



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
CENTRO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

EFEITO DA REDUÇÃO DAS CHUVAS SOBRE AS COMUNIDADES DE  
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

NATAL- RN  
2018

EFEITO DA REDUÇÃO DAS CHUVAS SOBRE AS COMUNIDADES DE  
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação de mestrado apresentada ao programa  
de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade  
Federal do Rio Grande do Norte, em cumprimento  
às exigências para obtenção do título de mestre.

**Orientadores:** Prof. José Luiz de Attayde

Prof. Rosemberg Fernandes de Menezes

NATAL– RN

2018

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN  
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - -Centro de Biociências - CB

Costa Junior, Cleto Jose Freire.

Efeito da redução das chuvas sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos do semiárido brasileiro / Cleto Jose Freire Costa Junior. - Natal, 2019.

42 f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-graduação em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde.

Coorientador: Prof. Dr. Rosemberg Fernandes de Menezes.

1. Ecossistemas - Dissertação. 2. Homogeneização - Dissertação. 3. Eutrofização - Dissertação. 4. Dissimilaridade - Dissertação. I. Attayde, José Luiz de. II. Menezes, Rosemberg Fernandes de. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BSE-CB

CDU 574.5

CLETO JOSE FREIRE COSTA JUNIOR

EFEITO DA REDUÇÃO DAS CHUVAS SOBRE AS COMUNIDADES DE  
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação de mestrado apresentada ao programa  
de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade  
Federal do Rio Grande do Norte, em cumprimento  
às exigências para obtenção do título de mestre.

PARECER:

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. José Luiz de Attayde (Presidente/Orientador)  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

---

Profa. Joseline Molozzi (Titular)  
Universidade Estadual da Paraíba

---

Profa. Juliana Déo Dias (Titular)  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

NATAL – RN

2018

*“E com bucho mais cheio, comecei a pensar: que eu me organizando, posso desorganizar, que eu desorganizando posso me organizar, que eu me organizando posso desorganizar.”*

*Chico Science*

## AGRADECIMENTOS

### *Família*

Primeiramente aos meus pais Francisca Costa Freire e Cleto Jose Freire as minhas irmãs Karine, Karen a minha sobrinha Júlia e meu cunhado Daniel por todo apoio emocional dado durante essa jornada. Aos meus cães (pets) Fido, Sansa, Thor e Bjorn, por todo amor dedicado.

Um muito obrigado mais que especial para a minha namorada Bruna Carvalho, você é uma pessoa incrível sempre solícita e companheira, mais uma vez um muito obrigado de coração.

### *Amigos*

Aos amigos de uma vida: Ian Carlos, Luciano Neto, Marcel Ribeiro Dantas, Daniel Costa, Laion Cabral, João Pedro Tavares, Marx Hanz, Dandara Morais, Caio Lima e Jefferson Quaresma, Geomar Maia. Um abraço especial para amiga e colega de trabalho Giesta George.

Amigos e colegas de trabalho: Maurício Dália, Paulo Fernandes, Adriana Almeida, Nádia Zamboni, Lara Machado e Yasmin Costa, Mariana Costa.

Ao laboratório de bentos da UEPB: Joseline Molozzi, Carlinda Raily, Marcos Júnior, Izabelly. Muito grato pessoal sem vocês eu não teria conseguido identificar todo esse material, vocês são 10!

### *Professores*

Ao corpo docente da PPECO: Adriana Almeida, Adriana Carvalho, Adriano Caliman, Luciana Carneiro, Gabriel Costa, Júliana Déo Dias, Renata Panosso, Eduardo

Venticinque (Dadão) e Fúlvio Freire. Em especial ao Pedro-Peres que me recebeu na Concordia University e proporcionou a melhor experiência de minha vida, muito obrigado.

#### *Orientadores*

José Luiz de Attayde (Coca) e Rosemberg Fernandes Menezes, por terem me recebido de braços abertos nessa empreitada, muito obrigado pelo acompanhamento, paciência e dedicação nesses dois anos. Tenho vocês como verdadeiros amigos e heróis e é imensurável a admiração e gratidão que tenho por ambos. Mais uma vez um muito obrigado por tudo, sem vocês nada disso teria acontecido.

#### *Instituições*

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. A UFRN e todos Brasileiros que financiaram os meus estudos. A CAPES pelo financiamento de minha bolsa e o CNPQ por financiar as coletas de campo.

## Sumário

	Páginas
RESUMO .....	9
ABSTRACT .....	11
INTRODUÇÃO .....	12
MÉTODOS .....	15
<i>Área de estudo</i> .....	15
<i>Coleta de dados</i> .....	15
<i>Análises estatísticas</i> .....	18
RESULTADOS .....	19
DISCUSSÃO .....	22
CONCLUSÃO .....	25
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	26
TABELAS .....	33
LEGENDAS DAS FIGURAS .....	36
FIGURAS .....	37
ANEXO 1 .....	42

## **Resumo**

As consequências do aquecimento global previstas para a região semiárida brasileira são o aumento da evapotranspiração e redução da precipitação, ocasionando déficit hídrico, prolongando os períodos de estiagem e aumentando a susceptibilidade dos ecossistemas aquáticos lênticos a elevação do seu estado trófico. A eutrofização aliada com balanço hídrico negativo da água, direcionado pelas mudanças climáticas tende a promover florações de cianobactérias, concentrações de sais e a diminuição de oxigênio na coluna d'água, as quais podem reduzir a complexidade dos lagos e comunidades bentônicas, pois esse fenômeno atua como filtro ambiental selecionando espécies mais aptas a colonizar esses ambientes. Este trabalho tem como objetivo testar a hipótese de que o aumento do déficit hídrico aumentará o estado trófico dos reservatórios do semiárido, reduzindo a diversidade alfa e beta de macroinvertebrados bentônicos. Para testar a nossa hipótese foram comparadas as comunidades de macroinvertebrados bentônicos entre dois grupos de reservatórios localizados em duas sub-bacias hidrográficas vizinhas da região semiárida que contrastam em seus regimes de precipitação. Os grupos de reservatórios foram comparados num ano seco e outro extremamente seco para avaliarmos o efeito da intensidade da seca sobre as comunidades bentônicas em ambas as bacias hidrográficas. Os resultados mostram que a intensificação da seca aumentou o estado trófico dos reservatórios especialmente na bacia hidrográfica com menor precipitação anual. No entanto, ao contrário do esperado na sub-bacia e no período mais seco, onde os reservatórios apresentaram pior qualidade de água houve o acréscimo da diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos, devido a maior heterogeneidade ambiental. Mecanismos determinísticos como species sorting podem ter sido responsáveis pela estruturação das comunidades em nosso estudo. Esses resultados

implicam na compreensão da estruturação das comunidades diante eventos de mudanças climáticas nas regiões semiáridas.

**Palavras chave:** Homogeneização, eutrofização, qualidade da água, produtividade, dissimilaridade, substituição de espécies, alocação de espécies.

## **Abstract**

The global warming expected consequences for the Brazilian semi-arid region are increased evapotranspiration and reduced precipitation, increasing the hydric deficit and prolonging drought periods. This study hypothesizes that the increase in water deficit, increases the trophic state of semi-arid reservoirs and accordingly reducing the alpha and beta diversity of benthic macroinvertebrates and increasing the susceptibility of lentic aquatic ecosystems to the elevation of trophic state. Eutrophication coupled with a negative water balance driven by climate change tends to promote cyanobacteria blooms, increase salt concentrations and the reduction of oxygen in the water column, which may reduce the complexity of lakes and benthic communities, as this phenomenon acts as an environmental filter selecting species more apt to colonize these environments. To test our hypothesis, we compared the benthic macroinvertebrate communities between two sets of reservoirs located in two neighbouring sub-basins of the Brazilian semi-arid region with contrasting precipitation regimes. The two sets of reservoirs were compared between two periods (dry and extremely dry) to evaluate the effect of drought intensity on benthic macroinvertebrates alpha and beta diversities. The results show that drought intensification increases reservoirs trophic state, especially in the sub-basin with lower annual mean precipitation. However, Contrary to what was expected for the driest basin where the reservoirs presented worse water quality there was increase in benthic macroinvertebrates beta diversity, due greater environmental heterogeneity. Deterministic mechanisms like species sorting may have been responsible structuring the communities in our study. These results imply understanding the structure of communities in climate change events of semi-arid regions

**Key words:** Homogenization, eutrophication, water quality, productivity, dissimilarity, turnover, species sorting.

## **Introdução**

Os modelos climáticos preveem um aumento progressivo da aridez em algumas regiões semiáridas do mundo como consequência do aquecimento global (IPCC, 2007). Entretanto, as consequências para os ecossistemas nessas regiões ainda são pouco conhecidas. Modelos climáticos regionalizados predizem para a região semiárida brasileira um aumento médio da temperatura entre 0,5 C e 1,0 °C e uma diminuição na média das chuvas de 10% a 20% para os próximos 30 anos (PBMC, 2014). As previsões para o fim do século ainda são mais alarmantes, pois sugere-se um aumento entre 3,5 °C e 4,5 °C, na temperatura e as reduções entre 40% e 50% no volume de chuvas (PBMC, 2014). Com o aquecimento global, as taxas de evapotranspiração serão ainda mais elevadas, o que aliado à redução da precipitação prevista para a região, prolongará ainda mais os períodos secos, os quais causarão redução do volume dos açudes/reservatórios e lagos, aumentando a suscetibilidade dos mesmos à eutrofização (Jeppesen *et al.*, 2015; Brasil, *et al* 2015; Menezes *et al*; 2018).

A eutrofização cultural é um problema de nível global atribuído à ação antrópica (Smith *et al.*, 2006). As regiões semiáridas são mais vulneráveis à eutrofização devido ao balanço hídrico negativo que tende a concentrar sais e nutrientes na água promovendo florações constantes de algas, principalmente cianobactérias (Bouvy *et al.* 1999; Panosso *et al* 2007 Brasil *et al.*, 2015). Aliado ao déficit hídrico e consequente diminuição da profundidade média dos lagos, os efeitos da eutrofização podem ser acentuados devido ao aumento das concentrações de nutrientes na coluna d'água e maior chance de ressuspensão dos nutrientes acumulados nos sedimentos para a coluna d'água (Brauns *et al.* 2007; Jeppesen *et al*, 2010; Jeppesen *et al.*, 2015; Costa *et al.*,2016). O aumento dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) pode levar a florações de cianobactérias com consequente elevação das concentrações de matéria orgânica na

água, as quais podem diminuir a complexidade dos lagos (redução da heterogeneidade ambiental) e das comunidades bentônicas e planctônicas, devido a eutrofização que pode atuar como filtro ambiental selecionando espécies mais aptas a colonizar esses ambientes (Brasil, et al., 2016; Donohue et al., 2009, Passy & Blanchet 2007). Mecanismos determinísticos (eg: filtros ambientais, partição de nicho e trade offs) são relevantes para a estruturação das comunidades que se encontram homogeneizadas (Wellborn et al., 1996; Chase, 2007).

A homogeneização biótica é definida como o aumento da similaridade de espécies entre as comunidades ao longo do tempo (Olden & Poff, 2003). Dois diferentes processos direcionam a homogeneização biótica: a extinção das espécies nativas especialistas (espécies perdedoras) e a invasão de espécies exóticas generalistas (espécies vencedoras) em novas áreas (McKinney & Lockwood 1999; Olden & Poff, 2003). Tais processos podem direcionar a diminuição da riqueza de espécies local (alfa) e regional (gama), resultando na diminuição da diversidade beta ou homogeneização das comunidades (McKinney & Lockwood, 1999). Além do mais, tanto a extinção de espécies nativas quanto a invasão de espécies exóticas, podem ser impulsionadas por atividades antrópicas, como por exemplo, fragmentação de habitat, eutrofização e mudanças climáticas (Jackson & Sax, 2010).

É uma difícil tarefa prever as consequências da redução da precipitação ocasionada pelas mudanças climáticas nas comunidades biológicas, devido a imprevisibilidade da intensidade desses eventos (Garcia *et al.*, 2014). Nos estudos de mudanças nas composições das comunidades aquáticas, é comum a utilização dos macroinvertebrados bentônicos devido a esses organismos serem largamente utilizados como bioindicadores ambientais e por possuírem uma grande variedade de grupos taxonômicos, os quais são sensíveis a diferentes formas de distúrbios em ecossistemas

aquáticos, tais como eutrofização, contaminação por metais pesados, alteração nas matas ciliares e eventos de secas (Donohoue, *et al.*, 2009; Callisto & Esteves, 1998; Lorion & Kennedy, 2008; Lawrence, *et al.*, 2009 ; Feio *et al.*, 2010). Em estudos envolvendo mudanças climáticas Feio *et al* (2010) observou a mudança na composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos após a consequente aumento da temperatura e diminuição da precipitação no qual houve decréscimo na abundância e riqueza, já Burgmer *et al.*,(2007) não observou nenhuma mudança. No entanto, os estudos foram realizados em diferentes regiões do planeta, apesar de ser de grande importância para o meio científico trata-se de ambientes distintos do semiárido brasileiro, que apresenta grande variabilidade nos seus regimes de precipitação e longos períodos de estiagem (Brasil *et al.*, 2016).

É dado como incerto os efeitos das precipitações sob a perspectiva de mudanças climáticas nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos no semiárido brasileiro. Esse trabalho tem como objetivo testar a hipótese de que a diminuição das chuvas reduzirá a qualidade da água aumentando o estado trófico dos ecossistemas lacustres do semiárido com consequente redução da diversidade (alfa e beta) e homogeneização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em 16 reservatórios inseridos em duas sub-bacias que se diferenciam em seu regime de precipitação durante períodos de seca prolongada. Nós utilizamos o método o espaço em substituição do tempo para prever o efeito do clima em diferentes graus de aridez na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

## **Metodologia**

### *Área de estudo*

Localizada no Nordeste Brasileiro e de clima semiárido, a bacia do Rio Piranhas - Açu é a maior bacia hidrográfica da região do Atlântico Nordeste Oriental (Figura 1), com área de drenagem de 43.681,50Km<sup>2</sup>, abrangendo os Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte, onde deságua no oceano Atlântico. A bacia do piranhas-açu abrange 147 municípios, sendo 102 no estado da Paraíba e 45 no estado do Rio Grande do Norte abastecendo um total de 1.363.000 habitantes, 449.459(33%) no RN e 914.343(67%) na PB (ANA, 2010).

Dados da Agência nacional de águas (2014) constataram que existem diferenças nos regimes de precipitação entre diferentes sub-bacias da bacia do Rio Piranhas-Açu. Por exemplo, a sub-bacia do Rio Seridó (SB) possui uma precipitação média anual de 500mm<sup>3</sup>, o que corresponde a cerca de 70% da precipitação média anual da sub-bacia do Rio Piancó, que é de 700 mm<sup>3</sup>. Este cenário é aproximadamente o mesmo previsto com redução de 30% para a região semi-árida brasileira como consequência das mudanças climáticas. Portanto, assumimos nesta pesquisa que os ecossistemas aquáticos da sub-bacia mais seca do Rio Seridó (SB) poderão servir como modelo dos efeitos das mudanças climáticas nos ecossistemas aquáticos da sub-bacia mais úmida do Rio Piancó (PB) e de outras bacias da região com precipitação anual semelhante.

### *Desenho amostral e coleta de dados*

As coletas foram realizadas em 16 reservatórios em 2 campanhas (Janeiro 2014 e Janeiro de 2016), sendo 8 localizados na sub-bacia do Rio Piancó (PB) e 8 localizados na sub-bacia do Rio Seridó (SB) (Tabela 1). As amostras de água foram coletadas em 5 diferentes pontos ao longo dos reservatórios e integradas em uma só. Imediatamente

após as coletas, as amostras de água contendo fosforo foram congeladas, as que continham nitrogênio acidificadas e as de clorofilaa foram filtradas em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C com 1,5 µm de porosidade. Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados com o auxílio de um amostrador cilíndrico de sedimento do tipo “*Corer*” (Brinkhurst, 1974). Três sub-amostras foram coletadas na região litorânea de cada reservatório e subsequentemente integradas. Para a triagem dos organismos foi utilizado uma peneira de 100 micrometros. Para mensurar o volume coletado de cada amostra do reservatório foi utilizada a fórmula do volume do cilindro multiplicado por 3 (número de sub-amostras).

Os macroinvertebrados bentônicos foram fixados com formaldeído a 10% e levados posteriormente para análise laboratorial de quantificação e identificação. A abundância dos grupos foi medida a partir da divisão do número total de indivíduos em relação ao volume de sedimento. Os invertebrados quase sempre foram identificados em nível de família com o uso do estereomicroscópio (Mugnai *et. al* 2010). Já as larvas de *Chironomidae* foram identificadas em nível de gênero com o auxílio do microscópio (400x), utilizando a chave de identificação Trivinho-Strixino (2011). Todos os indivíduos foram armazenados em *ependorfs* e depositados na coleção de macroinvertebrados bentônicos da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) no Departamento de Parasitologia.

O oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade foram mensurados (em cada metro da coluna d’água) *in situ* com a utilização de uma sonda multiparâmetro HORIBA (Modelo U-22, Kioto, Japão). A transparência da água foi medida com um disco de Secchi. As concentrações de fósforo total foram analisadas através do método colorimétrico do ácido ascórbico (Murplhey & Rilley 1962), posterior a oxidação da amostra persulfato de potássio (Valderrama, 1981). O Nitrogênio total foi analisado pela

combustão de amostras de água utilizando o analisador de carbono TOC-V Shimadzu como um analisador de Nitrogênio total anexado. As concentrações de clorofila a foram determinadas espectrofotometricamente, após a extração de pigmentos com etanol em temperatura ambiente depois de 20h (Jespersen & Christoffersen, 1987). O volume de água no momento de coleta dos reservatórios foi fornecido pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) e pela Agência Executiva de Gestão das Águas do estado da Paraíba (AESAs).

O  $\delta^2\text{H}$  e  $\delta^{18}\text{O}$  (Isótopos de hidrogênio e oxigênio) das amostras de água foram determinados utilizando o sistema Multiflow conectado ao espectrômetro de massa Isoprime (Thermo Electron, Waltham, Massachusetts, EUA). Essa análise foi realizada para fornecer estimativa indireta do balanço hídrico dos reservatórios. Quanto mais altos os valores de  $\delta^2\text{H}$  e  $\delta^{18}\text{O}$  da água maior a taxa de evaporação da água (Kosten *et al.*, 2010). Todas as proporções isotópicas são expressas em unidades de  $\delta$  em relação a média das águas oceânicas no padrão de Viena, expressa na seguinte fórmula:

$$\delta^{18}\text{O} \text{ ou } \delta^2 = [\text{R}_{\text{sample}}/\text{R}_{\text{std}} - 1] \times 100$$

Onde:  $\text{R}_{\text{sample}}$  e  $\text{R}_{\text{std}}$  são  $^2\text{H}/\text{H}$  ou  $\text{O}^{16}/\text{O}^{18}$  taxa da amostra padrão. A precisão da análise é de  $\pm 2,0 \%$  e  $\pm 0,2$  para os respectivos valores  $\delta^2\text{H}$  e  $\delta^{18}\text{O}$ .

Nós derivamos a razão entre a quantidade de água que entra e a quantidade perdida por evaporação (*Inlet:Evaporation*) utilizando os valores de  $\delta^{18}\text{O}$ . A derivação é baseada no princípio de que os isótopos leves evaporam mais rápido que os isótopos pesados. Quanto mais isótopos pesados de água possui o lago, em relação a água que entra (chuva/rios), mais a água do lago é submetida a evaporação.

A razão entre a quantidade de água que entra e a quantidade perdida por evaporação (*Inlet:Evaporation*) foi calculada usando o modelo Gat-Bowser (Gat & Bownser, 1991; Rozanski *et al.*, 2001). A entrada relativa de umidade para o modelo foi obtida a partir do conjunto de dados de New *et al* (2002). Os valores de  $\delta^{18}\text{O}$  da água de entrada foram aproximados pela composição isotópica da precipitação na localidade do lago (Dados obtidos de Bowen & Revenaugh (2003).

#### *Análises estatísticas*

A normalidade das variáveis ambientais foi testada através do Shapiro-Wilk (Anexo 1). Oxigênio dissolvido (mg.L-1), Oxigênio, *Inlet:Evaporation* (normal e corrigida) apresentaram distribuição normal ( $p > 0,05$ ). Todas as variáveis foram transformadas em  $\log(x+1)$  afim de padronizar e alcançar a distribuição normal. Os testes de ANOVA's bifatoriais (*Two-way ANOVA*) foram realizadas para testar os efeitos da bacia hidrográfica (região) da intensidade da seca (tempo) e da interação entre ambos os fatores, sobre as variáveis ambientais indicadoras de estado trófico, a abundância de macroinvertebrados bentônicos (calculada através da densidade) e as diversidades alfa (calculada pelo índice de Shannon e Simpson).

A análise de variância multivariada permutacional PERMANOVA proposta por Anderson (2001) é um teste multivariado fundamentado na variância. Foram realizadas duas PERMANOVA's com 9999 permutações. A primeira testou o efeito da bacia hidrográfica (regiões), da intensidade da seca (tempo) e da interação entre ambos os fatores (variáveis independentes) sobre a dissimilaridade de espécies de macroinvertebrados (A dissimilaridade foi medida com o índice de bray-curtis) A segunda testou o efeito dos mesmos fatores sobre a dissimilaridade ambiental. Para calcular a dissimilaridade ambiental foi utilizada a distância euclidiana com as seguintes

variáveis: Volume (Vol), fósforo total (TP), condutividade (Cond), carbono orgânico particulado (POC), oxigênio dissolvido (OD), e a razão da entrada (*inlet*) e saída (*evaporation*) de água. Antes do cálculo das distâncias euclidianas, a matriz de dados ambientais foi padronizada para diminuir as diferenças de escala as variáveis. Uma análise multivariada de dispersão baseada na distância PERMDISP foi utilizada para testar a homogeneidade das dispersões multivariadas entre grupos utilizando as distâncias individuais de cada ponto para os centróides, a fim de se obter os valores para a construção dos gráficos em formato de boxplot. A PERMDISP Trata-se de um teste que auxilia na interpretação da PERMANOVA dando uma interface gráfica para o modelo ilustrando como se comportam as comunidades entre as distâncias estabelecidas (Anderson et al., 2006).

## Resultados

O volume máximo acumulado foi maior na sub-bacia menos seca PB ( $G1 = 1$ ,  $F = 55,607$  e  $p < 0,001$ ) e no período de seca ( $G1 = 1$ ,  $F = 25,494$  e  $p < 0,001$ ), e não houve interação entre as sub-bacias e períodos ( $G1 = 1$ ,  $F = 1,789$  e  $p = 0,172$ ) (Figura 2.A). A profundidade de secchi foi maior na sub-bacia menos seca PB ( $G1 = 1$ ,  $F = 25,494$  e  $p < 0,001$ ), não diferiu entre os períodos ( $G1 = 1$ ,  $F = 1,926$  e  $p = 0,176$ ) e não houve interação entre as sub-bacias e os períodos ( $G1 = 1$ ,  $F = 1,789$  e  $p = 1,191$ ) (Figura 2.C). No geral, a razão de entrada e saída de água foi maior na sub-bacia menos seca PB ( $G1 = 1$ ,  $F = 31,447$  e  $p < 0,001$ ). Não houve efeito isolado do período na razão de entrada e saída de água ( $G1 = 1$ ,  $F = 3,645$  e  $p = 0,066$ ) e houve interação entre os períodos e sub-bacias ( $G1 = 1$ ,  $F = 7,01$  e  $p = 0,0132$ ), com a razão sendo maior no período extremamente seco da sub-bacia mais seca SB (Figura 2.B). O nível de clorofila foi maior na sub-bacia mais seca SB ( $G1 = 1$ ,  $F = 17,260$  e  $p < 0,001$ ), assim como no

período extremamente seco ( $Gl = 1, F = 4,314$  e  $p = 0,047$ ) e não houve interação entre as sub-bacias e períodos ( $Gl = 1, F = 3,959$  e  $p = 0,056$ ) (Figura 2.D). O nível de fósforo total foi maior na sub-bacia mais seca SB ( $Gl = 1, F = 43,383$  e  $p < 0,001$ ) e no período extremamente seco ( $Gl = 1, F = 15,342$  e  $p < 0,001$ ). Porém não houve efeito da interação entre as sub-bacias e períodos ( $Gl = 1, F = 3,598$  e  $p = 0,068$ ) (Figura 2.E). O nitrogênio total foi maior na sub-bacia mais seca SB ( $Gl = 1, F = 57,567$  e  $p < 0,001$ ) e no período extremamente seco ( $Gl = 1, F = 19,306$  e  $p < 0,001$ ). Também houve interação entre as sub-bacias e os períodos ( $Gl = 1, F = 8,114$  e  $p = 0,001$ ), com um aumento expressivo do nitrogênio no período extremamente seco da sub-bacia mais seca SB (Figura 2.F).

Na sub-bacia menos seca PB foram levantados 857 macroinvertebrados, dos quais foram identificados: um grupo a nível de Classe (10 indivíduos), dois grupos a nível de sub-classe (371 indivíduos), um grupo a nível de ordem (8 indivíduos), três grupos a nível de família (6 indivíduos) e 10 grupos a nível de gênero (462 indivíduos) (Tabela 2). Na sub-bacia mais seca SB foram identificados 566 macroinvertebrados, com um grupo identificado a nível de ordem (1 indivíduo), um grupo identificado a nível de subclasse (147 indivíduos), dois grupos a nível de família (3 indivíduos) e 11 grupos a nível de gênero (415 indivíduos). Os taxas mais abundantes nos reservatórios foram os *Melanoides* (44,4%), *Oligochaeta* (36,5%) e *Chironomidae* (17,2%). Os restantes dos grupos corresponderam apenas a 2,7% do total de indivíduos. Foram identificados 11 gêneros da família *Chironomidae*, com *Aedokritus*, *Chironomus* e *Tanitarsus* como os maiores representantes.

Os resultados da ANOVA-bifatorial mostraram que a abundância de *Chironomidae* foi significativamente maior na sub-bacia mais seca SB ( $Gl = 1, F = 5,376$  e  $p = 0,029$ ). Não foi observado o efeito isolado dos períodos sobre a abundância

de Chironomidae ( $G1 = 1$ ,  $F = 3,644$  e  $p = 0,067$ ). Houve interação dos efeitos das sub-bacias e períodos sobre a abundância dos Chironomidae ( $G1 = 1$ ,  $F = 6,845$  e  $p = 0,0149$ ), com a abundância aumentando bastante no período extremamente seco da sub-bacia mais seca SB (Figura 3.B). Não foi observado efeito das sub-bacias, períodos ou a sua interação para abundância total ( $G1 = 1$ ,  $F = 0,061$  e  $p = 0,811$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,061$  e  $p = 0,062$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 3,878$  e  $p = 0,593$ ), *Melanoides* ( $G1 = 1$ ,  $F = 0,423$  e  $p = 0,531$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,1,316$  e  $p = 0,267$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,3,025$  e  $p = 0,093$ ) e Oligochaeta ( $G1 = 1$ ,  $F = 1,592$  e  $p = 0,216$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,747$  e  $p = 0,401$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,325$  e  $p = 0,576$ ) (Figura 3.A, C e D). Também não houve efeito das bacias, períodos ou sua interação sobre a diversidade alfa ( $G1 = 1$ ,  $F = 0,255$  e  $p = 0,617$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,1,325$  e  $p = 0,299$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,008$  e  $p = 0,892$ ), diversidade de Simpson ( $G1 = 1$ ,  $F = 0,258$  e  $p = 0,679$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,202$  e  $p = 0,467$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 1,088$  e  $p = 0,768$ ) e diversidade de Shannon ( $G1 = 1$ ,  $F = 0,324$  e  $p = 0,663$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,395$  e  $p = 0,393$ ;  $G1 = 1$ ,  $F = 0,975$  e  $p = 0,878$ ) (Figura 4.A, B, C).

Os resultados da PERMANOVA mostraram que a intensidade da seca não afetou a diversidade beta (heterogeneidade na composição de espécies) de macroinvertebrados bentônicos dentro das regiões ( $G1 = 1$ ,  $F = 1,234$  e  $p = 0,311$ ), mas a diversidade beta foi mais alta na sub-bacia mais seca (SB) ( $G1 = 1$ ,  $F = 3,636$  e  $p = 0,012$ ). Além disso, um efeito de interação entre região e intensidade da seca foi observada (Figura 5.A) ( $G1 = 1$ ,  $F = 4,123$  e  $p = 0,012$ ). Um padrão semelhante foi observado para as variáveis ambientais, ou seja, maior heterogeneidade ambiental com aumento da intensidade da seca ( $G1 = 1$ ,  $F = 5,834$  e  $p = 0,001$ ), entre as regiões ( $G1 = 1$ ,  $F = 7,968$  e  $p = 0,001$ ), e efeito de interação entre a região e a intensidade da seca ( $G1 = 1$ ,  $F = 1,96$  e  $p = 0,23$ ) (Figura 5.B).

## Discussão

O nosso estudo mostrou como o efeito da redução da precipitação na qualidade da água em duas sub-bacias semiáridas afetou a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Os nossos resultados não confirmaram nossa hipótese de pesquisa de que a redução do nível da água causaria a homogeneização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Pelo contrário, nós observamos que na sub-bacia mais seca (SB) houve um acréscimo da diversidade beta, porque os reservatórios apresentam maior heterogeneidade ambiental o que determina uma maior variação na composição das comunidades. Em nosso cenário o evento de seca extrema também favoreceu o aumento na taxa de substituição de espécies na sub-bacia SB que apresentou maiores valores de diversidade beta.

A diferença dos regimes de precipitação entre as sub-bacias PB e SB entre os períodos Seco e Extremamente seco estiveram associadas a mudanças significativas nas propriedades físico químicas da água dos reservatórios. Os reservatórios da sub-bacia mais seca (SB) os apresentaram um estado trófico mais elevado e uma pior qualidade do que a sub-bacia PB, especialmente no ano extremamente seco. Observamos que a sub-bacia mais seca, apresentou uma degradação da qualidade da água. A seca prolongada direcionou a redução do nível da água, aumento da concentração de nutrientes, diminuição da transparência da água e do armazenamento do volume hídrico. Os resultados da razão da entrada (*inlet*) e saída (*evaporation*) de água utilizada nesse estudo como um indicador de balanço hídrico, confirmaram a nossa premissa de que a os reservatórios da sub bacia SB possuem um balanço hídrico mais negativo do que os da PB.

Os reservatórios da sub-bacia mais seca (SB) apresentaram maiores produtividades médias (clorofila) quando comparados com os reservatórios da sub-bacia

mais úmida (PB). Uma das razões que podem explicar esse padrão, são as diferenças das médias de precipitação que proporcionaram as mudanças na produtividade entre as sub-bacias, onde os reservatórios da sub-bacia (SB) apresentaram maiores estados tróficos. Geralmente a eutrofização age como um processo simplificador das comunidades fazendo com que fiquem menos dissimilares ou mais homogêneas (Donohue *et al.*,2009; Menezes *et al.*,2015; Cook *et al.* 2018). Contudo, nossos resultados ilustram o sentido inverso da nossa hipótese. O aumento da aridez e a consequente diminuição da qualidade da água aumentou a diversidade beta das comunidades de macroinvertebrados bentônicos na sub-bacia mais seca (SB), as quais se mostraram mais diversas do que a sub-bacia menos seca (PB). Em um estudo envolvendo distâncias espaciais Chase & Leibold (2002) constatou que houve o aumento da dissimilaridade entre duas regiões que variaram os seus níveis de produtividade média, sendo que a região mais produtiva apresentou comunidades mais diversas e bem estruturadas.

A sub-bacia com maior diversidade beta (SB) também apresentou maior heterogeneidade ambiental. O aumento na diversidade beta pode ser explicado pela variedade de condições apresentadas em cada reservatório da sub-bacia (SB), que abrigam diferentes grupos de espécies (Chase & e Leibold, 2003; Leibold, 2004). As variações na heterogeneidade funcionam como filtros selecionando as espécies de acordo com as suas tolerâncias a cada variável. Em nosso estudo observamos semelhanças com a variação de nicho temporal entre os níveis de aridez (Chase, 2010), havendo a extinção de algumas espécies e o recrutamento de outras do período seco para o extremamente seco. Podemos citar dois mecanismos associados ao padrão visto. O primeiro seria o mecanismo de estruturação *species sorting*, onde as espécies são selecionadas por fatores ambientais e possuem taxas de dispersão suficientes para

ocupar o ambiente adequado para sua colonização (Leibold, 2004). explicar o aumento da diversidade beta na sub-bacia do SB. O segundo seria a partição de nicho com duas ou mais espécies utilizando o mesmo recurso de diferentes formas evitando a sobreposição de nicho/competição e por fim havendo incremento na diversidade.

O mecanismo de Alocação de espécies (*species sorting*) (Leibold, 2004) também pode explicar a similaridade de espécies na sub-bacia mais úmida (PB). A heterogeneidade ambiental não variou do período seco para o extremamente seco, indicando que as características ambientais dos reservatórios são semelhantes independentes do grau de aridez. Como resultado, a atuação do filtro ambiental foi a mesma em todos os reservatórios da sub-bacia do PB não havendo diferenciação da diversidade beta, portanto não houve taxa de substituição. É possível que na sub-bacia PB os organismos apresentem elevadas taxas de dispersão permitindo a coexistência das mesmas espécies entre os reservatórios através do mecanismo *Source sink* (fonte dreno), no qual a taxa de dispersão pode ser tão elevada que os melhores colonizadores eliminam os melhores (Mouquet & Loreau 2003; Leibold, 2004).

As condições eutrofizadas dos reservatórios das sub-bacias favoreceram a predominância de três grupos de taxas em nossos estudos: Chironomídeos, Melanoides e Oligochaeta. Os Chironomídeos são considerados resistentes a condições ambientais de lagos mais eutróficos e possui grande riqueza taxonômica (Pires *et al.*, 2000; Trivinho-Stixino & Strixino, 1995). O gênero *Chironomus* foi o mais abundante entre os Chironomídeos e é caracterizado pela sua grande tolerância a condições de baixo oxigênio dissolvido e elevada matéria orgânica (Al-Shami *et al.*, 2010; Helson, *et al.*, 2006). Os gastrópodos *Melanoides tuberculata* também se beneficiam dessas condições por serem invasores de elevada adaptabilidade, sempre encontrados em grandes densidades e em ambientes de alta produtividade (Santos *et al.*, 2008; Calisto *et*

*al.*, 2005). O grupo Oligochaeta geralmente está associado a ambientes com elevado teor de matéria orgânica e com baixos níveis de oxigênio (Machese, 1987). A elevada abundância de Oligochaetas pode ser explicada por sua reprodução rápida e assexuada e a forte adaptabilidade do grupo (Brinkhurst & Machese, 1992).

## **Conclusão**

As consequências geradas pela diminuição das taxas de precipitação ocasionadas pelas mudanças climáticas são consideradas uma das principais ameaças para a biodiversidade, pois alteram a composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas de água doce (Jeppesen *et al.*, 2015). Apesar de ser um problema de nível global ainda se desconhece os reais efeitos das mudanças climáticas nas regiões semiáridas, pois algumas regiões podem ser mais sensíveis às variações climáticas (IPCC, 2014). O nosso estudo apresentou predições do que acontecerá com a qualidade da água e comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos ecossistemas lacustres do semiárido tropical Brasileiro, onde apresentamos uma diminuição na qualidade da água e um aumento da diversidade beta na sub-bacia mais árida. Mais estudos são necessários para entender o que a predominância de grupos taxonômicos resistentes e a exclusão de táxons menos adaptados representam para a estrutura da comunidade e o equilíbrio do ecossistema aquático. Pesquisas posteriores precisam analisar outros parâmetros não mensurados neste estudo, como fatores além do volume hídrico afetam a diminuição da qualidade da água, distância de reservatórios e capacidade de dispersão das espécies.

## Referências bibliográficas

- Al-Shami, S.A., Rawi, C.S.Md., HassanArmad, A & Nord, S.A.M. 2010. Distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera) in polluted rivers of the Juru River Basin, Penang, Malaysia. 22- 1718-1727.
- Ana .2010. Termos de referência para a elaboração do plano de recursos hídricos da bacia do rio Piranhas-Açu. pp Page, Brasília.
- Ana. 2014. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu. pp 312. Brasília. Agência Nacional de Águas.
- Anderson, M.J., K.E, Ellingsen. & B.H. McArdle 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683–693
- Anderson, M.J.2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 26: 32-46
- Appelberg M. 2000.Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gill nets. *Fiskeriverket Information*, 1, 3-32.
- Burgmer, T., H. Hillebrand. & M. Pfenninger. 2006. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia*.151: 93-103
- Brasil, J., J.L. Attayde., F.R. Vasconcelos., D.D.F. Dantas., & V.L.M. Huszar. 2015. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*. 145-164
- Bouvy, M., R. Molica., S. Oliveira., M. Marinho & B. Beker. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*. 20: 285-297

- Bowen, G.J & J. Revenaugh.2003. Interpolating the Isotopic Composition of Modern Meteoric Precipitation. *Water Resources Research* 39:1-9
- Bowen, G.J., & J. Revenaugh. 2003. Interpolating the isotopic composition of modern meteoric  $\delta^{18}O$  precipitation. *Water Resources Research* 39: 1-9.
- Brauns, X.F.G., M.T. Pusch & W. Norbert. 2007. Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. *Freshwater Biology* 52: 1022-1032.
- Brinkhurst, R.O. 1974 *The Benthos of Lakes*, New York, St. Martin's Press.
- Brinkhurst, R.O., Marchese, M.R., 1992. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Asociación de ciencias Naturales del Litoral. Santo tomé. 207 p.
- Callisto, M., Goulart, M., Barbosa, F.R.A & Rocha, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco River (northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. 65: 229-241.
- Charlton, M.N. 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of productivity an morphometry effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1531-1539.
- Chase, J.M. & A. Leibold. 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*. 416: 427 – 430.
- Chase, J.M. 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science*. 328:1388-1391.
- Cook, S.C., L. Housley., J.A, Back. & R.S, King. 2018. Freshwater eutrophication drives sharp reduction in temporal beta diversity. *Ecology*. 99: 48-56

- Costa, M.R.A., J.L. Attayde. & V. Becker. 2016. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. *Hydrobiologia*. 778: 75-89.
- Cuffney, T. F., J. B. Wallace & J. Lughart .1990. Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater biology*. 23: 281-299.
- Cushing, C. E., G. W. Minshall & J. D Newbold. 1993. Transport dynamics of the particulate organic matter in two idaho streams. *Limnology and Oceanography*. 38: 1101-1115.
- Donohue, I., L. J., M.T. Pusch, & I. Kenneth.2009. Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology* 90: 3470-3477.
- Esteves, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnologia* 3 edição. Rio de Janeiro. V.1 790 p.
- Feio, M.J., C.N. Coimbra., M.A.S. Graça. 2010. The influence of extreme climatic events and human disturbance on macroinvertebrate community patterns of a Mediterranean stream over 15y. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 1397-1409.
- Garcia, R.A., M. Cabeza., C. Rahbek & M.B. Araújo. 2014. Multiple dimensions of climate change and their implication for biodiversity. *Science*. 344.
- Gat, J.R & C, Bowser. 1991. The Heavy Isotope Enrichment of Water in Coupled Evaporative Systems. In Taylor, H.P.J. R. O'Neil. & I.R. Kaplan(eds), *Stable Isotope Geochemistry: A tribute to Samuel Epstein*. Geochemistry Society, St. Louis, 159-168

- Helson, J.E., D.D, Williams & D, Turner. Larval Chironomidae community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia*, 559: 413-431.
- Ippcc (2007) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. In: *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (eds Parry, M.L., O.F Canziani., J.P. Palutikof., P.J. Van Der Linden. & C.E. Hanson) pp Page, Cambridge.
- Jespersen, A.M. & K. Christoffersen. 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 109: 445-459.
- Jeppesen E., Brucet S., Naselli-Flores L., Papastergiadou E., Stefanidis K., Nöges T., Nöges P., Attayde J.L., Zohary T., Coppens J., Bucak T., Menezes R.F., Freitas F.R.S., Kernan M., Søndergaard M., Beklioğlu M. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and salinity. *Hydrobiologia*, 570, 201-227.
- Jeppesen, E., J.P. Jessen., M. Søndergaard., T. Lauridsen. & F. Landkildehus. 2000. Trophic structure species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Kosten, S., F. Roland., D.M.L. Motta Marques., E,H Van Ness., N.Mazzeo., L.S.L. Stenberg., M. Sheffer & J.J.Cole.2010. Climate-dependent CO2 Emissions, from Lakes. *Global Biogeochemical Cycles*. 24: 1-7.
- Lawrence, J.E., K.B, Lunde., R.D. Mazor., L.A, Bêche., E.P, McElravy & V.H, Resh. 2009. Long-term macroinvertebrate responses to climate change: implications for

biological assessment in Mediterranean- climate streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29:1424-1440

Leibold, M.A., M. Holyoak., N. Mouquet., P. Amarasekare., J.M. Chase., M.F. Hoopes., R.D. Holt., J.B. Shurin., R. Law., D. Tilman., M. Loreau & A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*. 7:601-613.

Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. 2008. Relationships Between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater biology*. 54:165-180

Marchese, M.R. 1987. The ecology of some benthic Oligochaeta from the Paraná River. *Hydrobiologia*. 155: 209-214.

Mckinney, M.L & J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trend in ecology & Evolution*, 14: 450-453.

Menezes, R.F., J.L. Attayde., J. Kosten., G. Lacerot., L.C Souza., Costa, L.S., L.S.L. Sternberg., A.C. Santos., M.M. Rodrigues. & E. Jeppesen. 2018. Differences in food webs and trophic states of Brazilian tropical humid and semi-arid shallow lakes: implications of climate change. *Hydrobiologia*, 1-17

Menezes, R.F., F. Borchsenius., S. Jens-Christian., T.A. Davison., M.Sondergaard., L.L.Torben., L.Frank. & E.Jeppesen. 2015. Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biology* 60: 745-757.

- Mouquet, N., & M. Loreau. 2003. Community patterns in source-sink metacommunities. *American Naturalist*. 167: 544-557.
- Olden, J.D. & L.N Poff. 2003. Toward a Mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist*. 162:442-460.
- Panosso, R., A.S.I. Costa., N.R. Souza., J.L. Attayde., S.R.S. Cunha & F.C.F. Gomes. 2007. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*. 11(3): 443 - 449
- Passy, S.L. & F.G. Blanchet. 2007. Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Diversity and distribution*. 13: 670-679
- PBMC. Ambrizzi, T. & M. Araújo. 2014. Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 464 p.
- Pires, A.M., Cowx, I.G. & M.M. Coelho. 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin Portugal. *Hydrobiologia*. 435: 167-175.
- Queiroz, J.F., S. Trivinho-Strixino., V.M.C. Nascimento. 2000. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. *Embrapa Meio Ambiente* 3: 1-14.
- Santos, C.M. & E.M. Eskinazi-Sant'Anna. 2008. The introduced snail *Melanoides Tuberculatus*(Muller, 1774), (Mollusca: Thiaridae) in aquatic

ecosystems of the Brazilian Semiarid Northeast. *Brazilian Journal of Biology*. 70: 1-7.

Siqueira, T., C.G.T. Lacerda & V.S. Saito. 2015 How does landscapes modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica* 47:509-516.

Smith, V.H., S.B. Joye. & R.W. Howarth. 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 51: 351-355.

Thornton, J.A. & W. Rast. 1993. A test of hypothesis relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: Straskraba, M.; Tundisi, J.G. and Duncan, A., ed. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Publishers. 1-24.

Trivinho-Strixino, S & G. Strixino. 1995. *Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo: Guia de identificação e Diagnose de GÊNEROS*. UFSCar. São Carlos.

Valderrama, J. 1981. The Simultaneous Analysis of Total Nitrogen and Phosphorus in Natural Waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122

Wallace, J. B. & J. R. Webster. 1996. The role macroinvertebrates of in stream ecosystem function. *Annual Reviews*. 41: 115-39.

Wallace, J. B. & R. W. Merritt. 1980. Filter-Feeding ecology of aquatic insects. *Annual Reviews* 25: 103-32.

Wellborn, G.A., D.K. Skelly. & E. Wenner. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual review of ecology and systematics*. 27: 337-63

**Tabela 1.** Informações de localidade, área total e profundidade da barragem de cada reservatório.

<b>Reservatórios</b>	<b>Sub-bacia</b>	<b>Estado</b>	<b>Cidade</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Profundidade próxima a barragem</b>
Condado	Piancó	PB	Conceição	441.00	14.7
Serra vermelha	Piancó	PB	Conceição	155.21	8.0
Piranhas	Piancó	PB	Ibiara	234.2	16.0
Vazante	Piancó	PB	Diamante	133.76	16.0
Bruscas	Piancó	PB	Curral Velho	306.26	15.0
Saco	Piancó	PB	Olho D'Água	640.78	21.0
Cachoeira dos Alves	Piancó	PB	Itaporanga	208.81	3.8
Jenipapeiro	Piancó	PB		692.65	18.0
Gargalheiras	Seridó	RN	Acari	780.00	11.0
Cruzeta	Seridó	RN	Cruzeta	616.00	1.5
Itans	Seridó	RN	Caicó	1340.00	5.5
Carnaúba	Seridó	RN	São João do Sabugi	506.50	3.0
Passagem das traíras	Seridó	RN	São José do Seridó	1004.82	5.0
Esguicho (Divino espírito santo)	Seridó	RN	Ouro Branco	430.18	4.7
Caldeirão de Parelhas	Seridó	RN	Parelhas	183.78	2.2
Boqueirão de Parelhas	Seridó	RN	Parelhas	1267.27	7.5

**Tabela 2:** Lista de macroinvertebrados com seus níveis de identificação, abundâncias por bacia e total.

Grupo	Identificação	Abundância		
		Seridó Basin	Piancó Basin	Total
<b>Anelidae</b>	<b>Filo</b>			<b>518</b>
Oligochaeta	Subclasse	147	366	513
Hirudinea	Subclasse	0	5	5
<b>Coleoptera</b>	<b>Ordem</b>			<b>2</b>
Girinidae	Família	2	0	2
<b>Crustacea</b>	<b>Subfilo</b>			<b>8</b>
Decapoda	Ordem	0	8	8
<b>Diptera</b>	<b>Ordem</b>			<b>2</b>
Chaboridae	Família	0	2	2
<b>Chironomidae</b>	<b>Família</b>			<b>244</b>
<i>Aedokritus</i>	Gênero	43	14	57
<i>Asheum</i>	Gênero	4	7	11
<i>Caladomyia</i>	Gênero	1	0	1
<i>Chironomus</i>	Gênero	114	6	120
<i>Coelotanypus</i>	Gênero	1	2	3
<i>Goedichinonimus</i>	Gênero	17	4	21
<i>Larsia</i>	Gênero	1	0	1
<i>Riethia</i>	Gênero	1	0	1
<i>Rheotanytarsus</i>	Gênero	0	1	1
<i>Tanytarsus</i>	Gênero	25	1	26
<i>Syrphidae</i>	Gênero	2	1	3
<b>Ephemeroptera</b>	<b>Ordem</b>			<b>2</b>
Leptophlebiidae	Família	0	2	2
<b>Mollusca</b>	<b>Filo</b>			<b>632</b>
Melanoide	Gênero	206	425	631
Pomacea	Gênero	0	1	1
<b>Myrapoda</b>	<b>Subfilo</b>			<b>10</b>

Diplopoda	Classe	0	10	10
<b>Odonata</b>	<b>Ordem</b>	1	0	1
Gomphidae	Família	1	0	1
Protoneuridae	Família	0	2	2
<b>Total</b>		<b>566</b>	<b>857</b>	<b>1423</b>

**Figura 1.** Área de estudo ilustrando os 16 reservatórios estudados da bacia Rio Piranhas-Açu localizados nas duas sub-bacias do Rio Piancó (PB) e do Rio Seridó (SB). As isolinhas mostram as diferenças de precipitação nas duas regiões. Piancó (PB) com 700 mm e com Seridó (SB) 500 mm anuais.

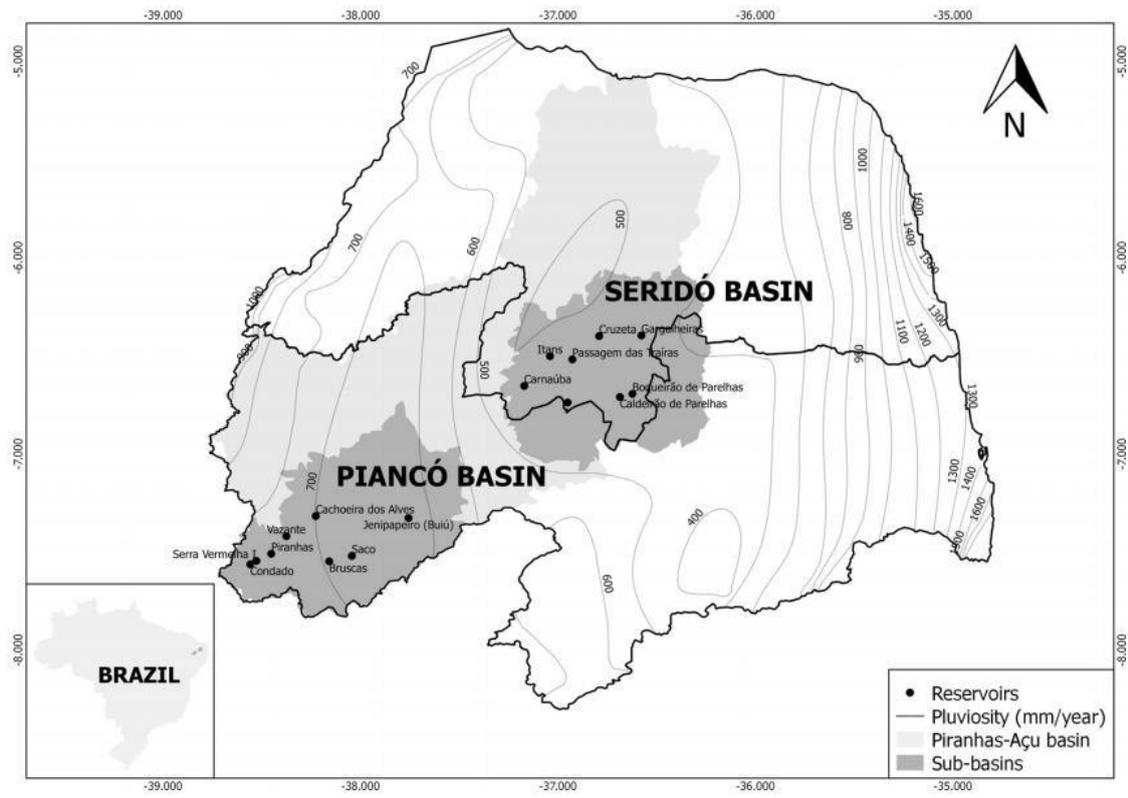
**Figura 2.** Box plots com a mediana, mínimo e máximo, primeiro e terceiro quartil das variáveis ambientais monitoradas nos reservatórios: (a) Volume no período de coleta, (b) profundidade do disco de Secchi, (c) razão entrada/evaporação da água, (d) turbidez (e) fósforo total (f) nitrogênio total. Resultado da ANOVA bifatorial mostrando os níveis de significância dos efeitos da bacia hidrográfica (espaço), da intensidade da seca (tempo) e da interação entre esses fatores sobre as variáveis analisadas.

**Figura 3.** Box plots com a mediana, mínimo e máximo, primeiro e terceiro quartil das abundâncias de macroinvertebrados bentônicos (a) Abundância total, (b) Chironomidae (c) Oligochaeta, (d) Melanoide. Resultado da ANOVA bifatorial mostrando os níveis de significância dos efeitos da bacia hidrográfica (espaço), da intensidade da seca (tempo) e da interação entre esses fatores sobre as variáveis analisadas.

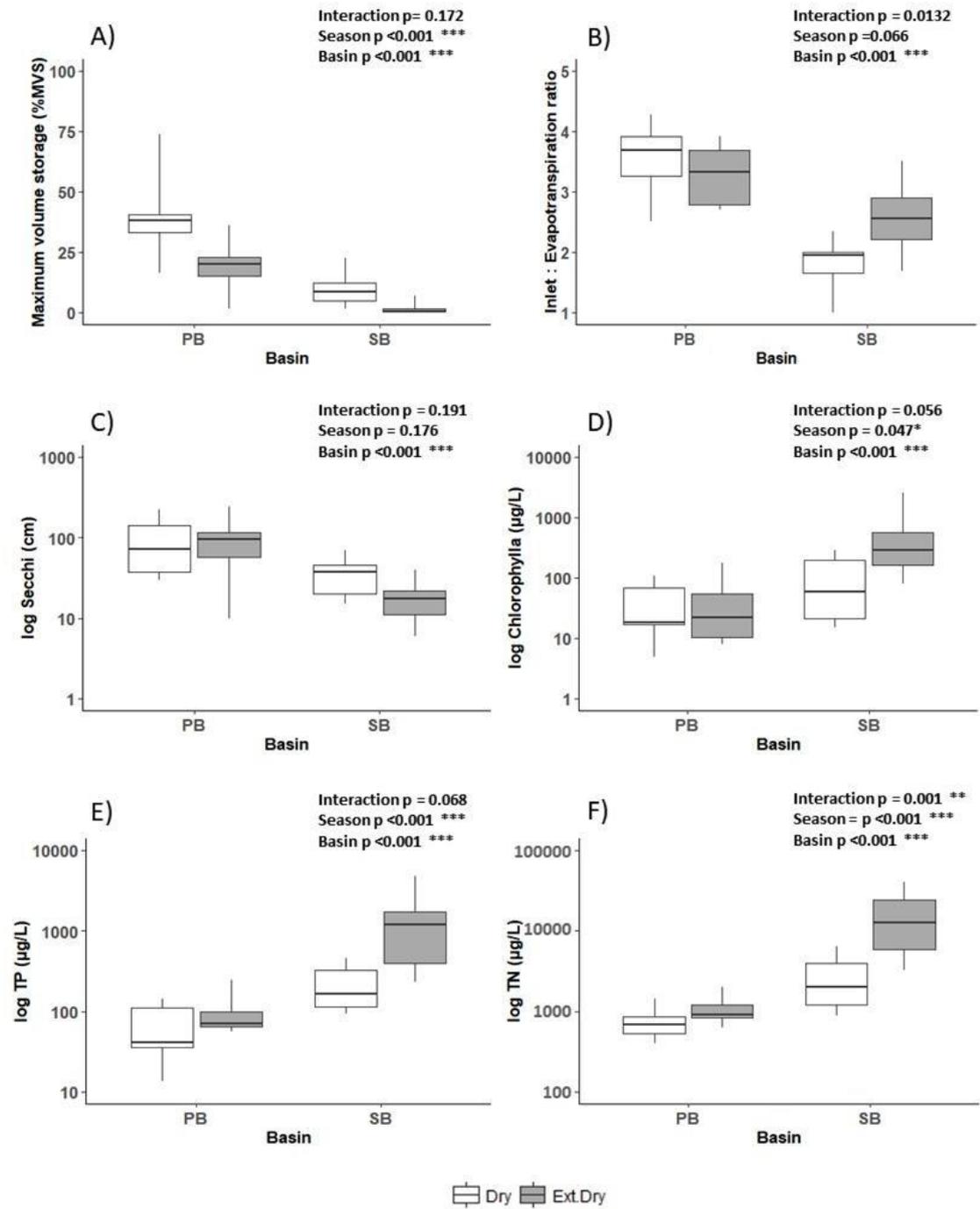
**Figura 4.** Box plots com a mediana, mínimo e máximo, primeiro e terceiro quartil da diversidade alfa: (a) Riqueza total, (b) Diversidade de Simpson (c) Diversidade de Shannon. Resultado da ANOVA bifatorial mostrando os níveis de significância dos efeitos da bacia hidrográfica (espaço), da intensidade da seca (tempo) e da interação entre esses fatores sobre as variáveis analisadas.

**Figura 5.** Box plots com a distância para centroide (no lugar da mediana) em cada caixa representando a diversidade beta na PERMANOVA. A) diversidade beta das comunidades com distância de bray-curtis, B) diversidade ambiental. mostrando os níveis de significância dos efeitos da bacia hidrográfica (espaço), da intensidade da seca (tempo) e da interação entre esses fatores sobre as variáveis analisadas.

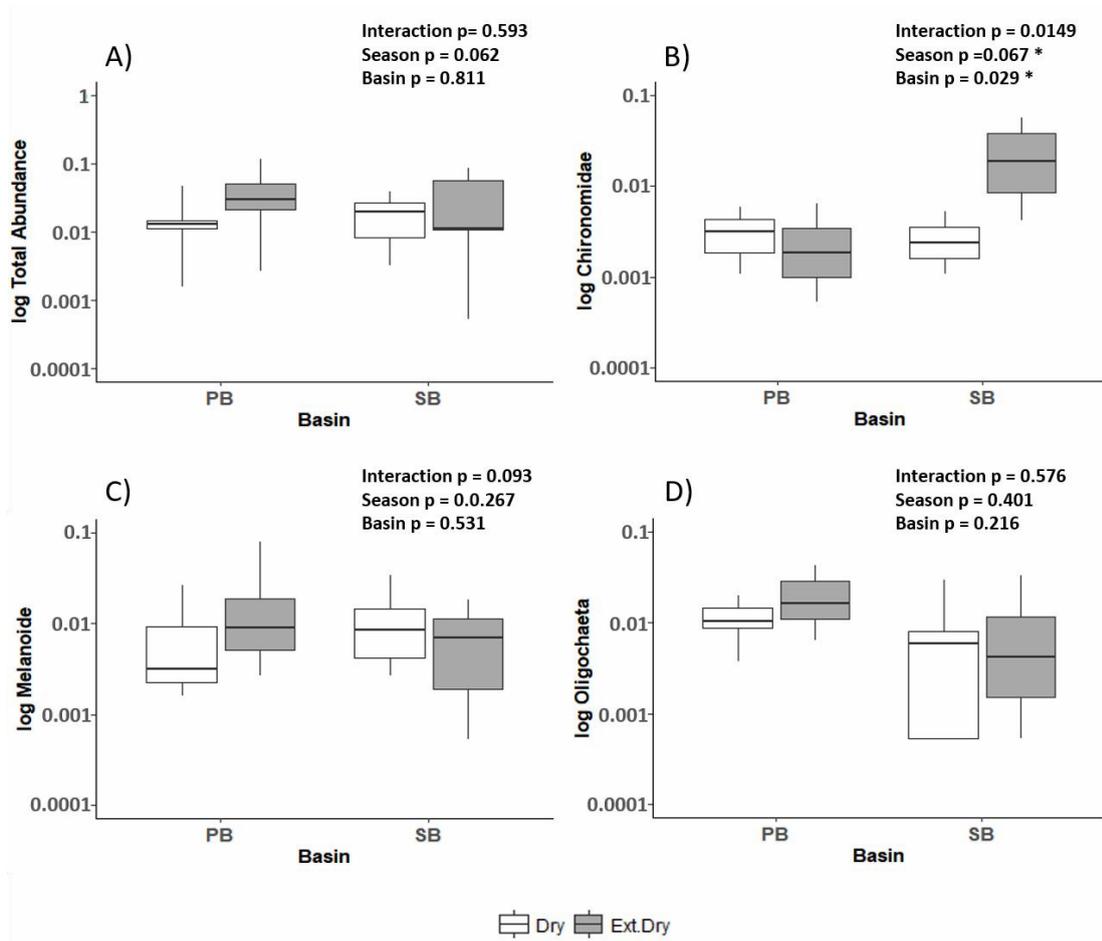
**Figura 1.**



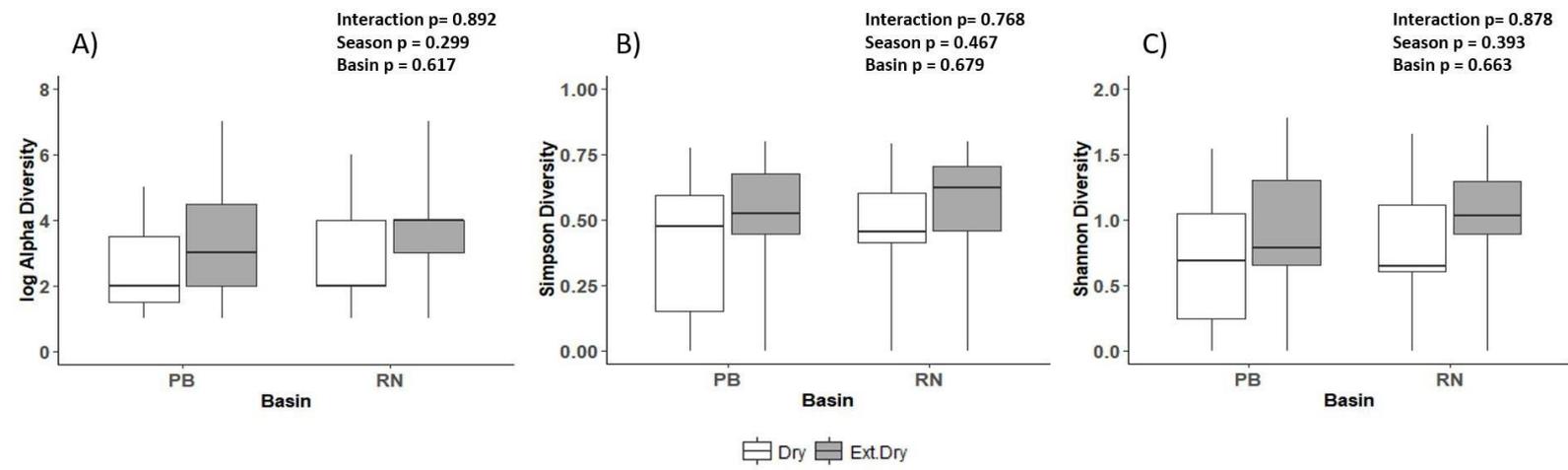
**Figure 2.**



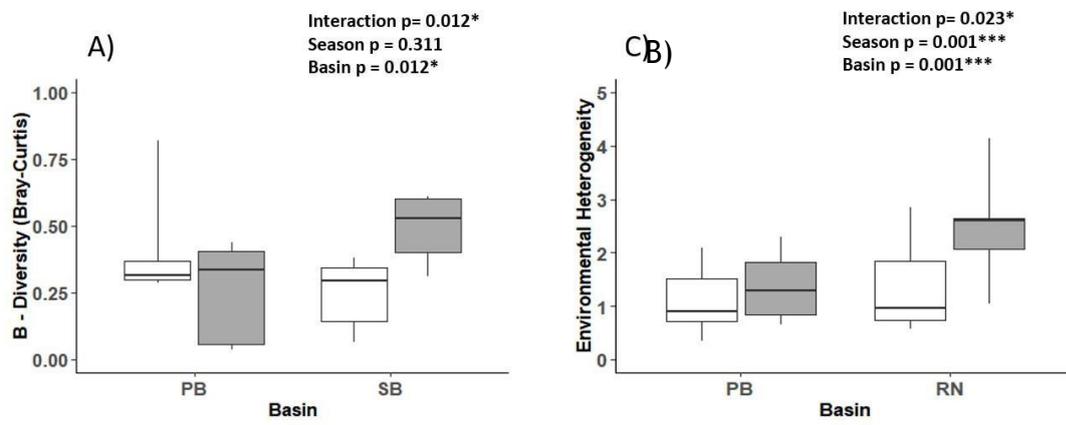
**Figura 3.**



**Figura 4.**



**Figura 5.**



**Anexo 1.** Análise do fator da variância (VIF). No último teste, as variáveis com o símbolo =//= foram descartadas da análise de RDA. Cada variável foi removida uma a uma sempre que o teste foi rodado com base no maior valor de VIF.

Teste Inicial		Teste Final	
Parâmetro	VIF	Parâmetro	VIF
Volume atual no período da coleta (m <sup>3</sup> )	4.24	Volume atual no período da coleta (m <sup>3</sup> )	3.5 3
Secchi (cm)	23.24	Secchi (cm)	=//=
Clorofila a (µg/L)	14.44	Clorofila a (µg/L)	=//=
Fósforo Total (µg/L)	11.69	Fósforo Total (µg/L)	2.9 5
Carbono orgânico particulado (mg/L)	2.85	Carbono orgânico particulado (mg/L)	1.6 2
Condutividade elétrica (µS/cm)	2.40	Condutividade elétrica (µS/cm)	1.6 0
Turbidez (ppm)	27.31	Turbidez (ppm)	=//=
Oxigênio dissolvido (m $\dot{t}$ .L <sup>-1</sup> )	123.3 1	Oxigênio dissolvido (m $\dot{t}$ .L <sup>-1</sup> )	2.1 0
Oxigênio dissolvido (%)	249.1 0	Oxigênio dissolvido (%)	=//=
Inlet/Evapotranspiração	291.4 0	Inlet/Evapotranspiração	1.4 4
Inlet/Evapotranspiração (corrigido)	290.5 1	Inlet/Evapotranspiração (corrigido)	=//=