERSIDADES FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE (UFRN) E FEDERAL DA PARAÍBA (UFPB).

N° de Tombo	Família	Espécie
UFRN1848	ERYTRINIDAE	<i>Hoplias malabaricus</i>
UFRN1849	CHARACIDAE	<i>Astyanax bimaculatus</i>
UFRN1850	PROCHILODONTIDAE	<i>Prochilodus brevis</i>
UFRN1851	CALLICHTHYIDAE	<i>Hoplosternum littorale</i>
UFRN1852	LORICARIIDAE	<i>Hypostomus johnii</i>
UFRN1854	POECILIIDAE	<i>Poecilia reticulata</i>
UFRN1855	CICHLIDAE	<i>Cichlasoma orientale</i>
UFRN1856	CICHLIDAE	<i>Oreochromis niloticus</i>
UFRN3828	OSPHRONEMIDAE	<i>Trichopodus trichopterus</i>
UFPB11873	CICHLIDAE	<i>Cichlasoma orientale</i>
UFPB11874	CALLICHTHYIDAE	<i>Megalechis thoracata</i>
UFPB11875	POECILIIDAE	<i>Xiphophorus</i> sp.
UFPB11877	POECILIIDAE	<i>Xiphophorus maculatus</i>
UFPB11878	POECILIIDAE	<i>Poecilia sphenops</i>
UFPB11879	POECILIIDAE	<i>Poecilia vivipara</i>
UFRN1874	CALLICHTHYIDAE	<i>Callichthys callichtys</i>