



**UEPB**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**

**CAMPUS I**

**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**

**DEPARTAMENTO BIOLOGIA**

**CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**KLISMAN JOSÉ SANTOS DANTAS**

**DIVERSIDADE BETA DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS EM UM  
PERÍODO DE SECA PROLONGADA**

**CAMPINA GRANDE  
2021**

KLISMAN JOSÉ SANTOS DANTAS

**DIVERSIDADE BETA DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS EM UM  
PERÍODO DE SECA PROLONGADA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharelado em Ciências Biológicas.

**Área de concentração:** Ecologia e Limnologia.

**Orientador:** Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

**Coorientador:** Msc. Gustavo Correia de Moura

**CAMPINA GRANDE  
2021**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

D192d Dantas, Kisman José Santos.  
Diversidade beta de peixes em reservatórios semiáridos em um período de seca prolongada [manuscrito] / Kisman Jose Santos Dantas. - 2021.  
34 p. : il. colorido.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2021.

"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa ,  
Coordenação de Curso de Biologia - CCBS."

1. Mudanças climáticas. 2. Reservatórios. 3. Peixes. 4.  
Ecologia aquática. I. Título

21. ed. CDD 577.6

KLISMAN JOSÉ SANTOS DANTAS

DIVERSIDADE BETA DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS EM UM  
PERÍODO DE SECA PROLONGADA

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Curso de Licenciatura em  
Ciências Biológicas da Universidade  
Estadual da Paraíba, como requisito  
parcial à obtenção do título de  
Bacharelado em Ciências Biológicas.

**Área de concentração:** Ecologia e  
Limnologia.

Aprovado em: 18/10/2021.

**BANCA EXAMINADORA**



---

Prof. Dr. José Etham, De Lucena Barbosa (Orientador)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



---

Prof. Dra. Joseline Molozzi  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



---

Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

A minha mãe Marinilza, por todo o esforço, trabalho e dedicação para a concretização desse sonho, DEDICO.

*“Ainda que eu andasse pelo vale da sombra da morte, não temeria mal algum, porque tu estás comigo; a tua vara e o teu cajado me consolam.*

*Certamente que a bondade e a misericórdia me seguirão todos os dias da minha vida; e habitarei na casa do Senhor por longos dias”.*

*(Salmos 23:4-6)*

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Localização dos reservatórios Mucutú (A), Poções (B), Camalaú (C), Boqueirão (D) e Acauã (E) na bacia do Rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil. ....	12
Figura 2 –	Volume (%), precipitação (mm) e média histórica de precipitação (mm) nos reservatórios Mucutú (A), Poções (B), Camalaú (C), Boqueirão (D) e Acauã (E) ao longo de 2012 a 2017, Paraíba, Brasil. A média histórica de precipitação abrangeu o período de 1994 a 2017. (Fonte: AESA, 2021). As linhas vermelhas representam o período de amostragem. A área em vermelho representa o período amostral.....	15
Figura 3-	Heterogeneidade ambiental entre os reservatórios Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã, bacia do Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil, ao longo de julho (A), setembro (B) e novembro (C) de 2016 e fevereiro de 2017 (D).....	20
Figura 4-	Análise de componentes principais (PCA) das variáveis físicas e químicas dos Reservatórios Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã, bacia do Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil. Transp: Transparência; N.NO <sub>2</sub> : Nitrato, N.NH <sub>4</sub> : amônia; SRP: fósforo reativo solúvel; Temp: temperatura da água; Precip: precipitação; Cloro.a: clorofila-a; CE: condutividade elétrica; TDS: sólidos totais dissolvidos; Sal: salinidade; OD: Oxigênio dissolvido.....	20
Figura 5-	$\beta$ -Diversidade entre os reservatórios Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã ao longo dos meses julho, setembro e novembro de 2016 e fevereiro de 2017. A soma da substituição e diferença de riqueza corresponde a $\beta$ -diversidade total.....	21
Figura 6-	Contribuições locais para a diversidade beta (LCDB) ao longo dos meses de julho (A), setembro (B) e novembro (C) de 2016 e fevereiro (D) de 2017. O mapa representa a bacia do Rio Paraíba do Norte e os reservatórios (Muc) Mucutú, (Poç) Poções, (Cam) Camalaú, (Boq) Boqueirão e (Aca) Acauã.....	21

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Município, localização na bacia do Rio Paraíba do Norte, latitude, longitude, área e capacidade máxima dos reservatórios Poções, Camalaú, Boqueirão, Acauã e Mucutú, Paraíba-Brasil.....	12
Tabela 2 – Matriz de presença e ausência refletindo a riqueza de espécies nos reservatórios Poções, Camalaú, Boqueirão, Acauã e Mucutú localizados na bacia do rio Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil, em julho, setembro e novembro de 2016 e fevereiro de 2017.....	16

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	12
2.1	<i>Descrição da área de estudo</i> .....	12
2.2	<i>Delineamento amostral</i> .....	13
2.3	<i>Comunidade de peixes</i> .....	13
2.4	<i>Variáveis físicas e químicas</i> .....	14
2.5	<i>Análise de dados</i> .....	14
2.5.1	<i>Diversidade beta</i> .....	14
2.5.2	<i>Heterogeneidade ambiental</i> .....	14
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	16
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	22
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	24
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	25

## **DIVERSIDADE BETA DE PEIXES EM RESERVATÓRIOS SEMIÁRIDOS EM UM PERÍODO DE SECA PROLONGADA**

### **BETA DIVERSITY FISH IN SEMI-ARID RESERVOIRS IN A PROLONGED DRYING PERIOD**

Klisman José Santos Dantas\*

#### **RESUMO**

O aumento da temperatura global conjuntamente com as mudanças climáticas leva a maiores ocorrências de eventos extremos como secas e inundações, por tanto, detectar os seus impactos nas comunidades biológicas é um foco importante da ecologia e conservação. O fenômeno da seca prolongada promove a redução do volume hídrico e a desconectividade em reservatórios do semiárido. Além disso, este fenômeno promove efeitos diretos nos peixes a exemplo da reorganização espacial destes indivíduos, impedimento da migração e efeitos na tolerância fisiológica ocasionando em uma comunidade e características ambientais heterogêneas. Mudanças na comunidade de peixes podem ser detectadas através da análise da beta diversidade uma vez que, esta análise permite além de observar diferenças na comunidade entre locais, analisar o padrão de distribuição das espécies e o impacto de estressores ambientais como a seca. Diante do exposto, esse trabalho objetiva analisar os padrões da beta diversidade de peixes em reservatórios do semiárido em um período de seca prolongada. Nossas hipóteses são que (i) em período de seca prolongada a diversidade beta dos peixes é alta devido a alta heterogeneidade ambiental entre os reservatórios; II) a diferença de riqueza seja o componente que melhor explique os padrões da  $\beta$ -diversidade da comunidade de peixes, haja vista que o cenário do isolamento no período de seca em que esses reservatórios se encontram, pode ocasionar na perda de espécies. O estudo foi realizado nos reservatórios Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã na bacia do rio Paraíba do Norte/Paraíba/Brasil. O período amostral compreendeu os meses julho, setembro e novembro de 2016 e fevereiro de 2017. Os peixes foram coletados utilizando redes de espera de diferentes tamanhos ao longo de 3 pontos em cada reservatório. Variáveis físicas e químicas foram coletadas nos mesmos pontos em 3 profundidades. Essas variáveis foram resumidas em uma única variável chamada heterogeneidade ambiental. Houve aumento da diversidade beta entre os reservatórios ao longo do período amostral, bem como, a inversão da contribuição dos componentes da diversidade beta uma vez que, antes de fevereiro de 2017 a substituição explicou melhor a diversidade beta dos peixes e em fevereiro de 2017 a diferença de riqueza teve maior explicabilidade. Além disso, os reservatórios apresentaram condições homogêneas. Porém, houve segregação clara entre Mucutú e os demais reservatórios significativamente testados, todavia, este padrão não foi suficiente para induzir heterogeneidade ambiental entre os reservatórios. Por tanto, nossos resultados evidenciam a necessidade da implementação de planos de conservação e manejo em todos os sistemas sobretudo em Camalaú. Além disso,

---

\* Aluno de graduação em Ciências Biológicas-Licenciatura na Universidade Estadual da Paraíba-UEPB, Campus I, Campina Grande – PB.  
Email: klismanj51@gmail.com

podem servir como predição dos impactos das secas em reservatórios de sistemas temperados susceptíveis à redução de volume hídrico frente as mudanças climáticas globais.

**Palavras-chave:** Mudanças climáticas. Reservatórios. Substituição. Diferença de riqueza.

### **ABSTRACT**

The increase in global temperature together with climate change leads to greater occurrences of extreme events such as droughts and floods, therefore, detecting their impacts on biological communities is an important focus of ecology and conservation. The phenomenon of prolonged drought promotes a reduction in water volume and disconnection in semi-arid reservoirs. In addition, this phenomenon promotes direct effects on fish such as the spatial reorganization of these individuals, migration impediment and effects on physiological tolerance causing a community and heterogeneous environmental characteristics. Changes in the fish community can be detected through beta diversity analysis, since this analysis allows, in addition to observing community differences between locations, to analyze the distribution pattern of species and the impact of environmental stressors such as drought. Given the above, this work aims to analyze the patterns of beta diversity of fish in semiarid reservoirs in a period of prolonged drought. Our hypotheses are that (i) in a period of prolonged drought, the beta diversity of fish is high due to the high environmental heterogeneity among the reservoirs; (ii) the difference in richness is the component that best explains the patterns of  $\beta$ -diversity of the fish community, given that the isolation scenario in the dry period in which these reservoirs are found, can lead to the loss of species. The study was carried out in the Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão and Acauã reservoirs in the Paraíba do Norte/Paraíba/Brazil river basin. The sampling period comprised the months of July, September and November 2016 and February 2017. The fish were collected using gill nets of different sizes along 3 points in each reservoir. Physical and chemical variables were collected at the same points at 3 depths. These variables were summarized in a single variable called environmental heterogeneity. There was an increase in the beta diversity between the reservoirs over the sampling period, as well as the inversion of the contribution of the beta diversity components since, before February 2017, the replacement better explained the beta diversity of fish and in February 2017 the wealth difference was more explainable. Furthermore, the reservoirs presented homogeneous conditions. However, there was clear segregation between Mucutú and the other reservoirs significantly tested, however, this pattern was not sufficient to induce environmental heterogeneity between the reservoirs. Therefore, our results show the need to implement conservation and management plans in all systems, especially in Camalaú. In addition, they can serve as a prediction of the impacts of droughts on reservoirs in temperate systems susceptible to a reduction in water volume due to global climate change.

**Keywords:** Climate changes. Reservoirs. Replacement. Richness difference.

## 1 INTRODUÇÃO

Diante do processo de intensificação das mudanças climáticas, é esperado que até o final do século XXI haja o aumento de 1,5° a 2° C na temperatura global (IPCC, 2018). Este cenário promove mudanças no regime hidrológico que favorece a ocorrência e intensificação de eventos extremos como secas e inundações, que geram ameaças a todos os ecossistemas principalmente os de água doce bem como ao desenvolvimento humano (JEPSEN et al., 2010; HUANG et al., 2021; TSANG et al., 2021). Dentre os impactos promovidos por estes eventos estão as mudanças no padrão de dispersão, impactos na tolerância fisiológica, mudanças na qualidade dos habitats e aumento no estado trófico (JÚNIOR et al., 2018; HENRIKSEN et al., 2021; PAWLUK et al., 2021; WEIGAND et al., 2021; ZHU et al., 2021). Por tanto, como este cenário favorece perdas na biodiversidade, identificar como as comunidades biológicas se comportam diante destes eventos extremos é um foco importante da ecologia e conservação (NYOBER et al., 2019).

As regiões áridas e semiáridas globais são caracterizadas por possuírem altas temperaturas com variabilidade climática interanual e intra-anual, possuindo níveis de precipitações entre 200 e 500 mm, altas taxas de evapotranspiração em detrimento dos altos níveis de insolação (WALSH & LAWLER, 1981; SIVAKUMAR et al., 2005; THOMAS, 2011; MARENGO et al., 2016). Por isso, essas regiões são bastante marcadas pelas estações de seca prolongada (MEDEIROS et al., 2015). Além disso, estas estações secas são favorecidas pela inserção dessas regiões em baixas latitudes devido a alta incidência térmica, indicando que, essas regiões venham a sofrer ainda mais com este fenômeno pela intensificação das mudanças no clima (MEDEIROS et al., 2015; JOVEM-AZEVEDO et al., 2019). Nesses períodos, os reservatórios são submetidos a redução do volume hídrico (FADDA et al.,; FIGUEIREDO & BECKER, 2018) bem como a secagem dos córregos de rios que conectam esses reservatórios, submetendo-os a desconectividade entre eles.

O isolamento dos reservatórios observado nos períodos secos gera limitações à dispersão, ocasionando em características ambientais e comunidades biológicas mais heterogêneas, haja vista que, a conectividade é importante para o compartilhamento de espécies, recursos e nutrientes (FERNANDES et al., 2014; EROS et al., 2016; BRASIL et al., 2020). Aliado a isso, os reservatórios podem apresentar comportamentos individuais acarretando em diferenças entre eles (MELO LINS ET AL., 2017; BRASIL ET AL. 2020). Nesse sentido, se tratando da comunidade de peixes onde a dispersão é um fator chave para o seu ciclo de vida, esta pode ser reestruturada mediante a essa realidade (PALHETA et al., 2011; PENHA et al., 2017).

Uma forma de avaliar essa reestruturação da comunidade de peixes bem como, os impactos que a seca pode causar na comunidade, é a utilização da  $\beta$ -diversidade, uma vez que, esse índice possibilita observar diferenças na comunidade entre locais, padrões de distribuição das espécies, efeitos de estressores na comunidade, bem como, a influência do gradiente espaço-temporal na comunidade (BENONE et al., 2018; BORGES et al., 2020; EROS et al., 2020). Além disso, a utilização deste índice permite de maneira concisa, evidenciar os ambientes com maiores necessidades conservacionistas (MEDEIROS et al., 2015; MEDEIROS et al., 2020).

Por tanto, a  $\beta$ -diversidade é entendida como sendo as dissimilaridades observadas entre ambientes que, conjuntamente com a diversidade  $\alpha$  (i.e. diversidade local do ambiente) constitui a diversidade  $\gamma$  (i. e. diversidade regional)

(WHITTAKER, 1960). Além disso, a  $\beta$ -diversidade pode ser decomposta nos componentes de replacement (substituição) que mostra a capacidade rotacional das espécies em seu habitat, e richness difference (diferença de riqueza) que pode ser definida como sendo parte do aninhamento uma vez que, pode amostrar um subconjunto de espécies de um local mais rico (PODANI & SCHMERA, 2011; LEGENDRE, 2014; SCHMERA et al., 2020). As contribuições de cada componente da  $\beta$ -diversidade podem estar associadas a aspectos ecológicos importantes como a tolerância fisiológica e amplitude de nicho que respondem as variações ambientais (MEDEIROS et al., 2020).

Mensurar a  $\beta$ -diversidade da comunidade de peixes de reservatórios do semiárido é de extrema importância uma vez que, esta comunidade é caracterizada por possuir alto endemismo, porém, baixa riqueza, reflexo dos impactos que a construção de reservatórios causa nessas comunidades (MOL, 2007; RAMOS et al., 2014; AGOSTINHO et al., 2015; COSTA et al., 2017; RAMOS et al., 2018). Nessas regiões a ictiofauna é resultado dos processos evolutivos que ocorrem frente filtragem ambiental que é imposta pelas condições climáticas, variações nos ciclos hidrológicos e processos antrópicos (CHELAPPA et al., 2009; NASCIMENTO et al., 2014). Portanto, conhecer os padrões da  $\beta$ -diversidade dos peixes e os mecanismos intrínsecos a sua estruturação, é primordial para o fornecimento de informações acerca da dinâmica das espécies (FERNANDES et al., 2014; BORGES et al., 2020).

Com isso, estudos que tem por objetivo avaliar os impactos de fenômenos como a seca na  $\beta$ -diversidade de peixes se fazem extremamente necessários para a elaboração de planos de conservação e manejo para as espécies de peixes bem como, auxiliar na operacionalidade dos ecossistemas de água doce sobretudo os de interiores continentais, pela forte ameaça a disponibilidade hídrica e perda de biodiversidade, frente a intensificação do aumento da temperatura global (JEPPSEN et al., 2010; NYOBER et al., 2019; HUANG et al.; TSANG et al., 2021). Além disso, as informações acerca desses impactos na  $\beta$ -diversidade de peixes de reservatórios ainda são limitadas, haja vista o baixo número de estudos desenvolvidos, sobretudo, na região semiárida.

Vale ressaltar que, em escala global, as regiões frias e temperadas, já estão enfrentando aquecimentos mais rápidos e intensos comparado aos trópicos, representando um problema ecológico em grande escala para os peixes por que as espécies desses ambientes não toleram oscilações na temperatura (ZHU et al., 2020). Estudos recentes já mostram o aquecimento global já está levando a migração de peixes marinhos dos trópicos em relação aos polos (PAWLUK et al., 2021) todavia, como os reservatórios não possuem conexão direta com os ambientes marinhos, a fauna de peixes presente neles sofrem maiores ameaças de extinção perante a esse aquecimento (NYOBER et al., 2019). Aliado a isso, os reservatórios das regiões frias e temperadas não enfrentam condições de seca prolongada, nesse sentido, trabalhos realizados em reservatórios semiáridos tropicais em períodos secos podem servir como modelo para o entendimento de como a comunidade de peixes é modelada diante desse evento extremo (BALDWIN et al., 2008). Portanto, além de contribuir para a lacuna existente referente a beta diversidade de peixes em reservatórios semiáridos ao longo de períodos de seca prolongada, este estudo contribui para as informações acerca das implicações das mudanças climáticas na comunidade.

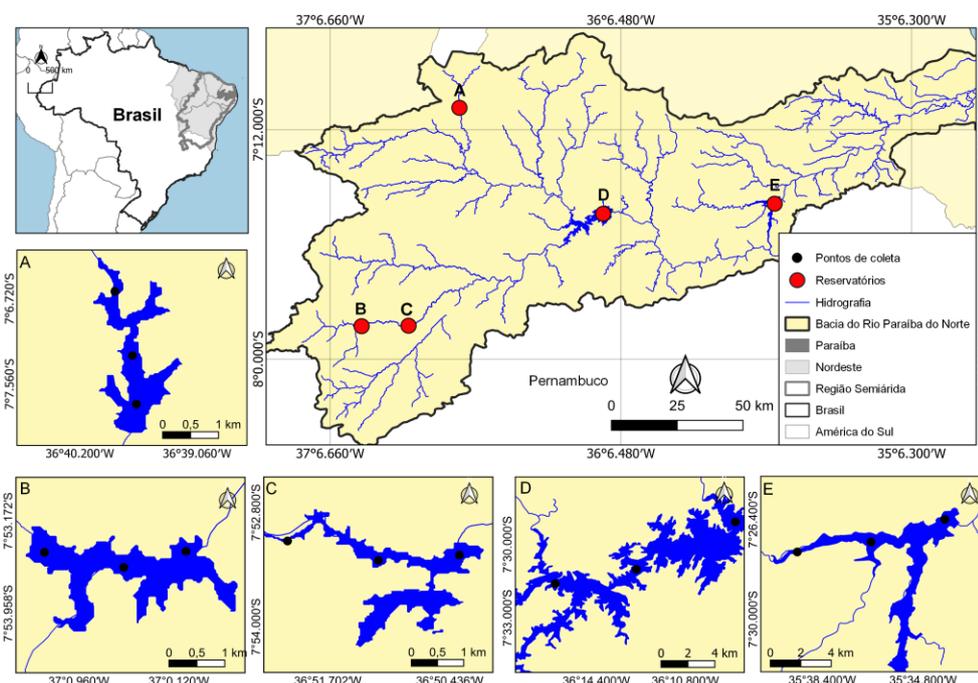
Diante do exposto, esse trabalho objetiva analisar os padrões da beta diversidade de peixes em reservatórios do semiárido em um período de seca prolongada. Nossas hipóteses são que (i) em período de seca prolongada a

diversidade beta dos peixes é alta devido a alta heterogeneidade ambiental entre os reservatórios; II) a diferença de riqueza seja o componente que melhor explique os padrões da  $\beta$ -diversidade da comunidade de peixes, haja vista que o cenário do isolamento no período de seca em que esses reservatórios se encontram, pode ocasionar na perda de espécies.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado nos reservatórios Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão (também denominado Epitácio Pessoa) e Acauã (também denominado Argemiro de Figueiredo) que estão inseridos na bacia do Rio Paraíba do Norte ( $6^{\circ}51'31''$  e  $8^{\circ}26'21''$ ;  $34^{\circ}48'35''$  e  $37^{\circ}02'15''$ ), estado da Paraíba, Brasil (Figura 1; Tabela 1). Essa bacia possui uma área de 20.071,83 km<sup>2</sup>, corresponde a 32% da área no estado da Paraíba. É a segunda maior bacia hidrográfica do estado, beneficiando 52% da população total, cerca de 1.828.178 habitantes (AZÊVEDO et al. 2014; AESA 2021). Os reservatórios inseridos na bacia do Rio Paraíba, incluindo os avaliados no presente estudo, são utilizados para abastecimento público, atividades de pesca, dessedentação animal, irrigação e lazer (AESA 2021).



**Figura 1:** Localização dos reservatórios Mucutú (A), Poções (B), Camalaú (C), Boqueirão (D) e Acauã (E) na bacia do Rio Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil.

**Tabela 1:** Município, localização na bacia do Rio Paraíba do Norte, latitude, longitude, área e capacidade máxima dos reservatórios Poções, Camalaú, Boqueirão, Acauã e Mucutú, Paraíba-Brasil.

Reservatórios	Município	Latitude (S)	Longitude (W)	Área (km <sup>2</sup> )	Capacidade máxima (m <sup>3</sup> )	Profundidade máxima (m)
Mucutú	Juazeirinho	7°10'38"	36°65'38"	1,55	25.370.000	-
Poções	Monteiro	7°53'45"	37°0'50"	1,90	29.861.562	16,70

Camalaú	Camalaú	7°53'5.60"	36°50'20.50"	1,94	46.440.000	27,40
Boqueirão	Boqueirão	7°28'9"	36°8'2"	48,44	411.686.287	43,90
Acauã	Itatuba	7°36'51"	35°40'31"	18,76	253.142.247	40,00

O clima da bacia do Rio Paraíba do Norte de acordo com Koppen-Geiger é predominantemente do tipo BSh (semiárido quente) (88,3% do território da bacia), com menor representação do clima tipo As' (tropical com verão seco) (ALVARES et al. 2013). Os reservatórios avaliados no presente estudo estão localizados na parte semiárida da bacia (Figura 1). A temperatura do ar varia entre 19 e 30°C e a precipitação média anual é de 600 mm (AES A 2021). O período seco ocorre entre agosto a janeiro e o período chuvoso entre fevereiro e julho (LUCENA-BARBOSA et al., 2021). Os rios são intermitentes em condições naturais nessa região, os quais reduzem ou secam completamente nos períodos de seca resultando na desconectividade hídrica entre os reservatórios da bacia (ARAÚJO et al. 2019; BARBOSA et al. 2021). No entanto, esse ciclo sazonal foi interrompido entre 2012 e 2017 devido a uma seca prolongada que acometeu a região semiárida, o qual foi considerado o período de seca mais severa dos últimos 50 anos resultando no colapso hídrico de vários rios e reservatórios da região (MARENGO et al. 2016; BARBOSA et al. 2021). Nesse período de seca prolongada, os reservatórios estudados mostraram redução significativa no volume hídrico (Figura 2).

## 2.2 Delineamento amostral

As amostragens foram realizadas trimestralmente entre os meses de julho de 2016 e fevereiro de 2017. A comunidade de peixes foi amostrada em três locais nos reservatórios: local 1, no local de entrada do rio Paraíba do Norte; local 2, entre o local de entrada do rio e o barramento; e local 3, no barramento (Figura 1). A amostragem das variáveis físicas e químicas da água para avaliação da heterogeneidade ambiental foi realizada nos mesmos meses e locais dos peixes. No entanto, adicionalmente, em cada local do reservatório essas variáveis foram mensuradas em três profundidades: sub-superfície (0,5 m), profundidade limite da zona eufótica (1% de luz) e fundo. Essas amostras foram obtidas utilizando garrafa van Dorn e o disco de Secchi foi utilizado para determinar a profundidade do limite da zona eufótica com base na transparência da água, seguindo Esteves (2011).

A amostragem em diferentes locais e profundidades foi realizada para capturar ao máximo da heterogeneidade ambiental e diversidade de peixes dos reservatórios e os dados foram utilizados em nosso estudo para inferir a média aritmética e desvio padrão por reservatório de cada mês amostrado.

## 2.3 Comunidade de peixes

A amostragem da comunidade de peixes foi realizada a partir do uso de redes de espera (7 a 12 cm de abertura de malha), as quais foram colocadas na superfície de cada sistema das 18h a 6h, totalizando um período de 12h de exposição. Os peixes amostrados foram anestesiados e sacrificados a partir do uso da solução de Eugenol a 4%. A identificação das espécies foi realizada utilizando literatura especializada (Britsk et al., 1999; Ramos, 2012; Ramos et al., 2018).

## 2.4 Variáveis físicas e químicas

A sonda multiparamétrica HORIBA U-50 foi utilizada para mensurar as seguintes variáveis *in situ*: pH, temperatura da água (°C), condutividade elétrica (mS cm<sup>-1</sup>), oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos (g L<sup>-1</sup>) e oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>). O disco de Secchi foi utilizado para mensurar a transparência da coluna de água (m). As amostras para as análises de nutrientes e concentração de clorofila-a foram armazenadas em frascos de polietileno (1 L), acondicionadas em caixas térmicas e transportadas para o laboratório. Foram determinadas as concentrações (µg L<sup>-1</sup>) dos nutrientes amônia (NH<sub>4</sub>), nitrato (NO<sub>3</sub>), nitrito (NO<sub>2</sub>), fósforo total (PT) e fósforo reativo solúvel (SRP), de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A clorofila-a foi obtida a partir da extração em etanol a 96%, de acordo com Jespersen e Christoffersen (1987) e a concentração correspondente foi determinada pelo método espectrofotométrico proposto por Lorenzen (1967).

## 2.5 Análise dos dados

### 2.5.1 Diversidade beta

A diversidade  $\beta$  total ( $\beta_{total}$ ) foi mensurada a partir da dissimilaridade na composição de espécies entre os reservatórios utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Sorensen baseado em uma matriz de presença/ausência (LEGENDRE, 2014). A decomposição da  $\beta_{total}$  em substituição ( $\beta_{rep}$ ) e diferença de riqueza ( $\beta_{rich}$ ) foi realizada de acordo com Podani & Schmera (2011). O valor de  $\beta_{total}$  varia entre 0 e 1 e corresponde a soma da  $\beta_{rep}$  e  $\beta_{rich}$  ( $\beta_{total} = \beta_{rep} + \beta_{rich}$ ). Quanto mais próximo aos valores de  $\beta_{total}$ , maior é a contribuição da substituição ou diferença de riqueza para a diversidade  $\beta$ . Também calculamos as contribuições locais para a diversidade  $\beta$  (LCBD) que são indicadores comparativos da singularidade ecológica dos pontos por suas contribuições para a diversidade  $\beta$  (LEGENDRE & DE CÁCERES 2013). Assim, altos valores de LCBD indicam pontos que têm composições de espécies fortemente diferentes em relação a um ponto médio (LEGENDRE 2014).

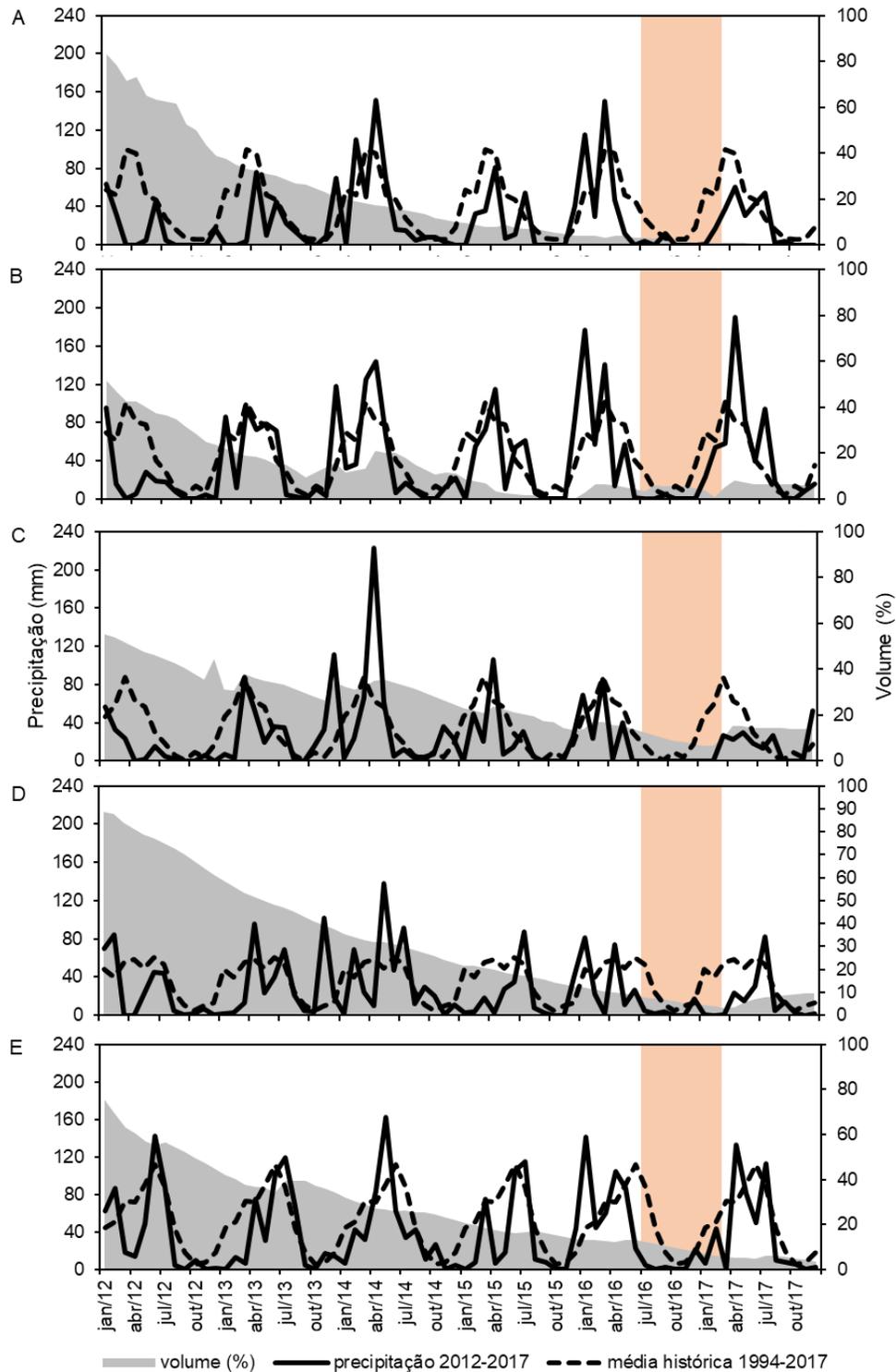
### 2.5.2. Heterogeneidade ambiental

Utilizamos as variáveis físicas e químicas para determinar a heterogeneidade ambiental dos reservatórios. Essa análise foi realizada utilizando o método de homogeneidade multivariada de dispersão de grupos (PERMDISP; ANDERSON, 2006) com base em distância Euclidiana (LEGENDRE E LEGENDRE, 1998). O PERMDISP mensura a heterogeneidade ambiental pelo cálculo da distância de cada amostra ao centroide do seu grupo (em nosso caso, cada reservatório) em um espaço multidimensional obtido em uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). A estatística F do Análise de Variância (ANOVA) é utilizada para comparar as diferenças entre os grupos na distância das observações até o centroide do grupo, sendo a significância das diferenças entre os grupos testada por meio da permutação dos mínimos quadrados residuais (ANDERSON et al., 2006).

Para identificar as promotoras da heterogeneidade ambiental realizamos uma Análise dos Componentes Principais (PCA) (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Para evitar a multicolinearidade entre os preditores na análise, o fator de influência de

variância (VIF) foi mantido abaixo de 5. Diferenças significativas entre os grupos formados na PCA foram verificadas através de uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) com 9.999 permutações (Anderson 2017).

Todas as análises estatísticas foram realizadas considerando o nível de significância de 5% e os pacotes “vegan” (Oksanen et al., 2017), “adespatial” (Dray et al. 2021) e “stats” no ambiente estatístico R core team (2021).



**Figura 2:** Volume (%), precipitação (mm) e média histórica de precipitação (mm) nos reservatórios Mucutú (A), Poções (B), Camalaú (C), Boqueirão (D) e Acauã (E) ao longo de 2012 a 2017, Paraíba, Brasil. A média histórica de precipitação abrangeu o período de 1994 a 2017. (Fonte: AESA, 2021). As linhas vermelhas representam o período de amostragem. A área em vermelho representa o período amostral.

### 3 Resultados

Foram identificadas 19 espécies distribuídos em 4 ordens e 12 famílias (Tabela 2). A ordem Characiformes (n=9 espécies) e Perciformes (n= 8 espécies) e a família Cichlidae (n= 7 espécies) foram os grupos mais ricos nos reservatórios ao longo do estudo (Tabela 2). Foram registradas 14 espécies em Boqueirão, 13 espécies em Acauã, 11 espécies em Poções e Camalaú e 9 espécies em Mucutú (Tabela 2). As espécies *Serrasalmus rhombeus*, *Prochilodus brevis* e *Characidium bimaculatus* ocorreram exclusivamente em Camalaú, Boqueirão e Acauã respectivamente (Tabela 2). Além disso, observou-se uma diminuição no número de espécies ao longo do período amostral em todos os reservatórios, exceto para Boqueirão (Tabela 2).

A análise de heterogeneidade ambiental evidenciou que temporalmente não houveram diferenças significativas das variáveis ambientais entre os reservatórios, sendo estes caracterizados por homogeneização ambiental (Figura 3). Os primeiros dois eixos da PCA somaram 49,2% da variabilidade total observada nas variáveis físicas e químicas entre os reservatórios amostrados (PC1: 30,6%; PC2: 18,6%; Figura 3). De forma geral, os primeiros dois eixos mostraram uma segregação clara entre o reservatório Mucutú e os demais (pseudo- $F_{4,55}$ : 6,79,  $p < 0,001$ ). O grupo formado pelo reservatório Mucutú esteve diretamente relacionado com altos valores de Sólidos Totais dissolvidos, Salinidade e Condutividade Elétrica. Enquanto o grupo formado pelos demais reservatórios estiveram relacionados com altos valores de transparência da água, volume dos reservatórios, temperatura, precipitação e turbidez (Figura 4) porém, este comportamento de Camalaú não induziu mudanças na heterogeneidade ambiental entre os reservatórios (Figura 4).

**TABELA 2:** Matriz de presença e ausência refletindo a riqueza de espécies nos reservatórios Poções, Camalaú, Boqueirão, Acauã e Mucutú localizados na bacia do rio Paraíba do Norte, Nordeste do Brasil, em julho, setembro e novembro de 2016 e fevereiro de 2017.

(Continua)

Espécies	Reservatórios								Nome Popular	
	Poções				Camalaú					
	2016		2017		2016		2017			
	Jul	Set	Nov	Fev	Jul	Set	Nov	Fev		
<b>CHARACIFORMES</b>										
<b>Anostomidae</b>										
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)		X	X					X	X	Piau
<b>Characidae</b>										
<i>Astyanax Bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X						Piaba
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)			X		X					Piaba
<b>Crenuchidae</b>										

<i>Characidium bimaculatus</i> (Fowler, 1941)									Filhote de traíra
<b>Erytrinae</b>									
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1994)	X	X	X			X	X		Traíra
<b>Parodontidae</b>									
<i>Apareiodon davisi</i> (Fowler, 1941)									Piau
<b>Prochilodontidae</b>									
<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1874)									Curimatã
<b>Serrasalminae</b>									
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1776)							X		Piranha-preta
<b>Triporthidae</b>									
<i>Triporthus signatus</i> (Cope, 1872)							X		Sardinha
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>									
<b>Poeciliidae</b>									
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	X	X		X				Barrigudinho
<b>PERCIFORMES</b>									
<b>Cichlidae</b>									
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)									Óscar
<i>Cichla monoculos</i> (Spix & Agassiz, 1831)							X		Tucunaré
<i>Cichlasoma orientale</i> (Kullander, 1983)			X			X	X		Corró-preto
<i>Coptodon Rendalli</i> (Boulenger, 1896)	X	X	X		X				Tilápia
<i>Crenechichla brasiliensis</i> (Bloch, 1792)		X	X	X					Quatro-olhos
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)									Acará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1757)	X	X	X	X		X	X		Tilápia
<b>Sciaenidae</b>									
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	X								Pescada
<b>Siluriformes</b>									
<b>Loricaridae</b>									
<i>Hypostomus pusalum</i> (Starks, 1913)	X	X	X	X			X	X	Cascudo
Total de espécies por período	7	8	10	4	3	4	7	2	
Total de espécies por reservatório			11				11		

(Continuação)

Espécies	Reservatórios				Nome Popular
	Boqueirão		Acauã		
	2016	2017	2016	2017	

	Jul	Set	Nov	Fev	Jul	Set	Nov	Fev	
<b>CHARACIFORMES</b>									
<b>Anostomidae</b>									
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	X	X	X	X		X	X		Piau
<b>Characidae</b>									
<i>Astyanax Bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	X	X	X	X	X	Piaba
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	X	X	X	X	X	X			Piaba
<b>Crenuchidae</b>									
<i>Characidium</i> <i>bimaculatus</i> (Fowler, 1941)					X				Filhote de traíra
<b>Erytrinidae</b>									
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1994)	X	X	X	X			X		Traíra
<b>Parodontidae</b>									
<i>Apareiodon davisii</i> (Fowler, 1941)	X					X			Piau
<b>Prochilodontidae</b>									
<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1874)				X					Curimatã
<b>Serrasalminae</b>									
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1776)									Piranha-preta
<b>Triporthidae</b>									
<i>Triporthus signatus</i> (Cope, 1872)					X		X		Sardinha
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>									
<b>Poecilidae</b>									
<i>Poecilia vivípara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	X	X		X	X			Barrigudinho
<b>PERCIFORMES</b>									
<b>Cichlidae</b>									
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)		X	X						Óscar
<i>Cichla monoculos</i> (Spix & Agassiz, 1831)	X	X	X	X					Tucunaré
<i>Cichlasoma orientale</i> (Kullander, 1983)			X						Corró-preto
<i>Coptodon Rendalli</i> (Boulenger, 1896)					X	X			Tilápia
<i>Crenechichla brasiliensis</i> (Bloch, 1792)	X	X	X	X	X	X	X	X	Quatro-olhos
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)							X	X	Acará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1757)		X	X	X	X	X	X	X	Tilápia
<b>Sciaenidae</b>									
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	X	X	X	X					Pescada
<b>Siluriformes</b>									
<b>Loricaridae</b>									
<i>Hypostomus púsarum</i> (Starks, 1901)	X					X			Cascudo

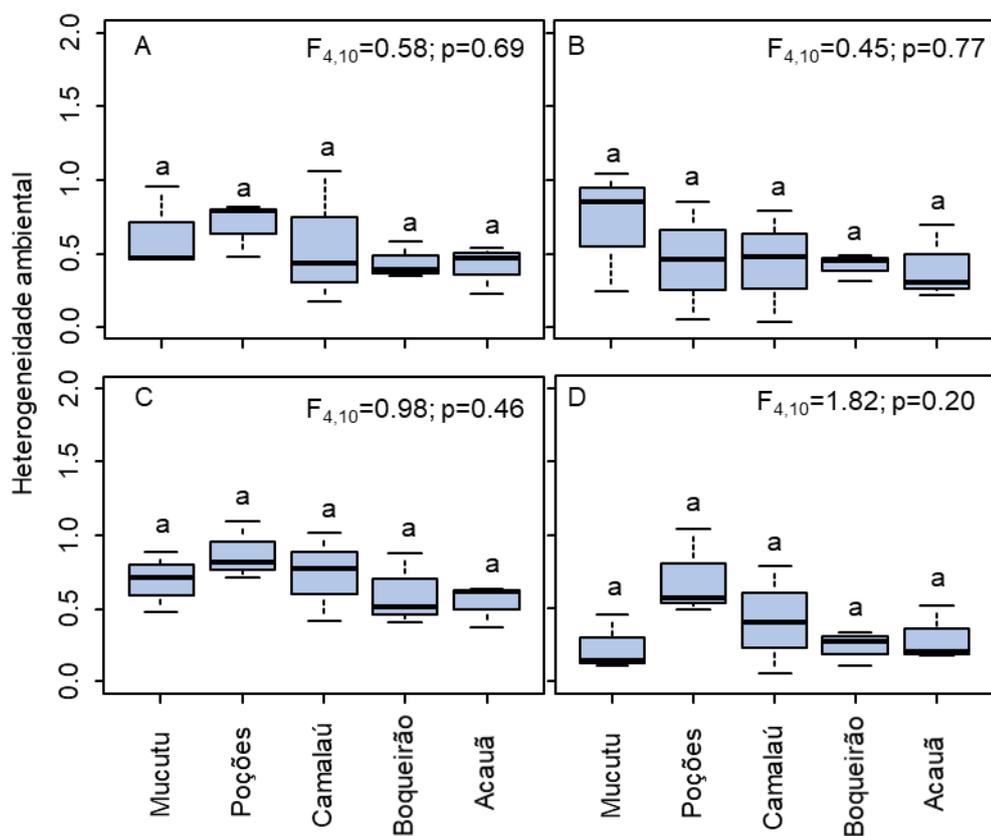
1913)

Total de espécies por período	9	10	11	9	8	9	7	4
Total de espécies por reservatório	14			13				

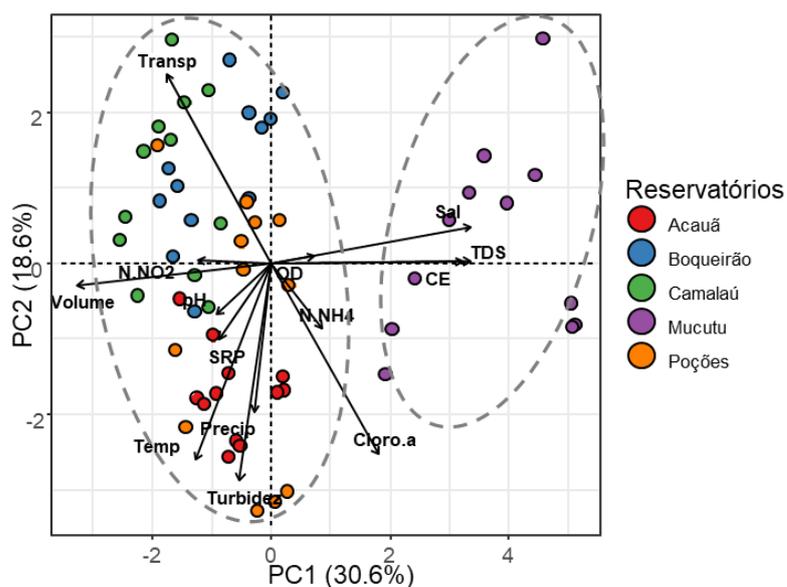
(Conclusão)

Espécies	Reservatório				Nome Popular
	Mucutú				
	2016		2017		
	Jul	Set	Nov	Fev	
<b>CHARACIFORMES</b>					
<b>Anostomidae</b>					
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	X	X	X		Piau
<b>Characidae</b>					
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	X		X		Piaba
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)		X	X		Piaba
<b>Crenuchidae</b>					
<i>Characidium bimaculatus</i> (Fowler, 1941)					Filhote de traíra
<b>Erythrinidae</b>					
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1994)	X	X			Traíra
<b>Parodontidae</b>					
<i>Apareiodon davisi</i> (Fowler, 1941)					Piau
<b>Prochilodontidae</b>					
<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1874)					Curimatã
<b>Serrasalminae</b>					
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1776)					Piranha-preta
<b>Triporthidae</b>					
<i>Triporthus signatus</i> (Cope, 1872)					Sardinha
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>					
<b>Poeciliidae</b>					
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	X	X	X	Barrigudinho
<b>PERCIFORMES</b>					
<b>Cichlidae</b>					
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)					Óscar
<i>Cichla monoculos</i> (Spix & Agassiz, 1831)	X				Tucunare
<i>Cichlasoma orientale</i> (Kullander, 1983)					Corró-preto
<i>Coptodon Rendalli</i> (Boulenger, 1896)	X				Tilápia
<i>Crenechichla brasiliensis</i> (Bloch, 1792)					Quatro-olhos
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)					Acará
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1757)	X	X	X	X	Tilápia
<b>Sciaenidae</b>					
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)					Pescada
<b>Siluriformes</b>					
<b>Loricaridae</b>					
<i>Hypostomus pusalum</i> (Starks, 1913)	X				Cascudo

Total de espécies por período	8	5	5	2
Total de espécies por reservatório	9			



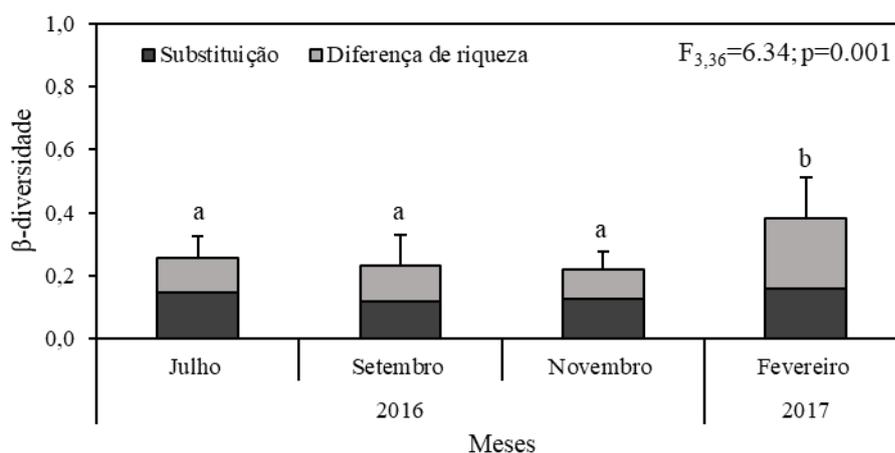
**Figura 3:** Heterogeneidade ambiental entre os reservatórios Mucutu, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã, bacia do Paraíba do Norte, Paraíba, Brasil, ao longo de julho (A), setembro (B) e novembro (C) de 2016 e fevereiro de 2017 (D).



**Figura 4:** Análise de componentes principais (PCA) das variáveis físicas e químicas dos Reservatórios Mucutu, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã, bacia do Paraíba do Norte, Paraíba,

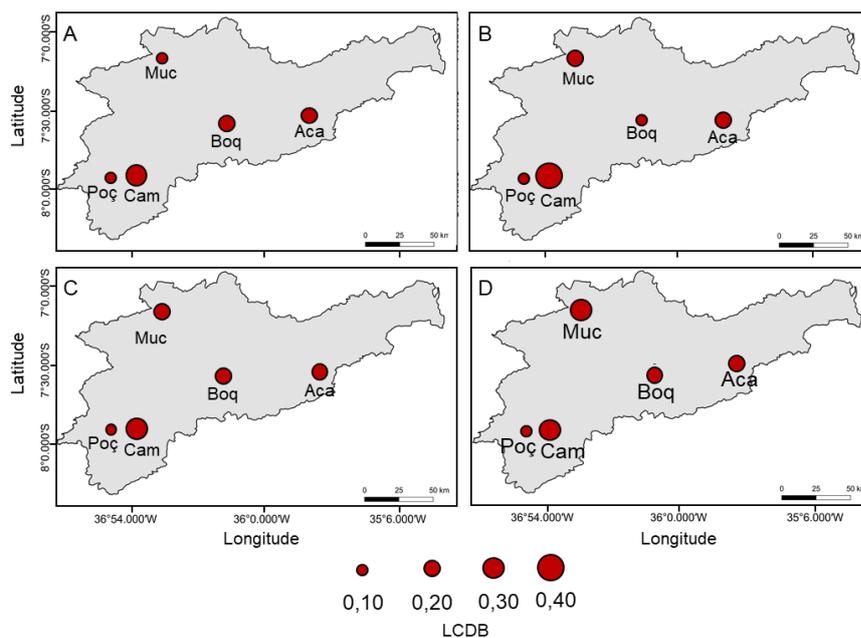
Brasil. Transp: Transparência; N.NO2: Nitrato, N.NH4: amônia; SRP: fósforo reativo solúvel; Temp: temperatura da água; Precip: precipitação; Cloro.a: clorofila-a; CE: condutividade elétrica; TDS: sólidos totais dissolvidos; Sal: salinidade; OD: Oxigênio dissolvido.

Observou-se aumento significativo em relação a  $\beta$  diversidade ao longo dos meses amostrados ( $F_{3,36}=6.34$ ,  $p=0.001$ ; Figura 5), com maiores valores observados no mês Fevereiro/2017. Além disso, nos primeiros meses de estudo a diversidade  $\beta$  foi composta principalmente pela substituição de espécies, enquanto que no mês de Fevereiro/2017 teve maior representação da diferença de riqueza ( $p < 0,05$ ; Figura 5).



**FIGURA 5:**  $\beta$ -Diversidade entre os reservatórios Mucutú, Poções, Camalaú, Boqueirão e Acauã ao longo dos meses julho, setembro e novembro de 2016 e fevereiro de 2017. A soma da substituição e diferença de riqueza corresponde a  $\beta$ -diversidade total.

De acordo com as contribuições locais para a diversidade  $\beta$  (LCDB) em cada um dos meses amostrados, foi possível observar que o reservatório Camalaú foi o principal contribuidor para a diversidade  $\beta$  observada nos meses de julho, setembro e novembro de 2016, enquanto em fevereiro/2017 foram os reservatórios Camalaú e Mucutú (Figura 6).



**FIGURA 6:** Contribuições locais para a diversidade beta (LCDB) ao longo dos meses de julho (A), setembro (B) e novembro (C) de 2016 e fevereiro (D) de 2017. O mapa representa a bacia do Rio Paraíba do Norte e os reservatórios (Muc) Mucutú, (Poç) Poçoões, (Cam) Camalaú, (Boq) Boqueirão e (Aca) Acauã.

#### 4 DISCUSSÃO

Nosso estudo avaliou a  $\beta$ -diversidade da comunidade de peixes em reservatórios semiáridos em um período de seca prolongada. Assim, a nossa primeira hipótese que previa que em período de seca prolongada a diversidade beta dos peixes é alta devido a alta heterogeneidade ambiental entre os reservatórios foi parcialmente aceita uma vez que não detectamos heterogeneidade ambiental. A nossa segunda hipótese que previa a diferença de riqueza seria o componente da  $\beta$ -diversidade que melhor explicaria as variações na diversidade dos peixes foi rejeitada haja vista que, este componente passou a explicar as variações na diversidade apenas em fevereiro de 2017.

Nossas observações mostraram que a dinâmica dos parâmetros físicos e químicos variou ao longo do período amostral. Houve a segregação entre Mucutú e os demais reservatórios. O aumento da salinidade e consequentemente dos sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica em Mucutú pode ser reflexo da alta evaporação da água que favorece a diluição de sais e minerais ao longo da coluna de água frente as condições de seca severa observadas (BRASIL et al., 2016; AMMAR et al., 2017). Como Mucutú não está localizado na drenagem principal do rio Paraíba do Norte, mas, na sub-bacia do rio Taperoá, sendo o reservatório mais distante dos demais (Figura 1) o comportamento das variáveis físicas e químicas pode ter sido diferente devido a essa escala espacial. Além disso, Poçoões, Camalaú, Boqueirão e Acauã são sistemas organizados em cascata. Desse modo, como a conectividade hidrológica é importante para o compartilhamento de espécies, nutrientes e recurso (FERNANDES et al., 2014; ERÓS et al., 2016; PENHA et al., 2017; BORGES et al., 2020), esses reservatórios compartilham características quando estiveram conectados no passado, fazendo com que, mesmo nos períodos secos, apresentem características físicas e químicas semelhantes. Além disso, Mucutú é o menor reservatório estudado (Tabela 1). Reservatórios pequenos

tendem a ser mais sensíveis a oscilações nos níveis da água (COSTA et al., 2016) e conseqüentemente, flutuações mais severas nas variáveis físicas e químicas (FIGUEIREDO & BECKER et al., 2018). Apesar disso, esse comportamento de Mucutú não impulsionou variações significativas da heterogeneidade ambiental.

Diante das variações significativas das variáveis físicas e químicas em lagos artificiais em períodos secos evidenciados na literatura (BRASIL et al., 2016; COSTA et al., 2016; FIGUEIREDO & BECKER et al., 2018; JÚNIOR et al., 2018; WIEGAND et al., 2021) esperávamos que os reservatórios fossem caracterizados por alta heterogeneidade ambiental ao longo do período de estudo. No entanto, os reservatórios se mantiveram ambientalmente homogêneos. Os reservatórios apresentaram baixo volume hídrico sem grandes variações ao longo do período estudado. Nesse sentido, a condição de extrema redução do volume pode ter influenciado para que houvesse homogeneidade das características físicas e químicas uma vez que, o baixo volume hídrico favorece o revolvimento do sedimento pelos peixes bentívoros e a fauna bentônica bem como, a intensificação da ação dos ventos que podem ter atuado para a ressuspensão dos nutrientes na coluna de água (COSTA et al., 2016; BRASIL et al., 2016; FIGUEIREDO & BECKER et al., 2018) Por tanto, nossos resultados fornecem uma nova ótica acerca dos impactos da seca prolongada nas variáveis físicas e químicas, todavia, são necessários o desenvolvimento de mais estudos considerando um número maior de variáveis físicas e químicas para evidenciar as causas de homogeneização das variáveis físicas e químicas bem como, os impactos que podem provocar na biota aquática.

Houve aumento significativo da  $\beta$  diversidade ao longo do período amostral. Além disso, Camalaú contribuiu mais para  $\beta$  diversidade em julho, setembro e novembro de 2016 e conjuntamente com Mucutú em fevereiro de 2017. Houve maiores variações na  $\beta$  diversidade em Camalaú impulsionando sua maior contribuição, e o comportamento físico químico de Mucutú pode ter favorecido sua maior contribuição em fevereiro de 2017. Fevereiro de 2017 foi mês onde os mananciais registraram menor volume hídrico e concomitantemente maior  $\beta$  diversidade. A seca é um evento temporal, esta afeta a distribuição das espécies de peixes através da redução do volume hídrico bem como a partir da desconectividade hidrológica entre os sistemas (FERNANDES et al., 2014; FADDA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2018; JIANG et al., 2021). Nesse sentido, nossos resultados concordam com essa afirmativa, porém, acrescenta o fato de que mesmo quando não há conectividade hídrica entre os reservatórios, a seca continua contribuindo para o aumento da  $\beta$  diversidade a partir da diminuição do número de espécies uma vez que, o menor volume influencia para que hajam aumentos das interações locais haja vista que as espécies estão dispostas em um local menor, e isso favorece a exclusão de espécies (ALMEIDA & CETRA, 2016; PENHA et al., 2017; BENONE et al., 2018; JIANG et al., 2021) impulsionando a dinâmica dos componentes de substituição e diferença de riqueza.

Houve maior substituição em julho, setembro e novembro de 2016 e maior diferença de riqueza em fevereiro de 2017. A dinâmica da substituição pode estar associada ao componente reprodutivo dos peixes uma vez que a seca influencia as estratégias reprodutivas (AGOSTINHO et al., 2004; CHELAPPA et al., 2009) principalmente a dinâmica dos ovos (PENHA et al., 2017). Nesse sentido, a substituição pode ter ocorrido a partir da eclosão dos ovos de espécies que já apareceram em um dado momento. A diferença de riqueza foi impulsionada pela perda de espécies. Como o volume dos reservatórios continuou a cair depois de fevereiro de 2017, é possível que a diferença de riqueza aumente diante deste

cenário. Além disso, a partição da diversidade em substituição e diferença de riqueza implica em estratégias de conservações diferentes. Por tanto, quando a beta diversidade possui maior contribuição da diferença de riqueza, as estratégias de conservação devem se concentrar nas áreas de maior diversidade enquanto que, quando há maior contribuição da substituição, as medidas devem se deter na mitigação dos impactos em todos os sites ou ambientes (MEDEIROS et al., 2016; MEDEIROS et al., 2020). No entanto, como temos importância significativas de ambos os componentes, aliado ao fato de que com o tempo está havendo perda de espécies, sugerimos a mitigação dos impactos em todos os reservatórios, sobretudo em Camalaú onde foram registrados os maiores valores para a beta diversidade total. Dentre as estratégias, sugerimos que sejam reduzidas as atividades de pesca para que não haja diminuição da biomassa dos peixes, além de mudanças no uso e ocupação do solo visando diminuir os impactos causados nos mananciais pela agropecuária (REIS et al., 2016) bem como, conservar a vegetação uma vez que, nas cheias são importantes para aumentar a diversidade de habitats e recursos alimentares para os peixes (OLIVEIRA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2018) além do controle da entrada de efluentes uma vez que os mananciais são caracterizados pela homogeneidade ambiental e a entrada de novos afluentes pode mudar a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas.

Os números de espécies registradas no nosso trabalho estão de acordo com a quantidade de espécies registradas em reservatórios semiáridos (SANCHEZ-BOTERO et al., 2013; GURGEL-LOURENÇO et al., 2013; NOVAES et al., 2014; GURGEL-LOURENÇO et al., 2015; COSTA et al., 2017). Além disso, registramos uma espécie não registrada na região, que pode ter sido introduzida recente em Camalaú. *Serrasalmus rombeus*, popularmente conhecida como piranha preta é oriunda da bacia Amazônica (MATEUSSI et al., 2020) e foi registrada em Camalaú em Novembro de 2016 (Tabela 2). As ordens com maior número de espécies foi Characiformes (n=9sp) e Perciformes. A ordem Characiformes corresponde a mais importante para a região neotropical com relação a riqueza e diversidade (COSTA et al., 2017). Novas radiações filogenéticas desta ordem surgiram nos trópicos no final do período cretáceo, favorecendo a dominância destes organismos até o presente (GURGEL-LOURENÇO et al., 2013). A ordem Perciformes é a mais diversa em reservatórios pois os seus indivíduos são bem adaptados a ambientes lênticos (COSTA et al., 2017). Porém, compreende espécies exóticas, que foram introduzidas pelo departamento nacional de obras contra a seca (DNOCS) afim de aumentar a pesca recreativa nos reservatórios Semiáridos (CHELAPPA et al., 2009; NOVAES et al., 2014). Por tanto, diante da necessidade de conhecer ainda mais os impactos causados por essas espécies invasoras na comunidade de peixes dos reservatórios, é de extrema importância a realização de novos trabalhos com este objetivo.

## 5 CONCLUSÃO

A  $\beta$  diversidade aumentou no período de seca severa. Os reservatórios apresentaram condições homogêneas. Portanto, Esses resultados fornecem uma nova ótica acerca dos impactos provocados pelas secas nas comunidades biológicas de reservatórios. Salientamos que as condições hídricas vivenciadas nesses reservatórios são específicas, todavia, os resultados amostrados neste estudo devem ser levados em consideração pelos órgãos de gestão e conservação para tentar mitigar os impactos causados nos peixes uma vez que, apresentam

grande importância social e econômica. Com isso, sugerimos que medidas sejam implementadas em todos os reservatórios principalmente em Camalaú onde houve maior dissimilaridade na comunidade de peixes ao longo do período de estudo resultante da perda de espécies. Além disso, como a ocorrência de secas tende a ser maior devido a intensificação das mudanças climáticas, nossos resultados podem servir de modelo para previsão dos impactos causados na comunidade de peixes em nos reservatórios, assim como nas regiões temperadas frente as rápidas e intensas mudanças climáticas que essas regiões já enfrentam.

## REFERÊNCIAS

AESA. Comitê de bacias, 2021. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/>>. Acesso em: 19/08/2021.

AESA. Volume dos açudes, 2021. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>>. Acesso em: 19/08/2021.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; VERÍSSOMO, S.; ODAKA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.14, p.11-19. 2005.a

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SANTOS, N.C.L.; ORTEGA, J.C.G.; PELICICE, F. M. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v.4100, n.11, p.1-11. 2015.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22 711–728, 2013.

ALMEIDA, V. L. L.; HAHN, N. S.; VAZZOLER, A. E. A. M. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). **Ecology of freshwater fish**, v.6 n.3, p.123-133, 1997.

AMMAR, R.; KAZPARD, V.; EL SAMRANI, A. G.; AMACHA, N.; SAAD, Z.; CHOU, L. Hydrodynamic influence on reservoir sustainability in semi-arid climate: A physicochemical and environmental isotopic study. **Journal of Environmental Management**, v.197, p.571–581, 2017.

APHA. **Standard Methodod for the examination of water and Wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Helth Assiciation, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2012.

AZEVEDO, E. L.; BARBOSA, J. E. L.; VIDIGAL, T. H. D. A.; CALLISTO, M.; MOLOZZI, J. First record of *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) in the Paraíba River Basin and potential implications from water diversion of the São Francisco River. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 14, n. 4, p. 1-4, dez. 2014.

AZEVEDO, L. S.; PESTANA, I. A.; NERYB, A. F. C.; BASTOS, W. R.; SOUZA, C. M. M. Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western

Amazonia: Interaction between seasonality and feeding habits. **Ecological Indicators**, v.111, p.1 – 7, 2019.

BALDWIN, D. S., GIGNEY, H., WILSON, J. S., WATSON, G., & BOULDING, A. N. Drivers of water quality in a large water storage reservoir during a period of extreme drawdown. **Water Research**, v.42, n.19, p.4711–4724, 2008.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v.19, p.134–143. 2010.

BASELGA, A.; LEPRIEUR, F. Comparing methods to separate components of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v.6, p.1069–1079. 2015.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, n.1, 103–118. 2012.

BARBOSA, J.E.L.; SEVERIANO, J.S.; CAVALCANTE, H.; LUCENA-SILVA, D.; MENDES, C.F.; BARBOSA, V.V.; SILVA, R.D.S.; OLIVEIRA, D.A.; MOLOZZI, J. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. **Hydrobiologia**, v.848, p.651–673.2021.

BALCOMBE, S. R.; BUNN, S. E.; MCKENZIE-SMITH, F. J.; DAVIES, P. M. Variability of fish diets between dry and flood periods in an arid zone floodplain river. **Journal of Fish Biology**, v.67, p.1552–1567, 2005.

BENONE, N. L.; LIGEIRO, R.; JUEN, L.; MONTAG, L. F. A. Role of environmental and spatial processes structuring fish assemblages in streams of the eastern Amazon. **Marine and Freshwater Research**, v.69, n.2, p. 243-252, 2018 .

BORGES, P. P.; DIAS, M. S.; CARVALHO, F. R.; CASATTI, L.; POMPEU, P. S.; CETRA, M.; TANJERINA-GARRO, F. L.; SÚAREZ, R. Y.; NABOUT, J.C.; TERESA, F. B. Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. **PLOS ONE**, v.15, n.5, p. 1-18, 2020.

BRASIL, J.; ATTAYDE, J.L; VASCONCELOS, F.R; DANTAS, D.D.F.; HUSZAR, V.L.M. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 770, n. 1, p. 145-164, 2016.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal - Manual de identificação**. [S.l: s.n.], 1999.

CETRA, M.; PETRERE JÚNIOR, M.; BARRELLA, W. Relative influences of environmental and spatial factors on stream fish assemblages in Brazilian Atlantic rainforest. **Fisheries Management and Ecology**, v.24, n.2, p.139–145, 2017.

CHELLAPPA, S.; BUENO, R.M.X.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N. T.; ALMEIDA-VAL, V.M.F. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. **Limnologica**, v.39, p.325–329, 2009.

COSTA, S. Y. L.; BARBOSA, J.E.L.; VIANA, L.G.; RAMOS, T.P.A. Composition of the ichthyofauna in Brazilian semiarid reservoirs. **Biota Neotropica**, v.17, n.3, p.1 – 11. 2017.

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, v.778, n.1, 1-15. 2016.

DAGA, V. S.; SKÓRA, F.; PADIAL, A. A.; ABILHOA, V.; GUBIANI, É. 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.

ERŐS, T.; TAKÁCS, P.; SPECZIÁR, A.; SCHMERA, D.; SÁLY, P. Effect of landscape context on fish metacommunity structuring in stream networks. **Freshwater Biology**. [S.V], [S.N], p.1-14. 2016.

ERŐS, T.; CZEGLÉDI, I.; TÓTH, R.; SCHMERA, D. Multiple stressor effects on alpha, beta and zeta diversity of riverine fish. **Science of The Total Environment**, 748, 1-10, 2020.

FADDA, A.; PALMAS, F.; CAMIN, F.; ZILLER, L.; PADEDDA, B. M.; LUGLIÉ, A.; MANCA, M.; SABATINI, A. Analysis of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  isotopic signatures to shed light on the hydrological cycle's influence on the trophic behavior of fish in a Mediterranean reservoir. **Biologia**. V.71, n.12, p.1395—1403, 2016.

FERNANDES, I. M.; HENRIQUES-SILVA, R.; PENHA, J.; ZUANON J.; PERES-NETO, P. R. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. **Ecography**, v.37, 464–475. 2014.

FIGUEIREDO, A. V.; BECKER, V. Influence of extreme hydrological events in the quality of water reservoirs in the semi-arid tropical region. **Brazilian Journal of Water Resources**, v.23, n.53, p. 1 – 8. 2018.

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

GANASSIN, M. J. M.; MUÑOZ-MAS, R.; OLIVEIRA, F. J. M.; MUNIZ, C. M.; SANTOS, N. C. L.; GARCÍA-BERTHOU, E.; GOMES, L. C. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. **Science of The Total Environment**, v.778, p.1-14. 2021.

GUEDES, G. H. S.; MATTOS, T. M.; CAMILO, G. S.; UEHARA, W.; FERREIRA, D. L. P.; ARAÚJO, F. G. Artificial flow regime promotes abiotic and biotic gradients: Testing the concept of longitudinal zonation in an off-river reservoir. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v.20, n.2, p. 1 – 9, 2020.

GURGEL-LOURENÇO, R.C.; SOUSA, W.A.; SÁNCHEZ-BOTERO, J.I.; GARCEZ, D.S.; Ichthyofauna of two reservoirs in the middle Acaraú River basin, Ceará, Northeastern Brazil. **Check List**, v.9, n.6, p.1391–1395, 2013.

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 Brasiliensis**, v.27, n.1, 24-38, 2015.

GUTIÉRREZ C, Á.; ORTEGA, J. C. G.; AGOSTINHO, A. A. Fish beta diversity responses to environmental heterogeneity and flood pulses are different according to reproductive guild. **Neotropical Ichthyology**, v.16, n.4, p.1-10, 2018.

HENRIKSEN, H.J.; JAKOBSEN, A.; PASTEN-ZAPATA, E.; TROLDBORG, L.; SONNENBORG, T.O. Assessing the impacts of climate change on hydrological regimes and fish EQR in two Danish catchments, **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v.34,1-20, 2021.

HUANG, M.; DING, L.; WANG, J.; DING, C.; TAO, J. The impacts of climate change on fish growth: A summary of conducted studies and current knowledge. **Ecological Indicators**, v.121, p.1-9, 2021.

IPCC. Summary for Policymakers of IPCC Special Report on Global Warming of 1.5°C approved by governments. 2018. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/2018/10/08/summary-for-policymakers-of-ipcc-special-report-on-global-warming-of-1-5c-approved-by-governments/> Acesso em: 18/08/2021.

JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 109, p. 445- 454, 1987.

JEPPESEN, E.; MEERHOFF, M.; HOLMGREN, K.; GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; TEIXEIRA-DE MELLO, F.; DECLERCK, S. A. J.; MEESTER, L.; SONDEGAARD, M.; LAURIDSEN, T.L.; BJERRING, R.; CONDE-PORCUNA, J.M.; MAZZEO, N.; IGLESIAS, C.; REIZENSTEIN, M.; MALMQUIST, H.J; LIU, J.; BALAYLA, D.; LAZZARO, X. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. **Hydrobiologia**, v.646, n.1, p.73–90. 2010.

JIANG, X.; ZHENG, P.; CAO, L; PAN, B. Effects of long-term floodplain disconnection on multiple facets of lake fish biodiversity: Decline of alpha diversity leads to a regional differentiation through time. **Science of The Total Environment**, v.763, p.1-10, 2021.

JOVEM-AZEVÊDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; AZEVÊDO, E. L.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J.; FEIO, M. J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of Arid Environments**, v.143, p.12-22, 2019.

KEITEL, J.; ZAK, D.; HUPFER, M. Water level fluctuations in a tropical reservoir: the impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on

phosphorus mobilization. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, n.7, p.6883–6894, 2015.

KRATZ, T.K.; MACINTYRE, S.; WEBSTER, K.E. **Causes and Consequences of Spatial Heterogeneity in Lakes**. In: LOVETT, G.M., TURNER, M.G., JONES, C.G., WEATHERS, K.C. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Nova Iorque: Springer, 329-347, 2005.

LANGER, T. A.; COOPER, M. J.; REISINGER, L. S.; REISINGER, A. J.; UZARSKI, D. G. Water depth and lake-wide water level fluctuation influence on  $\alpha$ - and  $\beta$ -diversity of coastal wetland fish communities. **Journal of Great Lakes Research**, v.44, n.1, p.70–76. 2018.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v.16, p.951–963, 2013.

LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v.23, n.11, 1324–1334, 2014.

LIU, X.; CHEN, L.; ZHANG, G.; ZHANG, J.; WU, Y.; JU, H. Spatiotemporal dynamics of succession and growth limitation of phytoplankton for nutrients and light in a large shallow lake. **Water Research**, v.194, p. 1-13, 2021.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.

MARQUES, H.; DIAS, J. H. P.; PERBICHE-NEVES, G.; KASHWAQUI, 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.

MARENGO, J.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanálise**, v.4, p.49-54. 2016.

MATEUSSI, N. T. B.; MELO, B. F.; OTA, R. P.; ROXO, F. F.; OCHOA, L. E.; FORESTI, F.; OLIVEIRA, C. Phylogenomics of the Neotropical fish family Serrasalminae with a novel intrafamilial classification (Teleostei: Characiformes). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 153, p.1-12, 2020.

MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical Estuarine Macrobenthic Communities Are Structured by Turnover Rather than Nestedness. **PLOS ONE**, v.11, n.9, p.1-14, 2016.

MEDEIROS, C. R.; HEINO, J.; SANTOS, P. J. P.; MOLOZZI, J.; LIGEIRO, R. Spatial scale drives diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. **Limnology and Oceanography**, v.9999, p.1-13, 2020.

MEDEIROS, L. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, v.49, n.3, p.293–307. 2015.

MOL, J. H.; MÉRONA, B.; OUBOTER, P. E.; SAHDEW, S. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. **Neotropical Ichthyology**, v.5, n.3, p.351-368, 2007.

MONTEIRO, F. M.; MOURA, G. C.; SEVERIANO, J. S.; MENDES, C. F.; BARBOSA, J. E. L. Submerged macrophytes support cyanobacteria and microcystin production in a drawdown tropical semi-arid reservoir. **Aquatic Ecology**, v.55, n.3, p.875–890.2021.

NASCIMENTO, W.S.; BARROS, N. H. C.; ARAÚJO, A. S.; GURGEL, L.L.; CANAN, B.; MOLINA, W. F.; ROSA, R.S.; CHELLAPPA, S. Composição da ictiofauna das bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte, Brasil. **Biota amazônia**, v.4, n.1, p. 126-131, 2014.

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, 290-301.2014.

NYBOER, E. A.; LIANG, C.; CHAPMAN, L. J. Assessing the vulnerability of Africa's freshwater fishes to climate change: A continent-wide trait-based analysis. **Biological Conservation**, v.236, p.505–520, 2019.

OLIVEIRA, J. C. D.; OLIVEIRA, J. F.; REBOUÇAS, L. G. F.; NOVAES, J. L. C.; PERETTI, D. Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet?. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.30, n.104, 1 – 13, 2018.

PAWLUK, M.; FUJIWARA, M.; MARTINEZ-ANDRADE, F. Climate effects on fish diversity in the subtropical bays of Texas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.249, p.1-10, 2021.

PENHA, J.; LANDEIRO, V. L.; ORTEGA, J.C.G.; MATEUS, L. Interchange between flooding and drying, and spatial connectivity control the fish metacommunity structure in lakes of the Pantanal wetland. **Hydrobiologia**, v.797, n.1, p.115–126, 2017.

PINHEIRO, L. A. **Efeitos de seca prolongada na diversidade beta de assembleias de peixes de um reservatório semiárido**. p.1-36. Dissertação (Mestrado em ciênci animal) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2015.

PODANI, J.; SCHMERA D. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence – absence data. **Oikos**, v.120, n.11, p.1625–1638, 2011.

RAMALHO, M. F. J.; GUERRA, A. J. T. O risco climático da seca no semiárido brasileiro. **Territorium**, v.25, p.61-74, 2018.

- RAMOS, T. P. A. **Ictiofauna de água doce da bacia do rio Parnaíba**. Tese (doutorado em ciências biológicas)- Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 216, 2012.
- RAMOS, T. P. A.; LIMA, J. A. S.; COSTA, S. Y. L.; SILVA, M. J.; AVELLAR, R. C.; OLIVEIRA-SILVA, L. Continental ichthyofauna from the Paraíba do Norte River basin pre-transposition of the São Francisco River, Northeastern Brazil. **Biota neotropical**, v.18, n.4, p.1-10. 2018.
- ROZE, T.; CHRISTEN, F.; AMERAND, A.; CLAIREAUX, G. Trade-off between thermal sensitivity, hypoxia tolerance and growth in fish. **Journal of Thermal Biology**, v.38, n.2, 98–106. 2013.
- ROCHA-JUNIOR, C. A. N.; COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.30, n.0, 2018.
- SILVA, GILIANDRO G.; WEBER, VINÍCIUS; GREEN, ANDY J.; HOFFMANN, PEDRO; SILVA, VANESSA S.; VOLCAN, MATHEUS; LANÉS, LUIS ESTEBAN K.; STENERT, CRISTINA; REICHARD, MARTIN; MALTCHIK, LEONARDO. Killifish eggs can disperse via gut passage through waterfowl. **Ecology**, v.0, n.0, 2019.
- SÁNCHEZ-BOTERO, I.J.; REIS, V.C.; CHAVES, F.D.N.; GARCEZ, D. Fish assemblage of the Santo Anastácio reservoir (Ceará state, Brazil). **Boletim do Instituto de Pesca**, v.40, n.1, p.1–15, 2013.
- SANTOS, N.C.L.; MEDEIROS, T.N; ALROCHA, A.A.F; DIAS, R.M; SEVERI, W. Uso de recursos alimentares por *Plagioscion squamosissimus* - piscívoro não-nativo no reservatório de sobradinho-BA, Brasil. **Boletim Instituto de Pesca**, v.40, n.3, p.397-408, 2014.
- SCHMERA, D.; PODANI, J.; LEGENDRE, P. What do beta diversity components reveal from presence-absence community data? Let us connect every indicator to an indicandum!. **Ecological Indicators**, v.117, p.1-12, 2020.
- SANTOS, N. C. L.; SANTANA, H. S.; ORTEGA, J. C. G.; DIAS, R. M.; STEGMANN, L. F.; SILVA-ARAÚJO, I. M.; SEVERI, W.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.. Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. **Hydrobiologia**, [S.v], [S.n], p.1-9, 2017.
- SIVAKUMAR, M. V. K.; DAS, H. P.; BRUNINI, O. Impacts of Present and Future Climate Variability and Change on Agriculture and Forestry in the Arid and Semi-Arid Tropics. **Climatic Change**, v. 70, n. 1-2, p. 31–72, 2005.
- THOMAS. D. S. G. Arid Environments: Their Nature and Extent. *In*: THOMAS. D. S. G, **Arid Zone Geomorphology: Process, Form and Change in Drylands**. 3rd ed. [S.L]: John Wiley & Sons, p. 1–16, 2011.

TODD, C. R.; LINTERMANSB, M.; RAYMONDA, S.; RYALL, J. Assessing the impacts of reservoir expansion using a population model for a threatened riverine fish. **Ecological indicators**, v.80, p.204–214. 2017.

TSANG, Y.; INFANTE, D. M.; WANG, L.; KRUEGER, D.; WIEFERICH, D. Conserving stream fishes with changing climate: Assessing fish responses to changes in habitat over a large region. **Science of The Total Environment**, v.755, p.1-16, 2021.

VARDAKAS, L.; KALOGIANNI, E.; SMETI, E.; ECONOMOU, N, A.; N. SKOULIKIDIS, TH, A.; KOUTSOUBAS, D.; DIMITRIADIS, C.; THIBAUT, D. (2020). Spatial factors control the structure of fish metacommunity in a Mediterranean intermittent river. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v.20, p.346-356, 2020.

VILAS, M. P.; MARTI, C. L.; OLDHAM, C. E.; HIPSEY, M. R. Macrophyte-induced thermal stratification in a shallow urban lake promotes conditions suitable for nitrogen-fixing cyanobacteria. **Hydrobiologia**, v.806, n.1, p.411–426, 2017.

WALSH, R. P. D.; LAWLER, D. M. Rainfall seasonality: description, spatial patterns and change through time. **Weather**, [S.L.], v. 36, n. 7, p. 201–208, 1981.

WIEGAND, M. C.; NASCIMENTO, A. T. P.; COSTA, A. C.; NETO, I. E. L. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, v.184, p.1-184, 2021.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs, **Ecological monographs**, v.30, n.3, p.279–338, 1960.

XU, J.; SU, G.; XIONG, Y.; AKASAKA, M.; GARCÍA-MOLINOS, J.; MATSUZAKI, S. S.; ZHANG, M. Complimentary analysis of metacommunity nestedness and diversity partitioning highlights the need for a holistic conservation strategy for highland lake fish assemblages. **Global Ecology and Conservation**, v.3, p.288–296, 2015.

ZOHARY, T.; OSTROVSKY, I. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. **Inland Waters**, v.1, n.1, p.47–59. 2011.

ZHU, Y.; ZHENG, S.; REYGONDEAU, G.; ZHANG, Z.; CHU, J.; HONG, X.; WANG, Y.; CHEUNG, W. W. L. Modelling spatiotemporal trends in range shifts of marine commercial fish species driven by climate change surrounding the Antarctic Peninsula. **Science of The Total Environment**, v.737, p.1-13, 2020.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado força e coragem para chegar até aqui. Agradeço a Ele por todas as bênçãos e oportunidades que me foram concedidas. Agradeço por todo amor, providência e amparo. Obrigado meu Deus pela concretização desse sonho e por no meu nada, constituir-se meu tudo. Amo-te incondicionalmente.

Agradeço a minha mãe celestial, Nossa Senhora das Graças por toda intercessão, amizade, companheirismo e amor. Sem sua ajuda e intercessão nada disso seria possível. Obrigado mãezinha por todas as graças que me foram concedidas pela sua intercessão.

Á minha mãe Marinilza. Palavras me faltam nesse momento para agradecer tamanha importância e necessidade de ti na minha vida. Obrigado por ser mãe, pai, amiga, conselheira e tudo o que eu necessitar. Obrigado por ter lutado comigo todos os dias da minha vida para que meus sonhos e metas viessem a ser concretizadas. Obrigado por todo esforço, trabalho e dedicação durante esses anos de graduação para que nada me faltasse. Obrigado por nunca desistir de mim e por sempre dar o seu melhor para que eu fosse o homem que sou hoje. Essa vitória mais que minha, é sua! Obrigado por tudo e por tanto. Obrigado por me amar e por deixar-se ser amada por mim. Te amo mãe.

Á meu pai Francisco (Kiko do peixe) por toda ajuda, cuidado e por ser a fonte inspiradora para a realização não somente deste trabalho, mas de todos já concluídos. Obrigado por todos os ensinamentos e amor. És uma parte muito importante da minha vida. Te amo pai.

Á minha irmã Maynara por todo auxílio, ajuda, apoio e companheirismo a mim concedido. Obrigado por ser a minha maior incentivadora. Como você mesmo diz, a gente briga, a gente chora, mas a gente se ama. Te amo!

Á minha sobrinha Mirella por ser meu acalanto, minha calma e fonte de amor e cuidado. Tito te ama muito!

Á toda minha família nas pessoas de vovô Marinaldo, vovó Lourdes e titia Mayra por toda ajuda não somente ao longo desses anos, mas, ao longo da minha vida. Sou o que sou e como sou, também graças a vocês. Obrigado por serem juntamente com todos já citados, minha base, minha alegria e minha força.

Aos meu colegas e amigos de classe por todo companheirismo, amizade e irmandade ao longo de todos esses anos. Ninguém se forma sozinho. Somos a prova disso. Dedico também a vocês essa conquista. Que possamos permanecer uns com os outros para todo o sempre.

Á todos os meus amigos por me aguentarem (KKKKKK), por toda a motivação, companheirismo e por estarem comigo em todos os momentos. Obrigado por tudo.

Aos meus padrinhos Nedja e Dido por toda contribuição ao longo da minha vida e por se fazerem também minha família. Amo vocês.

Á todos pais e mães espirituais que passaram pela minha vida, por me fazerem conhecer ainda mais o amor a palavra de Deus, tão importantes para todas as áreas da minha vida.

Agradeço a Universidade Estadual da Paraíba por toda estrutura e condições necessárias à minha formação.

Agradeço ao meu Orientador professor Dr. José Etham de Lucena Barbosa, por sempre acreditar em mim, no meu potencial, por todas as

oportunidades que me foram concedidas e por todo os ensinamentos compartilhados. O Senhor é um exemplo de professor, pesquisador e ser humano.

Ao meu co-orientador Msc Gustavo Correia de Moura por todo apoio, ajuda e paciência para comigo. Obrigado por ter contribuído para o meu trabalho e minha carreira científica. Sem sua ajuda, este trabalho não seria possível.

Agradeço a professora Dra. Juliana dos Santos Severiano que me recepcionou no laboratório desde o primeiro período e desde lá, sempre me ajudou, incentivou e colaborou para minha formação humana e profissional. Obrigado por acreditar em mim, por ser uma grande incentivadora do meu trabalho e por ser também referência de pesquisadora, professora e ser humano.

À professora Dra. Joseline Molozzi por aceitar o convite para compor minha banca, pelas contribuições exercidas nela, e também por contribuir na minha formação enquanto professora. Muito obrigado!

Agradeço a todos os professores e professoras que passaram pela minha trajetória escolar e acadêmica. Obrigado por contribuírem para que eu chegasse até aqui.

Agradeço ao CAPES e CNPQ pelas bolsas de iniciação científicas concedidas.

Ao laboratório de ecologia aquática (LEAQ). Agradeço a todos os colegas e amigos desse laboratório que tanto me fez crescer. Obrigado a todos pelas contribuições, conhecimentos trocados e pelas amizades que foram construídas.

Agradeço a Msc. Railla Lima por ter me inserido dentro do grupo de pesquisa em Peixes do LEAQ e por ter me fornecido toda a base prática e teórica que serviram para o desenvolvimento do presente trabalho e dos demais concluídos.

Agradeço a todos os estagiários que passaram por nosso grupo de pesquisa em especial a Raquel Vital, que tanto me ajudou nas análises e demais atividades exercidas.

Agradeço a Dona Mari e Edilma por todo cuidado, conselhos e experiências trocadas. Muito obrigado por me ajudarem na limpeza do puxadinho, meu local de trabalho, pelos cafés preparados, e conversas jogadas fora.