



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

CAMPUS I

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

ÉRICA LUANA FERREIRA ÁLVARO

**A ECO-EXERGIA DE MACROINVERTEBRADOS E FITOPLÂNCTON EM
RESPOSTA AO GRADIENTE ESPACIAL DE PRECIPITAÇÃO NO SEMIÁRIDO**

CAMPINA GRANDE

2021

ÉRICA LUANA FERREIRA ÁLVARO

**A ECO-EXERGIA DE MACROINVERTEBRADOS E FITOPLÂNCTON EM
RESPOSTA AO GRADIENTE ESPACIAL DE PRECIPITAÇÃO NO SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Joseline Molozzi.

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.

A473e Álvaro, Érica Luana Ferreira.

A eco-exergia de macroinvertebrados e fitoplâncton em resposta ao gradiente espacial de precipitação no semiárido [manuscrito] / Érica Luana Ferreira Álvaro. - 2021.

64 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2021.

"Orientação : Profa. Dra. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS."

1. Biomassa. 2. Ecossistemas aquáticos. 3. Fluxo energético. I. Título

21. ed. CDD 577.6

ÉRICA LUANA FERREIRA ÁLVARO

**A ECO-EXERGIA DE MACROINVERTEBRADOS E FITOPLÂNCTON EM
RESPOSTA AO GRADIENTE ESPACIAL DE PRECIPITAÇÃO NO SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Aprovada em: 18/03/2021.

BANCA EXAMINADORA



Prof.^a Dr.^a Joseline Molozzi (Orientador (a))
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof.^o Dr.^o José Etham de Lucena Barbosa (Membro interno)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Marcos Callisto de Faria
Pereira:00552911712

Assinado de forma digital por Marcos
Callisto de Faria Pereira:00552911712
Dados: 2021.04.15 16:39:22 -03'00'

Prof.^o Dr.^o Marcos Callisto de Faria Pereira (Membro externo)
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

CAMPINA GRANDE

2021

Dedico este trabalho aos meus pais, por toda a sua compreensão, apoio, cuidado e amor.

À Deus dedico esse trabalho, por todas as oportunidades e força para seguir mesmo em meio às tribulações. Seu amor incondicional e protetor me manteve em pé até aqui.

Openness creates gradients, gradients create possibilities.

(Thermodynamics and Ecological Modelling, 2000, S.E. Jørgensen)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus por todo seu cuidado, proteção e força ao longo, não apenas desses dois anos de mestrado, mas sim de toda minha trajetória acadêmica. Estar onde estou, fazendo pesquisa científica é muito mais do que aquela pequena menina criada em um sítio no interior da Paraíba um dia sonhou. Sou extremamente grata por cada oportunidade e sei que há um propósito em cada um de seus planos, que são muito maiores do que qualquer coisa que eu possa imaginar.

Deixo aqui minha gratidão aos meus pais, Maria Estela e Josivando, por seu amor INCONDICIONAL. Não importa quão abatida eu esteja, eles sempre estão lá para tentar me distrair e estimular. O amor está na simplicidade e nos pequenos gestos e vejo muito isso em vocês. Sou grata por todo o exemplo de cuidado, honestidade e dignidade que sempre me deram. Sou grata ao meu irmão Walisom Álvaro por sempre me ajudar quando necessário (mesmo reclamando Rsrs). Sei que sempre poderei contar com seu colo para desabafar e que o amor e cuidado que existe entre nós será eterno.

Agradeço à minha orientadora, Joseline Molozzi, por todas as oportunidades e apoio ao longo dessa jornada. Sabemos que essa jornada não teve início apenas com o mestrado, mas sim em dezembro de 2014 quando aquela ‘meninha’ desconfiada chegou ao seu laboratório buscando um estágio. Sou extremamente grata por todo o crescimento ao longo desse percurso, saibas que você tem o poder de tocar e transformar vidas. Assim como transformou a minha, me mostrou o que é fazer ciência, o que é ser uma cientista. Eterna Gratidão à ti!

Gratidão aos meus colegas de LEB! Todos tiveram grande importância para a concretização desse sonho. Grata por todo apoio e carinho, assim como pelos cafés da tarde. Deixo minha gratidão especial aos colegas que contribuíram com o processamento do material referente à esta pesquisa, como Regina Wanessa, Laryssa, Tatielle e Karen. Cada amostra lavada, cada bicho identificado tem a contribuição de vocês. Graças aos meus amigos doutorandos do LEB, por todos os conselhos e exemplos. Em especial, agradeço à Marcos Junior por agüentar minhas ‘lamentações’ ao longo da pandemia. Meu caro amigo, seus conselhos sobre pesquisa científica, assim como cada meme científico compartilhado (piada interna Rsrs) foram essenciais para tornar essa fase tão difícil mais leve. Gratidão!

Agradeço aos meus colegas de turma no mestrado e também aos colegas da turma dos doutorandos que cursaram disciplinas comigo, muito obrigada por cada risada, por todos os conselhos e ensinamentos. Vocês são muito especiais e saibam que podem contar sempre comigo. Agradeço especialmente à Gilbevan, que sempre teve calma e paciência e humildade para nos ensinar o que fosse necessário, agradeço também as minhas colegas não apenas nas aulas, mas também no LEB, Francielly e Dalescka por sempre estarem disponíveis para ajudar no que fosse necessário.

Agradeço a Universidade Estadual da Paraíba por me possibilitar toda a estrutura necessária para a execução desse trabalho, assim como por toda a minha formação. Sou quem eu sou graças à UEPB. A universidade pública tem o poder de transformar vidas e deve ser defendida.

Agradeço ao professor Rosemberg Menezes pelo financiamento da pesquisa, assim como por toda a amizade, carinho e cuidado, especialmente nas coletas. Sem você esse trabalho não teria sido executado. Agradeço também a professora Juliana Severiano, assim como ao LEAQ-UEPB pelo processamento das amostras de fitoplâncton, gratidão por todo cuidado e solicitude.

Agradeço ao CNPQ pelo financiamento da pesquisa e à CAPES pela bolsa de mestrado ao longo desses dois anos.

Grata à todos! Vocês sempre terão um lugar especial em meu coração, por participarem dessa fase da minha vida que foi tão linda e enriquecedora.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1-** Mapa da área de estudo. As cores representam os diferentes níveis de precipitação média anual a partir dos dados da AESA para o ano de 2018. Os reservatórios estão enumerados em ordem crescente de precipitação..... 28
- Figura 2-** Correlação entre as variáveis físicas e químicas da água e o gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0,05$ 34
- Figura 3-** Variação espacial da abundância das espécies na assembléia fitoplanctônica ao longo do gradiente espacial de precipitação. As barras em preto representam a abundância em biomassa na assembléia. 36
- Figura 4-** Distribuição dos táxons da assembléia de macroinvertebrados ao longo do gradiente espacial de precipitação. As barras em preto representam a abundância local do taxa. 38
- Figura 5-** Correlação entre a riqueza de espécies da assembléia fitoplanctônica (A) e o índice de diversidade de Shannon-Wiener em relação ao gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0,05$ 39
- Figura 6-** Correlação representando a resposta da riqueza de taxa (A) e do índice de diversidade de Shannon-Wiener (B) na assembléia de macroinvertebrados em relação a gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0,05$ 40
- Figura 7-** Correlações representando a resposta do índice de eco-exergia na assembléia de fitoplâncton (A), do índice de eco-exergia específica na assembléia de fitoplâncton (B), do índice de eco-exergia na assembléia de macroinvertebrados (C) e do índice de eco-exergia específica na assembléia de macroinvertebrados (D) em relação a gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0,05$ 41

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1-** Na tabela está apresentado as coordenadas geográficas dos reservatórios estudados, a altitude, a temperaturas e a precipitação média anual. Os dados foram retirados da AESA (agência nacional das águas), a precipitação utilizada foi a do ano de 2018 para a área de estudo..... 27

Sumário

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO GERAL..... | 12 |
| 2 PERGUNTA | 16 |
| 3 HIPÓTESES DA PESQUISA | 16 |
| 4 OBJETIVOS | 16 |
| 4.1 Objetivo geral | 16 |
| 4.2 Objetivos específicos | 16 |
| 5 REFERÊNCIAS..... | 17 |
| CAPÍTULO I | 21 |
| 1 INTRODUÇÃO | 23 |
| 2 MÉTODO | 26 |
| 2.1 Área de estudo | 26 |
| 2.2 Desenho amostral..... | 28 |
| 2.3 Parâmetros ambientais | 29 |
| 2.4 Variáveis biológicas..... | 29 |
| 2.5 Biomassa..... | 30 |
| 2.6 Medidas de riqueza e diversidade | 31 |
| 2.7 Estimativas de Eco-exergia..... | 32 |
| 2.8 Análises estatísticas dos dados | 32 |
| 3 RESULTADOS | 33 |
| 3.1 Respostas das variáveis ambientais ao gradiente de precipitação | 33 |
| 3.2 Resposta taxonômica do fitoplâncton ao gradiente de precipitação | 34 |
| 3.3 Resposta taxonômica dos macroinvertebrados ao gradiente de precipitação | 37 |
| 3.4 Resposta da riqueza e da diversidade..... | 39 |
| 3.5 Resposta da eco-exergia ao gradiente de precipitação..... | 40 |
| 4 DISCUSSÃO | 41 |
| 5 CONCLUSÃO | 45 |
| 6 REFERÊNCIAS..... | 45 |
| APÊNDICE I | 54 |
| APÊNDICE II..... | 54 |
| APÊNDICE III..... | 56 |
| APÊNDICE IV | 57 |
| APÊNDICE V..... | 58 |

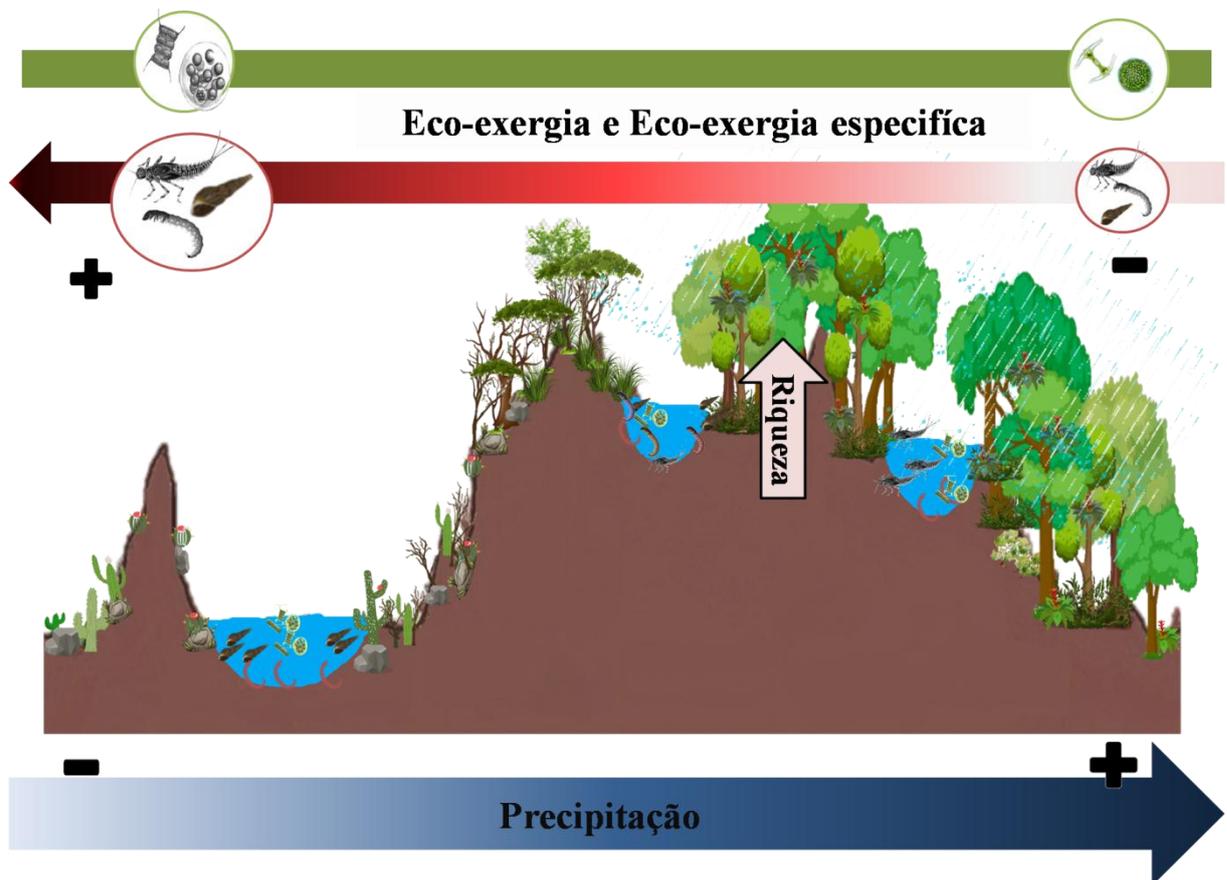
RESUMO GERAL

A precipitação é uma variável ambiental reconhecida como um direcionador da estruturação dos ecossistemas aquáticos. Essa variável possui um papel ainda mais marcante em ecossistemas localizados em áreas áridas, onde pode apresentar uma distribuição espacial que gera a formação de gradientes ambientais. Os gradientes ambientais possuem efeitos sobre a biota de água doce, assim sendo importante compreender o papel desses gradientes sobre o armazenamento energético nesses ecossistemas. Os índices de eco-exergia e eco-exergia específica atuam como uma ferramenta capaz de capturar as mudanças no armazenamento energético e na informação armazenada no genoma dos organismos, sendo amplamente aplicado em estudos ecológicos. Nessa perspectiva, esse trabalho teve como objetivo avaliar a resposta da eco-exergia e eco-exergia específica das assembléias de fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos às mudanças de condições ambientais dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido. Para tal, testamos as hipóteses (i) com a redução da precipitação, os reservatórios apresentarão maior concentração de nutrientes o que favorece a dominância de táxons de macroinvertebrados generalistas e de organismos do grupo das cianofíceas na comunidade fitoplânctonica; (ii) com o decréscimo da precipitação as assembléias apresentarão uma maior concentração de eco-exergia, devido ao maior armazenamento da biomassa fitoplânctonica e de macroinvertebrados generalistas, assim como uma baixa eco-exergia específica, oriunda do baixo investimento em informação refletido em uma reduzida riqueza e diversidade. Para testar essas hipóteses avaliamos 13 reservatórios artificiais localizados dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido. Em cada reservatório amostramos organismos das assembléias de macroinvertebrados bentônicos e fitoplâncton, assim como as variáveis físicas e químicas da água. Para cada assembléia mensuramos a eco-exergia e eco-exergia específica, a riqueza e o índice de diversidade de Shannon. Realizamos testes de Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais e os índices biológicos em relação ao gradiente espacial de precipitação. Em nossos resultados, as variáveis ambientais que foram influenciadas pelo gradiente são a profundidade, o carbono orgânico total (TOC), a clorofila e a transparência. A riqueza, diversidade, índice de eco-exergia e eco-exergia específica da assembléia fitoplanctônica não respondeu ao gradiente de precipitação. Contudo, para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos todos os índices testados mostraram um padrão de redução com o aumento da

precipitação. Verificamos que a variação espacial da precipitação influenciou o armazenamento energético e a composição taxonômica apenas para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos.

Palavras-chave: Biomassa; ecossistemas aquáticos; fluxo energético.

RESUMO GRÁFICO



GENERAL SUMMARY

Precipitation is an environmental variable recognized as a driver of the structuring of aquatic ecosystems. This variable has an even more striking role in ecosystems located in arid areas, where it can present a spatial distribution that generates the formation of environmental gradients. Environmental gradients have effects on freshwater biota, so it is important to understand the role of these gradients on energy storage in these ecosystems. The indexes of eco-exergy and specific eco-exergy act as a tool capable of capturing changes in energy storage and information stored in the genome of organisms, being widely applied in ecological studies. In this perspective, this work aimed to evaluate the response of eco-exergy and specific eco-exergy of phytoplankton and benthic macroinvertebrate communities to changes in environmental conditions within a spatial gradient of precipitation in the semiarid. For this, we tested the hypotheses (i) with the reduction of precipitation, the reservoirs will present a higher concentration of nutrients, which favors the dominance of taxa of generalist macroinvertebrates and organisms of the group of cyanophytes in the phytoplankton community; (ii) with the decrease in precipitation, communities will present a higher concentration of eco-exergy, due to the greater storage of phytoplankton biomass and generalist macroinvertebrates, as well as a low specific eco-exergy, resulting from the low investment in information reflected in a reduced wealth and diversity. To test these hypotheses, we evaluated 13 artificial reservoirs located within a spatial gradient of precipitation in the semiarid. In each reservoir we sampled organisms from the community of benthic macroinvertebrates and phytoplankton, as well as the physical and chemical variables of the water. In each community we measure the specific eco-exergy and eco-exergy, Shannon's wealth and diversity index. We performed Spearman Correlation tests between environmental variables and biological indices in relation to the spatial gradient of precipitation. In our results, the environmental variables that were influenced by the gradient are depth, total organic carbon (TOC), chlorophyll and transparency. The richness, diversity, eco-exergy index and specific eco-exergy of the phytoplankton community did not respond to the precipitation gradient. However, for the benthic macroinvertebrate community, all indexes tested showed a pattern of reduction with increasing precipitation. We found that the spatial variation of precipitation acted as an energetic and taxonomic driver only for the benthic macroinvertebrate community.

Keywords: Biomass; aquatic ecosystems; energy flow.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O semiárido brasileiro é uma área marcada pelas altas taxas de evaporação e longos períodos de estiagem, de modo que os ecossistemas aquáticos da região estão expostos a uma realidade de déficit hídrico (AMMAR et al., 2017). Nessa região a maior parte do fornecimento de água é realizada por reservatórios artificiais, os quais são corpos hídricos construídos pelo homem que possibilitam o armazenamento de água e a manutenção da biota aquática (BARBOSA et al., 2012; REZENDE et al., 2018; MENEZES et al., 2018). Esses reservatórios são altamente influenciados pelas variações climáticas locais, de modo que são suscetíveis à altos níveis de evaporação associados a uma baixa precipitação, tendo por consequência grandes flutuações em seus níveis de água (BRAGA et al., 2015). Essas flutuações geram mudanças nas estruturas biológicas desses sistemas e em suas propriedades de resistência (capacidade das comunidades permanecerem inalteradas após a perturbação) e resiliência (capacidade do ecossistema de retornar ao estado de equilíbrio após distúrbio) (D'ANTONIO e THOMSEN, 2004; HOLLING, 1973; NASELLI-FLORES e BARONE, 2005).

Contudo, apesar dessa realidade de escassez hídrica, é possível que nessas áreas semiáridas haja a presença de áreas úmidas e de variações espaciais na precipitação, promovendo a formação de gradientes ambientais (CÔRREA et al., 2010; TOOTH; MCCARTHY, 2007). Como foi visto por Cid et al., (2017) em seu estudo com regiões de clima mediterrâneo, onde verificaram uma alta variação espacial da precipitação, a qual foi de corrente de variações na topografia e tipo de solo (CÔRREA et al., 2010), resultando em diferenças marcantes na química da água, estado trófico e composição dos sedimentos (JEPPESEN et al., 2015).

As variações espaciais da precipitação com a formação de gradientes ambientais são um fator importante, tendo em vista que tem sido reconhecido na ecologia que os gradientes ambientais com diferenças climáticas, hidrológicas ou de variáveis físicas e químicas da água exercem uma forte influência sobre a biota de água doce, tanto nas regiões temperadas e mediterrâneas (HERING et al., 2006; BONADA et al., 2007; JEPPESEN et al., 2015; CID et al., 2017) quanto nas regiões semiáridas, tropicais e subtropicais (GALLARDO et al., 2014; PERO et al., 2020). Com essas mudanças produzidas por variáveis externas promovendo

mudanças na estruturação, desenvolvimento e complexidade dos ecossistemas aquáticos (FONSECA et al., 2002).

Assim, tendo em vista a importância da precipitação em regiões áridas e sua distribuição espacial, algumas das consequências das diferenças espaciais de precipitação para as condições físicas e químicas de ecossistemas aquáticos foram investigadas em uma comparação entre lagos semiáridos realizada por Menezes et al., (2018). Nesse estudo foi visto que nos lagos inseridos em locais de baixa precipitação havia maiores taxas de evaporação, resultando em concentrações mais altas de Fósforo total (PT), Nitrogênio total (NT) e Clorofila-a nesses ecossistemas, de modo que essas mudanças climáticas entre as regiões promoveram mudanças marcantes na química da água e, por conseguinte, nas comunidades biológicas entre regiões com maiores e menores taxas de precipitação (MENEZES et al., 2018).

Entre as mudanças nas comunidades influenciadas por características climáticas, é reconhecido na literatura que em ecossistemas aquáticos em áreas semiáridas há grande dominância de espécies exóticas nas assembléias de macroinvertebrados bentônicos, assim como grande abundância de organismos considerados generalistas (AZEVEDO et al., 2015; DE LIRA AZEVEDO et al., 2017; PAIVA et al., 2018) e, na assembléia fitoplanctônica é reconhecida a dominância da biomassa de cianobactérias, especialmente nos períodos secos e em regiões com menores taxas de precipitação, que tem sido reconhecidas por apresentar uma maior concentração de nutrientes (MENEZES et al., 2018; COSTA et al., 2019). Tendo em vista que as altas concentrações de nutrientes propiciam o crescimento excessivo do fitoplâncton, podendo gerar o desenvolvimento de florações (Cao et al., 2016; Yuan et al., 2018). Contudo, ainda faltam informações sobre a influência dessas condições instáveis sobre os fluxos energéticos dos ecossistemas.

Assim, é necessária a aplicação de índices que expressem a complexidade das relações ecológicas a partir da compreensão dos mecanismos que o ecossistema usa para a manutenção da vida, como o fluxo de energia entre os organismos. De modo a refletir as mudanças energéticas no ecossistema em resposta a alterações de variáveis climáticas dentro de gradientes ambientais (ODUM, 1981; STRASKRABA, 1980). Nessa perspectiva, direcionou-se a atenção para os princípios termodinâmicos aplicados à ecologia, tendo em vista que as leis da termodinâmica são as leis mais básicas e amplamente aplicáveis da ciência, com todos os sistemas, inclusive os ecossistemas, possuindo seus processos orientados e restringidos pelo estabelecido nessas leis (JØRGENSEN, 2012; ODUM; PINKERTON, 1955).

Na busca por um índice que fosse capaz de refletir a complexidade dos ecossistemas, levando em consideração as leis da termodinâmica, no final da década de 70 o conceito termodinâmico de *exergia* começou a ser utilizado em estudos ecológicos para caracterizar a energia de trabalho do sistema, passando a ser chamado como índice de eco-exergia (JØRGENSEN & MERJE, 1979). Esse conceito foi aplicado à ecologia tendo em vista que os ecossistemas se desenvolvem sob as limitações impostas pelas leis da termodinâmica e das necessidades bioquímicas dos organismos (JØRGENSEN, 2012). Esse desenvolvimento dos ecossistemas envolve três formas de crescimento, as quais são o crescimento da biomassa, o crescimento da rede e o crescimento da informação armazenada no genoma dos organismos (Jørgensen et al., 2000). Sendo a eco-exergia descrita como uma das únicas medidas capazes de refletir as três formas de crescimento dos ecossistemas (JØRGENSEN, 2012).

Desse modo, a eco-exergia é interpretada como uma medida da energia disponível que é investida pelo ecossistema para a construção e manutenção de sua estrutura, levando-o mais distante do equilíbrio termodinâmico (JØRGENSEN, 1992; SHNEIDER & KAY, 1994). Com esse índice sendo o elemento chave da Lei ecológica da termodinâmica (ELT) (também chamada de quarta lei da termodinâmica) (JØRGENSEN, 2012; JØRGENSEN, 1992a), na qual a eco-exergia é apresentada como uma tradução da teoria de Darwin para a ecologia. Tendo em vista que o sistema seleciona a composição de organismos que promoverá o armazenamento do máximo de exergia possível, diante das condições ambientais em que se encontra (JØRGENSEN, 1992).

Em estudos ecológicos tem sido sugerido o uso em conjunto do índice de eco-exergia com o índice de eco-exergia específica, a qual é definida como o conteúdo de exergia por unidade de biomassa, sendo um *proxy* eficaz da informação genética contida nos ecossistemas (FONSECA et al., 2002). Desse modo, quando a eco-exergia e eco-exergia específica são consideradas simultaneamente, têm-se informações da complexidade biológica e da transferência de energia na rede alimentar dos sistemas ecológicos (JØRGENSEN & NIELSEN, 2007). Individualmente, os valores da eco-exergia são conduzidos pela qualidade e quantidade da biomassa do sistema, sendo uma medida estrutural do funcionamento dos ecossistemas, enquanto que os valores da eco-exergia específica representam uma medida da qualidade da biomassa do ecossistema, sendo assim, uma representação da sua eficiência e complexidade (MARQUES et al., 1997; VASSALO et al., 2013).

Na avaliação dos índices de eco-exergia e eco-exergia específica em ecossistemas lacustres, com diferentes estados tróficos, foi verificado que esses índices estão negativamente associados com uma alta biomassa e produtividade do fitoplâncton e com o enriquecimento de

nutrientes associados à eutrofização (LUDOVISI E POLETTI, 2003). Esse resultado confirma o dito por Salas et al., (2005), onde uma baixa eco-exergia e eco-exergia específica são associadas a ecossistemas impactados, com baixa resiliência e resistência.

Contudo, Jørgensen (1995) afirma que o aumento da eutrofização promove um aumento da biomassa do fitoplâncton resultando no aumento de eco-exergia de todo o sistema, com altos níveis de eutrofização promovendo baixos valores de eco-exergia específica, pois o sistema não consegue sustentar organismos com alta complexidade biológica (níveis tróficos superiores). Resultados que corroboram essa afirmação foram vistos por Marques et al., (1997) em seu estudo avaliando a eco-exergia de macroinvertebrados em um gradiente de eutrofização, e por Vassalo et al. (2013) em seu estudo em que locais com maior enriquecimento orgânico apresentaram maiores valores de eco-exergia na fauna bentônica, apesar de apresentar organismos menos complexos. E em climas tropicais, onde estudos avaliando a eco-exergia em macroinvertebrados, como Molozzi et al., (2013), Linares et al., (2017) e Linares et al., 2020 mostraram que altos valores de eco-exergia estiveram associados a locais impactados com alta abundância de espécies exóticas e r-estrategistas.

Nesse contexto, a literatura científica tem apontado a importância de integrar novas informações e resultados oriundos de dados de diferentes comunidades e dos mais diversos tipos de ecossistemas às teorias já estabelecidas sobre os índices termodinâmicos (FONSECA et al., 2002, NIELSEN et al., 2020), como a sua aplicação em gradientes ambientais (MÜLLER, 1998). Desse modo, enobrecendo a estrutura teórica já existente sobre os índices de eco-exergia com novas informações que podem contribuir para interpretações de pesquisas futuras (FONSECA et al., 2002). Assim, para o desenvolvimento deste estudo, foram utilizados os índices termodinâmicos de eco-exergia e eco-exergia específica em reservatórios artificiais dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido brasileiro. Com essa perspectiva, neste estudo foram consideradas as seguintes assembleias: (i) fitoplâncton, que são os produtores da cadeia alimentar em ecossistemas aquáticos (LEI et al., 2017) e (ii) os macroinvertebrados bentônicos, que são organismos essenciais para a decomposição e ciclagem dos nutrientes (VANNI, 2002).

Desse modo, essa dissertação contribui para a compreensão de como os índices termodinâmicos variam em diferentes assembleias aquáticas (fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos) em função das diferentes condições apresentadas dentro de um gradiente de precipitação numa região marcada pela constante ameaça de déficit hídrico. Diante disso, é possível representar às mudanças na estrutura trófica, complexidade e no fluxo energético desses ecossistemas. Essas informações contribuem para um aprofundamento do

conhecimento das relações ecológicas em ecossistemas aquáticos e para o refinamento dos métodos de gestão dos recursos hídricos, ao apresentar uma ferramenta de pesquisa fundamental para a avaliação da saúde e reabilitação de ecossistemas aquáticos globalmente (ZHAO et al., 2019).

2 PERGUNTA

A variação espacial da precipitação conduz os padrões de distribuição de nutrientes nos reservatórios do semiárido e os valores do índice de eco-exergia das assembléias ?

3 HIPÓTESES DA PESQUISA

1- Com a redução da precipitação, dentro do gradiente espacial, os reservatórios apresentarão uma maior concentração de nutrientes o que favorece a dominância de táxons de macroinvertebrados generalistas e de organismos do grupo das cianofíceas na assembléia fitoplânctônica.

2- Com o decréscimo da precipitação as assembléias apresentarão maiores valores do índice de eco-exergia, devido ao maior armazenamento da biomassa fitoplanctônica e de macroinvertebrados generalistas. Assim como um baixos valores de eco-exergia específica, oriundos do baixo investimento em informação refletido em uma reduzida riqueza e diversidade.

4 OBJETIVOS

4.1. Objetivo geral

Avaliar a resposta da eco-exergia e eco-exergia específica das assembléias de fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos às mudanças de condições ambientais dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido.

4.2. Objetivos específicos

1-Verificar as mudanças promovidas pelo gradiente espacial de precipitação sobre as variáveis químicas e físicas da água e as mudanças na composição das assembléias.

2-Avaliar como os índices termodinâmicos de eco-exergia e eco-exergia específica refletem às respostas das assembléias em um gradiente espacial de precipitação.

5 REFERÊNCIAS

- AMMAR, R.; KAZPARD, V.; SAMRANI, A. G. E.; 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.
- AZEVEDO, D. J. S. et al. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? **Ecological Indicators**, v. 50, p. 135–149, 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**, vol. 24, nº 1, p.103-118, 2012.
- BRAGA, G. G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J. N. P.; JUNIOR, J. R. M.; BEZERRA, A. F. M.; TORRES, L. M.; GALVÃO, A. M. F.; MATTOS, A.. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**.v. 27, nº1, p. 15-23, 2015.
- BONADA, N.; DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: Implications for future climatic scenarios. **Global Change Biology**, v.13, p.1658–1671, 2007.
- CAO, X.; WANG, J.; LIAO, J.; SUN, J.; HUANG, Y. The threshold responses of phytoplankton community to nutrient gradient in a shallow eutrophic Chinese lake. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 258–267, 2016.
- CID, N. et al. High variability is a defining component of mediterranean-climate rivers and their biota. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 1, p. 1–24, 2017.
- CORRÊA, A. C. B., TAVARES, B. A. C., MONTEIRO, K. DE A., CAVALCANTI, L. C. DE S. & LIRA, D. R. DE. Mega geomorfologia e morfoestrutura do planalto da Borborema. **Revista Do Instituto Geológico**.v. 31,p. 35–52,2010.
- COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; SARMENTO, H.; ATTAYDE, J. L.; STERNBERG, L. DA S. L.; BECKER, V. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, v.831, p. 43–54, 2019.
- DE LIRA AZEVEDO, E. et al. Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 2, 2017.
- FONSECA, J. C.; PARDAL, M. A.; AZEITEIRO, U. M.; MARQUES, J. C.; Estimation of ecological exergy using weighing parameters determined from DNA contents of organisms – a case study. **Hydrobiologia**.v. 475/476, 2002, p.79-90.

GALLARDO et al. Response of benthic macroinvertebrates to gradients in hydrological connectivity: A comparison of temperate, subtropical, Mediterranean and semiarid river flood plains. **Freshwater Biology** , v.59, 630–648, 2014.

HERING , D. ; JOHNSON, R. K. ; KRAMM, S. ; SCHMUTZ, S.; SZOSZKIEWICZ, K. ; VERDONSCHOT, P. F. M. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress, **Fresh water Biology**, v.51, p. 1757-1785, 2006.

JEPPESEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201–227, 2015.

JØRGENSEN, S. E., The application of ecological indicators to assess the ecological condition of a lake. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 1, 1995, p.177-182.

JØRGENSEN, S. E.; Exergy and Ecology. **Ecological Modelling**. v. 63, 1992, p. 185-214.

JØRGENSEN, S. E.; MEJER, H.; A holistic approach to ecological modelling. **Ecological Modelling**. v.7, 1979, p.169-189.

JØRGENSEN, SVEN E.; PATTEN, BERNARD C.; STRAŠKRABA, MILAN. Ecosystems emerging: 4. Growth, **Ecological Modelling**, v.126, p. 249-284, 2000.

JØRGENSEN, S. E.; NIELSEN ,S. N.; Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. **Energy**. v.32, 2007, p. 673-685

JØRGENSEN, S. **Introduction to Systems Ecology**. 1 ed., CRC Press, 2016, p.360.

LEI, Y. et al. A change in phytoplankton community index with water quality improvement in Tolo Harbour, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 823–830, 2018.

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Assessing biological diversity and thermodynamic indicators in the dam decommissioning process. **Ecological Indicators**, v. 109, n. June 2019, p. 105832, 2020.

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 279–285, 2017.

LUDOVISI, A.; POLETTI, A. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 1. Entropy production indices. **Ecological Modelling**, v. 159, n. 2–3, p. 203–222, 2003.

MARQUES, J. C.; PARDAL, M. Â.; NIELSEN, S. N.; JØRGENSEN, S. E.; Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. **Ecological modeling**. v. 102, p. 155-167, 1997.

MENEZES, R. F. *et al.* Differences in food webs and trophic states of Brazilian tropical humid and semi-arid shallow lakes: implications of climate change. **Hydrobiologia** (2018).doi:10.1007/s10750-018-3626-8.

MOLOZZI, J.; SALAS, F.; CALLISTO, M., MARQUES, J. C.; Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v.24, p. 543-551, 2013.

MÜLLER, F.; Gradients in ecological systems. **Ecological modelling**.v.108, p.3-21, 1998.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: Setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. **Hydrobiologia**, v. 548, n. 1, p. 85–99, 2005.

NIELSEN, S. N., et al. **A new ecology: Systems perspective**. 2 ed.,Elsevier, p.259, 2020.

ODUM, HOWARD T.; PINKERTON, RICHARD C. Time's speed regulator: the optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems. **American Scientist**, v.43, p.331-343, 1955.

ODUM, H. T.; Self-Organization, Transformity, and Information. **Science**.v.242, pp.1132-1139, 1988.

PAIVA, F. F.; GOMES, W. I. A.; MEDEIROS, C. R.; ÁLVARO, É. L. F.; RIBEIRO, I. M. S.; MOLOZZI, J. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semi-arid reservoirs. **Limnetica**, v. 37, p. 187–198, 2018.

PERO, E. J. I.; GEORGIEFF, S. M.; GULTEMIRIAN, M. DE L.; ROMERO, F.; HANKEL, G. E.; DOMÍNGUEZ, E. Ecoregions, climate, topography, physicochemical, or a combination of all: Which criteria are the best to define river types based on a biotic variables and macroinvertebrates in neotropical rivers? **Science of the Total Environment**, v.738, p. 1-20. 2020.

REZENDE, R. S.; NOVAES, J. L. C.; ALBUQUERQUE, C. Q.; COSTA, R. S.; JUNIOR, J. F. C.; Aquatic invertebrates increase litter breakdown in Neotropical shallow semi-arid lakes. **Journal of Arid Environments**. p.1-8, 2018.

SALAS, F. et al. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). **Energy**, v. 30, n. 13, p. 2505–2522, 2005.

SCHNEIDER, E.D.; KAY, J.J. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 19, p. 25-48, 1994.

STRAŠKRABA, M. (1980). **Cybernetic Categories of Ecosystem Dynamics**, in: ISEM J., 2, p. 81-96.

TOOTH, S.; MCCARTHY, T. S. Wetlands in drylands: Geomorphological and sedimentological characteristics, with emphasis on examples from southern Africa. **Progress in Physical Geography**, v. 31, n. 1, p. 3–41, 2007.

VANNI, M. J. Nutrient Cycling by Animals in Fresh water Ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.33, p.341-370, 2002.

VASSALO, P.; PAOLI, SCHIAVON; ALBERTELLI, G.; FABIANO, M.; How ecosystems adapt to face disruptive impact? The case of a commercial harbor benthic community. **Ecological Indicators**.v.24, p.431-438, 2013.

YUAN, Y.; JIANG, M.; LIU, X.; YU, H.; OTTE, M. L.; MA, C.; HER, Y. G. Environmental variables influencing phytoplankton communities in hydrologically connected aquatic habitats in the Lake Xingkai basin. **Ecological Indicators**, v. 91, p.1–12, 2018.

ZHAO, C.; SHAO, N.; YANG, S.; REN, H.; GE, Y.; ZHANG, Z.; ZHAO, Y.; YIN, X.; Integrated assessment of ecosystem health using multiple indicator species. **Ecological Engineering**. v. 130, 2019, p.157-168, 2019.

Capítulo I

A ECO-EXERGIA DE MACROINVERTEBRADOS E FITOPLÂNCTON EM RESPOSTA AO GRADIENTE ESPACIAL DE PRECIPITAÇÃO NO SEMIÁRIDO

Érica Luana Ferreira Álvaro¹; Marcos Medeiros Cavalcante Junior²; Regina Wanessa Geraldo Cavalcanti Lima³; Juliana dos Santos Severiano⁴; Rosemberg Fernandes Menezes⁵; Joseline Molozzi⁶.

¹Pós-graduação em Ecologia e Conservação- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email: ericaluanaa@gmail.com.br

²AquaRipária, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasil; email: medeiroscavalcantijr@gmail.com

³Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental-Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email:reginawanessa@hotmail.com

⁴Pós-graduação em Ecologia e Conservação- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email: ericaluanaa@gmail.com.br

⁵Departamento de Fitotecnia e Ciências Ambientais, Universidade Federal da Paraíba, Areia, Brasil; email: rosembergmenezes@gmail.com

⁶Departamento de Biologia; Pós-graduação em Ecologia e Conservação- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email: jmolozzi@gmail.com.



Manuscrito a ser submetido ao periódico *Ecological Indicators*: *Qualis-A2, Fator de impacto- 4.229, Porcentil Scopus-94%*.

RESUMO

A precipitação influencia gradientes ambientais em regiões áridas, direcionando processos ecológicos e o armazenamento energético em assembléias de organismos aquáticos. Os índices de eco-exergia e eco-exergia específica são reconhecidos como uma ferramenta capaz de capturar as mudanças no armazenamento energético e na informação genética dos organismos, sendo amplamente aplicado em estudos ecológicos. Nessa perspectiva, esse trabalho teve como objetivo avaliar a resposta do índice de eco-exergia e eco-exergia específica das assembléias de fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos às mudanças de condições ambientais dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido. Para tal testamos as hipóteses (i) com a redução da precipitação os reservatórios apresentarão uma maior concentração de nutrientes o que favorece a dominância de táxons de macroinvertebrados generalistas e de organismos do grupo das cianofíceas na assembléia fitoplânctônica; (ii) com o decréscimo da precipitação as assembléias apresentarão maiores valores do índice de eco-exergia, devido ao maior armazenamento da biomassa fitoplanctônica e de macroinvertebrados generalistas, assim como baixos valores do índice de eco-exergia específica, oriundos do baixo investimento em informação refletido em uma reduzida riqueza e diversidade. Para testar essas hipóteses avaliamos 13 reservatórios artificiais localizados dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido. Amostramos organismos das assembléias de macroinvertebrados bentônicos e fitoplâncton, assim como as variáveis físicas e químicas da água. Em cada assembléia mensuramos a eco-exergia e eco-exergia específica, a riqueza e o índice de diversidade de Shannon. Realizamos testes de Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais e os índices biológicos em relação ao gradiente espacial de precipitação. A riqueza, diversidade, índice de eco-exergia e eco-exergia específica da assembléia fitoplanctônica não respondeu ao gradiente de precipitação. Contudo, para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos todos os índices testados mostraram um padrão de redução com o aumento da precipitação. Verificamos que a variação espacial da precipitação atuou influenciando o armazenamento energético e taxonômico apenas para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos.

PALAVRAS-CHAVE: Complexidade biológica; Termodinâmica; Índices; Gestão ambiental.

1 INTRODUÇÃO

A precipitação é uma variável ambiental reconhecida como um direcionador da estruturação dos ecossistemas aquáticos, de modo a conduzir processos ecológicos e evolutivos (Dodds et al., 2019). Essa variável se torna ainda mais importante em locais onde a escassez hídrica é dominante, tal quais as regiões áridas e semiáridas (Girão Braga et al., 2015; Mutti et al., 2020). Nessas regiões, os baixos valores de precipitação associados com altas temperaturas resultam em altas taxas de evapotranspiração, o que promove uma redução da coluna de água e o aumento na concentração de nutrientes nos corpos aquáticos, os quais ficam mais suscetíveis à eutrofização (Barbosa et al., 2012; Costa et al., 2019; Naselli-Flores and Barone, 2005). Essa condição traz grandes implicações para o funcionamento dos ecossistemas de água doce, gerando alterações na ciclagem de nutrientes, redução na disponibilidade de oxigênio para a coluna de água e explosão da biomassa de algas (da Costa Lobato et al., 2015; Esteves, 1988).

Contudo, em regiões áridas e semiáridas a presença de modificações na geomorfologia, a presença de fluxos de rios contínuos ou mudanças no relevo promovem a formação de áreas úmidas e gradientes espaciais de precipitação (Tooth and McCarthy, 2007). Esse é o caso do Planalto da Borborema, localizado no nordeste do Brasil, onde essa estrutura do relevo promove o estabelecimento de um gradiente espacial de precipitação dentro do semiárido brasileiro (Corrêa et al., 2010).

Essas modificações climáticas distribuídas espacialmente podem gerar alterações significativas nas variáveis químicas e físicas da água, promovendo mudanças na composição taxonômica e funcional da biota aquática (Bonada et al., 2007; Su et al., 2019). Os organismos que compõem a comunidade aquática, por serem sensíveis as mudanças nas condições ambientais do meio, têm sido usados em estudos ecológicos como uma ferramenta de bioavaliação, refletindo as mudanças sofridas pelos ecossistemas (Lei et al., 2018; Li et al., 2017; Maroneze et al., 2014; Silvino and Barbosa, 2015).

Dentro da avaliação ambiental, um método que tem se destacado nas últimas décadas se baseia na aplicação das leis da termodinâmica na ecologia, promovendo o estabelecimento de “um novo olhar sobre a ecologia de ecossistemas” (Jørgensen, 1992b, 1992a; Jørgensen and Mejer, 1979; Jørgensen and Nielsen, 2007; Nielsen et al., 2020). De modo a considerar a capacidade de auto-organização dos sistemas ecológicos, a sua complexidade estrutural e funcional, a sua evolução, as inter-relações das redes biológicas e, especialmente, os princípios termodinâmicos (Nielsen et al., 2020). Essa nova perspectiva tem sido aplicada

com o intuito de promover uma avaliação holística dos sistemas ecológicos (Jørgensen, 2006), possibilitando o embasamento teórico necessário para tomar decisões dentro da gestão ambiental de modo a preservar as interações na rede ecológica e o funcionamento dos ecossistemas (Zhao et al., 2019).

Nesse viés, no final do século XX foram criados diversos índices com o intuito de fornecer ferramentas que atuassem promovendo a avaliação da saúde dos ecossistemas, a partir da mensuração das transferências de energia e do seu desenvolvimento. Entre esses índices está a emergia (Odum, 1988), a ascendência (Straškraba, 1980) e a eco-exergia (Jørgensen, 1992a). O termo *exergia* se refere à energia útil disponível para realizar trabalho nos sistemas, de modo a levar o sistema para longe do equilíbrio termodinâmico (Jørgensen and Nors Nielsen, 2007). Esse conceito foi aplicado à ecologia por Jørgensen e Mejer (1979), quando passou a ser chamada de eco-exergia. Desde então, ele vem sendo utilizado com sucesso na modelagem ecológica (Buonocore et al., 2019; Jørgensen et al., 1981) e na avaliação da saúde dos ecossistemas (Chen et al., 2019a, 2018b; Linares et al., 2018, 2017; Molozzi et al., 2013; Veríssimo et al., 2017). Tendo em vista que quando aplicada a ecologia, a eco-exergia é capaz de demonstrar a capacidade dos ecossistemas de responder as alterações geradas por variáveis ambientais (como temperatura, precipitação, entrada de nutrientes) (Jørgensen and Mejer, 1979).

A eco-exergia é usada em conjunto com a eco-exergia específica, tendo em vista que esta representa a quantidade de exergia por biomassa, refletindo o grau de desenvolvimento evolutivo dos organismos presentes no ecossistema (Silow and Mokry, 2010). Desse modo, quando a eco-exergia e eco-exergia específica são consideradas simultaneamente, têm-se informações da complexidade biológica e da transferência de energia na rede alimentar dos sistemas ecológicos (Jørgensen & Nielsen, 2007). Individualmente, os valores do índice de eco-exergia refletem a qualidade e quantidade da biomassa do sistema, sendo uma medida estrutural do funcionamento dos ecossistemas, enquanto que os valores do índice de eco-exergia específica representam uma medida da qualidade da biomassa do ecossistema, sendo assim, uma representação da sua eficiência e complexidade (Marques et al., 1997; Vassalo et al., 2013).

Assim, os índices de eco-exergia e eco-exergia específica são influenciados pelas variáveis ambientais, pois essas variáveis estruturam as modificações na composição das comunidades e, por conseguinte, na capacidade dos ecossistemas de transformar energia e informação (Fonseca et al., 2000). De modo que altos valores dos índices de eco-exergia e eco-exergia específica têm sido associados à ecossistemas aquáticos quimicamente saudáveis,

com maior complexidade biológica, diversidade, resiliência e capacidade de auto-organização (Salas et al., 2005). Com esses índices sendo negativamente associadas com o aumento da eutrofização e, conseqüentemente, da biomassa fitoplanctônica (Ludovisi and Poletti, 2003a). Contudo, alguns estudos aplicando os índices de eco-exergia têm alcançado resultados contrários a esses. Onde altos valores de eco-exergia na assembléia de macroinvertebrados bentônicos estiveram associados a ambientes impactados com baixa riqueza taxonômica e alta abundância de espécies r-estrategistas (Linares et al., 2020, 2017; Molozzi et al., 2013; Vassallo et al., 2012).

Tais estudos, têm confirmado o dito por Jørgensen, (1995), onde o autor descreve que a eco-exergia específica do sistema tende a diminuir com o aumento do enriquecimento de nutrientes promovido pela eutrofização e aumento da biomassa fitoplanctônica, não sustentado organismos de níveis tróficos superiores. Enquanto a eco-exergia do sistema tende a aumentar, devido ao aumento da biomassa oriundo da maior produtividade primária. Resultado similar foi visto por Xu et al., (2011) em sua avaliação da variação da eco-exergia e eco-exergia específica em lagos de um gradiente espacial de eutrofização, a partir da comunidade de zooplâncton e fitoplâncton. Nesse estudo, os autores observaram que a eco-exergia apresentou a tendência de aumentar com o aumento da eutrofização, enquanto a eco-exergia específica apresentou o padrão contrário. Desse modo, tendo em vista os diferentes resultados apresentados na literatura, é necessário mais estudos aplicando os índices termodinâmicos em ecossistemas em diversas regiões climáticas afim de se compreender os princípios termodinâmicos que regem esses resultados (Nielsen et al., 2020).

Além disso, nos últimos anos têm se mencionado a importância do uso em conjunto de mais de uma assembléia para a avaliação biológica dos ecossistemas, pois diferentes assembléias podem responder de forma diferente a distintas variáveis ambientais, de modo que suas respostas se complementam (Azevêdo et al., 2015), sendo então importante a aplicação dos índices de eco-exergia com diferentes assembléias aquáticas.

Entre as assembléias comumente empregadas na abordagem de avaliação ambiental, utilizaremos nesse estudo a assembléia fitoplanctônica e os macroinvertebrados bentônicos. Os macroinvertebrados bentônicos são organismos comumente usados na avaliação ambiental (Azevêdo et al., 2015; Jovem-Azevêdo et al., 2019; Pereira et al., 2017) porque sua composição taxonômica é sensível aos níveis de degradação ambiental, são organismos sésseis que habitam os sedimentos dos ecossistemas aquáticos, abundantes e estão presentes em praticamente todos os ecossistemas aquáticos, além de possuírem um papel dominante nas teias alimentares aquáticas (Hering et al., 2006; Rosenberg & Resh, 1993). O fitoplâncton

recebe destaque pelo seu essencial papel como produtor nas cadeias alimentares aquáticas, por seu ciclo de vida curto o que os permite responder rapidamente as alterações nas variáveis ambientais, sendo assim, altamente sensíveis às mudanças ambientais (Lei et al., 2018; Liu et al., 2015).

Assim, esse estudo tem por objetivo avaliar a resposta dos índices de eco-exergia e eco-exergia específica das assembleias fitoplanctônica e de macroinvertebrados bentônicos às mudanças nas condições ambientais dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido. Para tal, testamos as seguintes hipóteses: (i) a redução da precipitação, dentro do gradiente espacial, causa maior concentração de nutrientes nos reservatórios, o que favorece a dominância de táxons de macroinvertebrados generalistas e de organismos do grupo das cianofíceas na assembleia fitoplanctônica; com isso, (ii) há maiores valores do índice de eco-exergia, devido ao maior armazenamento da biomassa fitoplanctônica e de macroinvertebrados generalistas, e uma baixos valores do índice de eco-exergia específica, oriundo do baixo investimento em informação refletido em uma reduzida riqueza e diversidade.

2 MÉTODO

2.1 *Área de estudo*

Este estudo foi realizado em 13 reservatórios artificiais, localizados no planalto da Borborema, Paraíba, Brasil (Figura 1). Esses reservatórios estão inseridos dentro de um gradiente espacial de precipitação no semiárido. O gradiente espacial de precipitação apresentando nesse estudo varia de 270 a 1100 mm ano⁻¹, segundo dados fornecidos pela Agência executiva de gestão das águas do estado da Paraíba (AESAs) para o ano de 2018 (AESAs, 2018), o qual corresponde ao ano de amostragem das comunidades avaliadas nesse estudo (Fig.1) (Tabela 1).

Os reservatórios avaliados nesse estudo são corpos aquáticos rasos (< 25 m), não sendo marcados pela estratificação térmica (ESTEVEs, 1988). Além disso, esses sistemas não estão sujeitos à entrada de esgoto, tendo em vista que são reservatórios utilizados para fins de abastecimento de água para humanos, dessedentação animal, irrigação, piscicultura, lazer e turismo (AESAs, 2020).

O Planalto da Borborema compreende um gradiente espacial de precipitação, havendo diferenças marcantes de umidade entre a parte leste (brejo) e oeste (sertão), com a parte oeste possuindo clima seco, muito quente e semiárido, possuindo solos rasos e pedregosos, vegetação característica do bioma caatinga, composta principalmente por plantas xerófilas (Velloso et al., 2002). A encosta leste (brejo) apresenta maior pluviosidade, possuindo uma vegetação característica de áreas úmidas, havendo a presença de brejos de altitude no topo das serras e planaltos, os quais são considerados enclaves de Mata Atlântica no semiárido nordestino (Mayo & Fevereiro, 1982).

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos reservatórios estudados, a altitude (Altit.), a temperatura do ar (Temp.) e a precipitação média anual (Precip.). Fonte: Os dados foram retirados da Agência Nacional das Águas (ANEAS), a precipitação utilizada foi a do ano de 2018 para a área de estudo..

| Reservatório | Altit. (m) | Coordenadas | Temp. (C°) | Precip. (mm/ano) |
|---------------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|
| Massaranduba | 357 | 7°09'9.35"/ 35°43'52.3" | 23.3 | 277 |
| Camalaú | 533 | 7°53'19.0"/ 36°50'30.0" | 23.0 | 349 |
| Algodão | 459 | 6°54'36.0"/36°00'17.0" | 22.7 | 379 |
| Sumé | 532 | 7°40'13.0" 36°54'32.0" | 22.9 | 405 |
| Poções | 568 | 7°53'40.0"/ 37°00'33.0" | 23.0 | 512 |
| José Rodrigues | 308 | 7°19'12.2"/ 35°47'18.7" | 24.0 | 679 |
| Milhã | 654 | 7°08'54.7" 35°57'45.1" | 21.7 | 682 |
| Lagôa de Remígio | 468 | 06°56'15.3"/35°47'18.8" | 21.6 | 717 |
| Gavião | 481 | 7°21'34.2"/ 35°46'51.8" | 23.6 | 744 |
| Pitombeira | 510 | 06°59'27.3"/35°33'54,3" | 24.8 | 762 |
| Chupadouro II | 340 | 7°11'32.8" /35°40'49.7" | 23.5 | 770 |
| Camará | 457 | 7°01'59.6" /35°45'50.1" | 22.1 | 834 |
| Saulo Maia | 420 | 6°55'32.2" /35°40'31.8" | 22.1 | 1006 |

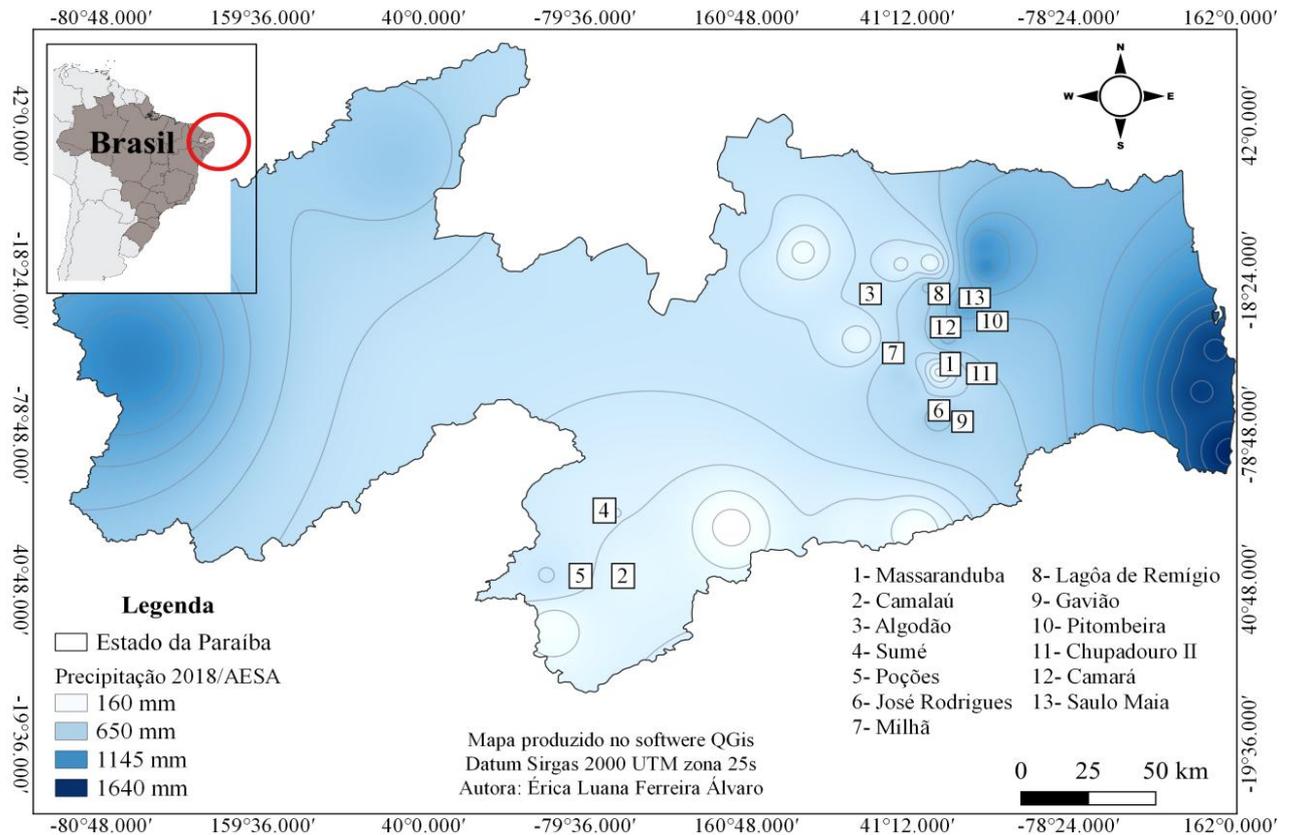


Figura 1: Mapa da área de estudo. As cores representam os diferentes níveis de precipitação média anual a partir dos dados da AESA para o ano de 2018. Os reservatórios estão enumerados em ordem crescente de precipitação.

2.2 Desenho amostral

Foram amostrados 13 reservatórios artificiais localizados dentro do gradiente espacial de precipitação no planalto da Borborema (Tabela 1). Os reservatórios foram amostrados no período de Julho de 2018.

Nós amostramos cerca de 7 pontos amostrais em cada reservatório, com algumas exceções decorrentes das dimensões dos reservatórios. De modo que totalizamos 83 pontos amostrais, os quais estavam distribuídos na zona litorânea dos reservatórios. Em cada ponto foram coletadas amostras de água da subsuperfície, fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos. Todas as amostras foram coletadas na região litorânea afim de que ambas as comunidades estivessem sob as mesmas influências das variáveis ambientais dentro do gradiente espacial de precipitação, além disso os reservatórios alvos desse estudos são rasos (

possuindo a profundidade média de 7.7 m, medida no momento da amostragem) não estando sujeitos à estratificação térmica (ESTEVES, 1988).

2.3 Parâmetros ambientais

As amostras de água foram coletadas na sub-superfície para as análises dos nutrientes (fósforo, nitrogênio e carbono) e da clorofila-a, essa amostragem foi realizada com o auxílio de garrafas plásticas. No que diz respeito à temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e turbidez foram amostrados *in situ* com a sonda multiparâmetro HORIBA (modelo U-22, Kioto, Japão). A transparência da água foi mensurada com um disco de Secchi (ESTEVES, 1988). Para a análise da clorofila-a as amostras foram filtradas com o uso de filtros de fibra de vidro Whatman GF/C com 1,5µm de porosidades (Jespersen & Christoffersen, 1987). As amostras não filtradas foram usadas para estimar as concentrações de nitrogênio total, fósforo total e carbono orgânico.

A mensuração das concentrações de clorofila-a foi realizada através de um espectrofotômetro, posteriormente a extração dos pigmentos com etanol a temperatura ambiente, com essa extração ocorrendo no intervalo de tempo 21 horas (JESPERSEN, A. M. & CHRISTOFFERSEN, 1987).

Quanto às amostras utilizadas para a mensuração dos nutrientes totais e dissolvidos, estas foram congeladas até o momento da análise, enquanto as amostras para a mensuração do carbono orgânico dissolvido foram preservadas com ácido fosfórico (H_2PO_4). Para as concentrações de fósforo total foram analisadas através do método colorimétrico do ácido ascórbico, com esse processo ocorrendo em seguida a oxidação com persulfato de potássio (VALDERRAMA, 1981). No que tange a mensuração da concentração de nitrogênio total e carbono orgânico foi utilizada a metodologia AHPA, (2017).

2.4 Variáveis biológicas

2.4.1 Fitoplâncton

Os organismos pertencentes ao grupo do fitoplâncton foram coletados nos pontos amostrais realizados na região litorânea dos reservatórios, com o conteúdo sendo fixado com lugolacético a 1%. Em laboratório, os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com o uso de microscópio Olympus BH. Esse processo se dá através da

observação de suas características morfológicas e morfométricas na fase vegetativa ou reprodutiva e do uso de chaves de identificação especializadas (Prescott & Vinyard, 1982; Bicudo and Menezes, 2017; Komárek and Fott, 1983; Komárek and Anagnostidis, 1989, 1999, 2005).

A densidade dos organismos fitoplanctônicos (ind/ml) foi estimada segundo (Utermöhl, 1958). Os indivíduos foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger, 1964), em número que foi suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20%, a um intervalo de confiança de 95% (Lund et al., 1958). Nos casos em que não foi possível alcançar esses critérios (amostras com escassez de algas e abundância de detritos), os indivíduos foram contados em número de campos suficientes para estabilizar o número de espécies adicionadas por campo (método da área mínima), afim de garantir a representatividade qualitativa mínima das espécies.

2.4.2 *Macroinvertebrados bentônicos*

As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas com o auxílio de uma draga Ekman-Birge (0,0225 m²). *In situ* as amostras foram fixadas com álcool à 70% e levadas para o laboratório onde o material foi lavado com auxílio de peneiras de malha de 1,0 e 0,5 mm. Posteriormente, o material foi triado com o uso de bandejas iluminadas e os organismos encontrados foram identificados com o uso de chaves taxonômicas específicas até o nível de gênero (Fernández and Domínguez, 2001; Mariano, 2007; Mugnai et al., 2010; Souza et al., 2007; Trivinho-strixino and Strixino, 1995).

2.5 *Biomassa*

2.5.1 *Fitoplâncton*

A biomassa da comunidade fitoplânctônica foi realizada através da mensuração de seu biovolume (mm³ L⁻¹), este é estimado através do cálculo do produto entre a densidade e a média de volume celular (Hillebrand et al., 1999), com base nas métricas de ao menos 30 indivíduos. Para os cálculos de eco-exergia e demais análises, o biovolume (mm³ L⁻¹) foi convertido em biomassa úmida (mgL⁻¹) seguindo o indicado por Wetzel & Likens (2000)

2.5.2 Macroinvertebrados bentônicos

Para a determinação da biomassa os organismos foram secos em estufa a 60°C por 72 horas, e em seguida pesados em uma balança de precisão (precisão 10⁻⁴). Os organismos do grupo Mollusca, após a secagem em estufa foram levados ao forno mufla a 450°C durante 4 horas. Este processo foi realizado a fim de se determinar o peso seco e o peso livre de cinzas.

2.6 Medidas de riqueza e diversidade

A riqueza de espécies foi calculada com base nas matrizes de presença e ausência de ambas as assembléias estudadas. O Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon e Weaver, 1963) para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos foi mensurada a partir da planilha de abundância, já para a mensuração desse índice na assembléia fitoplanctônica foi usada os dados de biomassa. Ambas as medidas de diversidade foram calculadas através do pacote Vegan (Oksanen et al., 2019), sendo realizadas no software R, versão 3.6.2 (R Core Team, 2019).

2.7 Estimativas de Eco-exergia

O cálculo do índice de exergia foi baseado no proposto por Jorgensen et al. (2010), segue a Eq. 1:

$$\text{Eco-exergy density} = \sum_{i=1}^{i=n} \beta_i C_i$$

Onde C_i corresponde à concentração dos componentes i , componente expresso em unidades apropriadas (nesse estudo sendo representado pela biomassa), n é o número de componentes, e β_i é o fator de ponderação que reflete o conteúdo de exergia dos vários componentes devido a energia química dos mesmos e a informação incorporada no DNA. Com isso, um índice de exergia é calculado com base nas concentrações dos componentes químicos C_i multiplicada pelos fatores de ponderação β_i (Jorgensen et al., 2000).

Os valores de ponderação β foram calculados a partir do método CV, nesse método os valores de ponderação são calculados a partir da quantidade de DNA presente no núcleo haplóide, o qual é medido pelo número de pares de bases (pb), sendo representado pelo valor

C (Chen et al., 2019b, 2018b; Fonseca et al., 2000; Lu et al., 2015). Para calcular o β -valor no método CV utiliza-se a Eq. 2:

$$\beta = 1 + \ln(20^{165000000 c}) / 7,43 \times 10^5$$

na qual $7,43 \times 10^5$ representa a contribuição dos detritos para a eco-exergia em $g L^{-1}$, e c é a quantidade total de DNA nas células com genoma diplóide sendo representada em pico gramas (pg: $1 \text{ pg} = 0,98 \times 10^{-9}$ pares de bases) (Chen et al., 2019b, 2019a). De modo que ao multiplicarmos c por $1,65 \times 10^8$ teremos uma representação das trincas de nucleotídeos e por conseguinte de cada aminoácido que pode ser transcrito pelo DNA, sendo uma representação da capacidade máxima de codificação do genoma haplóide dos organismos (FONSECA et al., 2000). Para os valores C, estes foram obtidos a partir do Banco de Dados do Genoma animal (<http://www.genomesize.com/index.php>), no caso dos organismos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, para as algas os valores C foram obtidos no Banco de Dados Royal Botanic Gardens (<http://data.kew.org/cvalues>). Os valores C foram selecionados ao nível de gênero, todavia, para os gêneros que não tinham suas informações contidas nesses bancos de dados, foi selecionada a média de valor C para a família, classe, ordem ou filo (Chen et al., 2018a; Lu et al., 2015) (Apêndice III).

A eco-exergia específica é medida a partir da divisão do valor da eco-exergia total pela biomassa total (JORGENSEN & NIELSEN, 2007), conforme a Eq. 3:

$$\text{Ex específica} = \text{Ex total} / \text{Biomassa total}$$

2.8 Análises estatísticas dos dados

Afim de testar se as variáveis químicas e físicas da água, a riqueza de taxa, a diversidade de Shannon-Wiener, a eco-exergia e a eco-exergia específica nas assembleias foram modificadas em função do gradiente espacial de precipitação testamos o coeficiente de correlação de Spearman (r). Esse coeficiente mede o grau de associação entre duas variáveis contínuas, de modo que quanto mais próximo de 0 menos correlacionadas as variáveis estão (Dalgaard, 2008). Para a execução dessa análise a matriz de eco-exergia foi transformada em raiz quadrada ($x+0,5$), afim de reduzir as discrepâncias entre os valores.

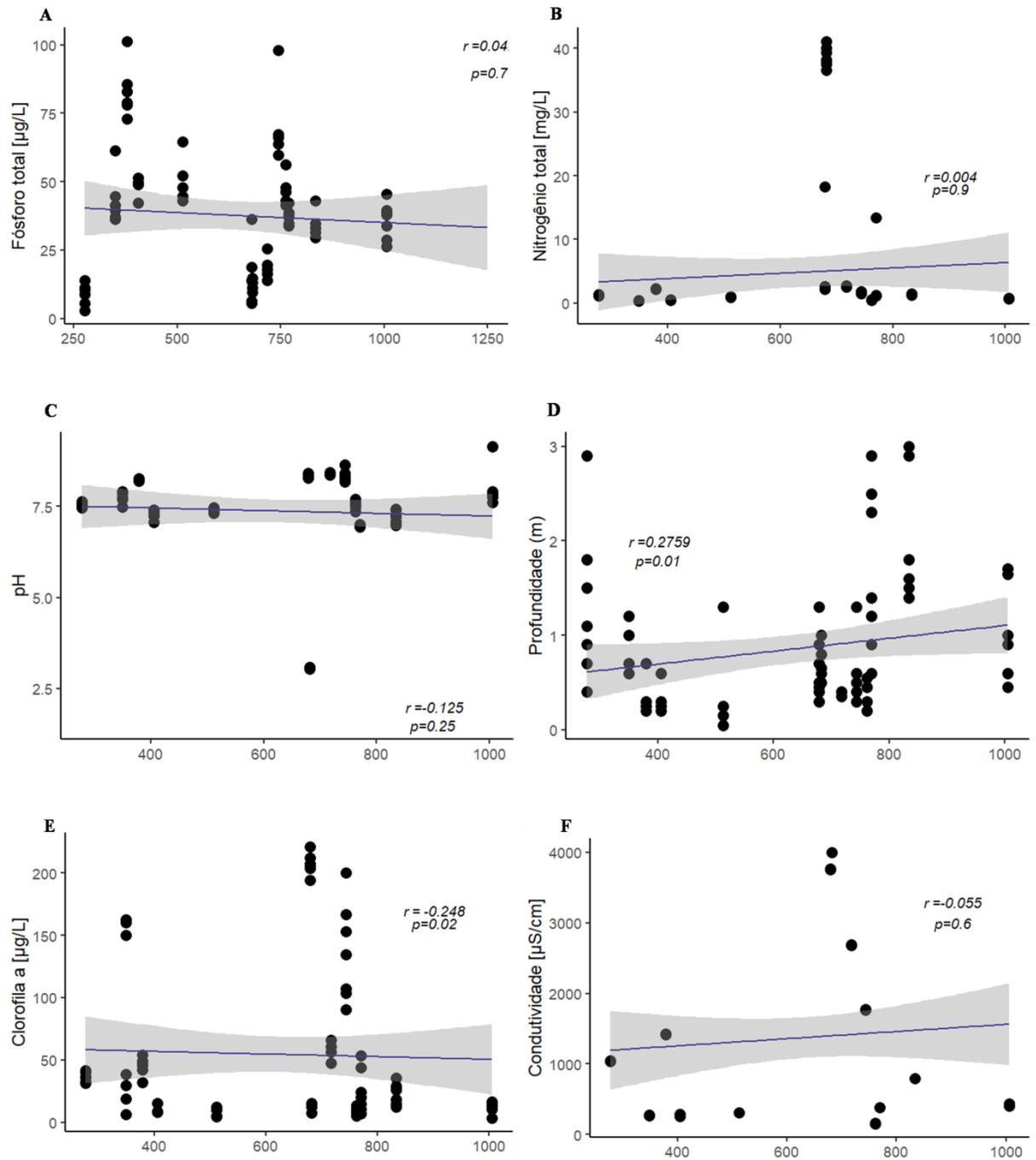
Para analisar se houve mudanças na composição dos táxons das assembléias de fitoplâncton e macroinvertebrados bentônico em relação ao gradiente espacial de precipitação, foram realizadas Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), com 9999 permutações e $p < 0,05$, a matriz de abundância de macroinvertebrados e a matriz de biomassa de fitoplâncton foi transformada em raiz quadrada ($x+0,5$) (Sokal, Robert & Rohlf, 2012) e a análise apresentou como fatores as diferentes faixas de precipitação.

Todas as análises foram realizadas com o auxílio do software R versão 3.6.2 (R Core TEAM, 2019).

3 RESULTADOS

3.1 Respostas das variáveis ambientais ao gradiente de precipitação

Verificamos que entre as variáveis ambientais testadas (Clorofila-a, Condutividade, NT, PT, profundidade, pH, carbono orgânico total e a transparência pelo disco de Secchi), apenas a profundidade, o carbono orgânico total (TOC), a Clorofila-a e a transparência pelo disco de Secchi estiveram significativamente correlacionadas ao gradiente espacial de precipitação ($p < 0,05$) (Fig. 2). Com o carbono orgânico total, transparência e a profundidade apresentando correlação positiva fraca ($r = 0,2-0,38$) com o gradiente de precipitação, de modo que os maiores valores ocorreram nos locais com maior precipitação média. Quanto à clorofila-a, essa apresentou uma correlação negativa fraca ($r = -0,248$) com o gradiente espacial de precipitação, com os maiores valores ocorrendo nos locais de menor precipitação, tendo seus picos na região intermediária do gradiente de precipitação (Fig.2, E). As demais variáveis não apresentaram uma resposta significativa quanto ao gradiente (Fig.2, A, B, C, e F) (Apêndice I).



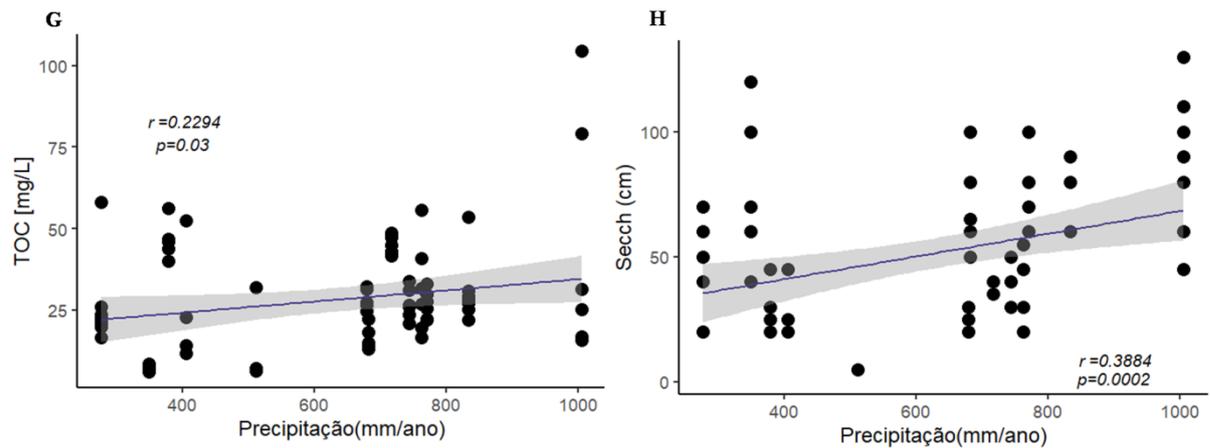


Figura 2: Correlação entre as variáveis físicas e químicas da água e o gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0,05$.

3.2 Resposta taxonômica do fitoplâncton ao gradiente de precipitação

Em nosso estudo encontramos um total 104 espécies na assembléia de fitoplâncton, distribuídas em 9 grupos: Cyanophyceae (20 espécies), Zygnemaphyceae (9 espécies), Dinophyceae (3 espécies), Euglenophyceae (14 espécies), Bacillariophyceae (12 espécies), Chlorophyceae (42 espécies), Cryptophyceae (2 espécies), Chysophyceae (1 espécie), Ulvophyceae (1 espécie). Nessa assembléia os grupos dominantes foram Chlorophyceae (correspondendo a 38% da abundância), Cyanophyceae (correspondendo a 26% da abundância) e Cryptophyceae (correspondendo a 15% da abundância). As espécies que dominaram a assembléia foram *Monoraphidium irregulare* (Komárková-Legnerová, 1969) (21%), *Rhodomonas lacustris* (Pascher, 1913) (15%), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Seenayya & Subba Raju, 1972) (14%) e *Micrasterias furcata* (Ralfs, 1848) (6,28%) (Fig. 3) (Apêndice V).

Observamos nesse estudo que a composição taxonômica da assembléia de fitoplâncton mudou ao longo do gradiente espacial de precipitação (PERMANOVA: $F_{12,70}=18.332$; $p=0,001$), com espécies como *Staurastrum lepdocladum* (Nordstedt, 1870), *Coelomonon microcystoides* (Komárek, J. & Anagnostidis, 1999), *Gomphonema sp.* (Ehrenberg, 1832) e *Synedra sp.* (C. . Ehrenberg, 1830) ocorrendo apenas nos locais com maiores médias de precipitação, enquanto espécies como *Phacus longicauda* (Dujardin, 1841), *Tetraedron gracile* (Hansgirg, 1889) e *Euglena acus* (Ehrenberg, 1830) ocorreram apenas nos locais com as menores médias de precipitação, com *Monoraphidium irregulare* dominando nesses reservatórios (Fig. 3).

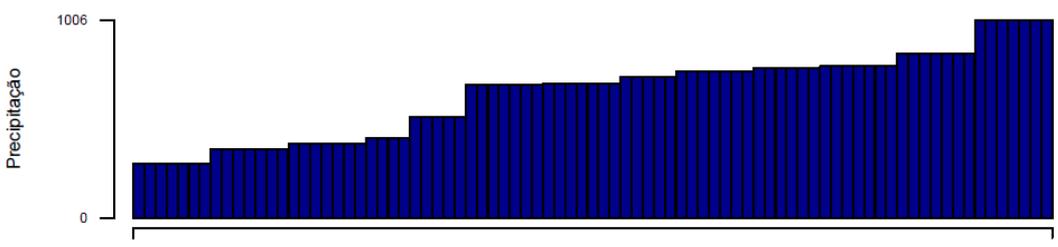
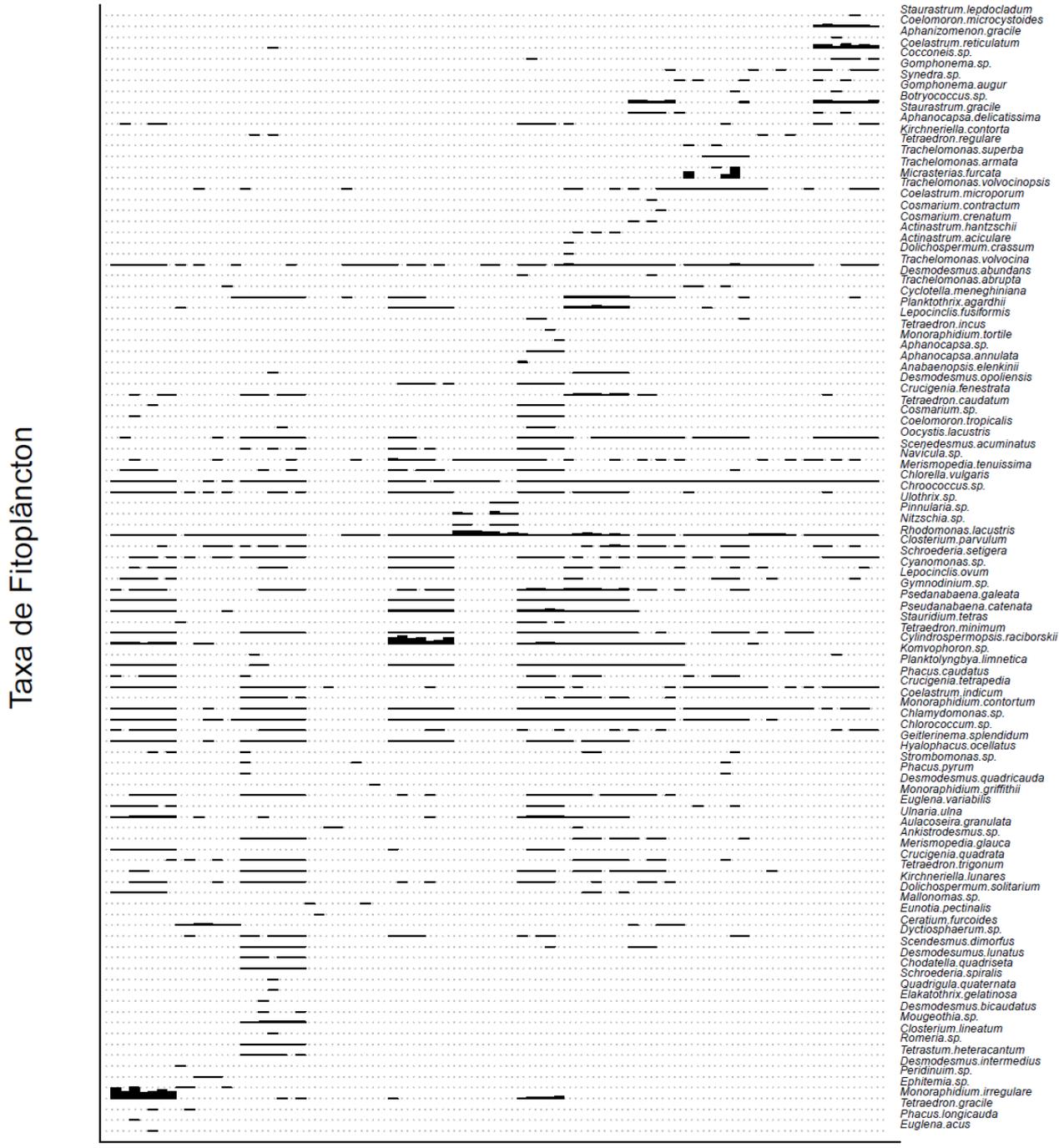


Figura 3: Variação espacial da abundância das espécies na assembléia de fitoplânctônica ao longo do gradiente espacial de precipitação. As barras em preto representam a abundância em biomassa na assembléia.

3.3 Resposta taxonômica dos macroinvertebrados ao gradiente de precipitação

Em nosso estudo encontramos um total de 6861 organismos distribuídos em 34 táxons na assembléia de macroinvertebrados bentônicos. Na assembléia de macroinvertebrados bentônicos os táxons dominantes foram *Melanoides tuberculatus* (MÜLLER, 1774) (correspondendo a 41% da assembléia), e gêneros da família Chironomidae, os quais foram *Goeldichironomus* (FITTKAU, 1965) (correspondendo a 21% da assembléia) e o gênero *Asheum* (SUBLETTE, 1983) (correspondendo a 24% da assembléia) (Apêndice IV).

Nesse estudo vimos que a composição taxonômica da assembléia de macroinvertebrados bentônicos variou ao longo do gradiente de precipitação (PERMANOVA: $F_{12,70}=1.731$; $p=0,004$) (Fig. 4). Com os táxons pertencentes a grupos sensíveis (Polymirtacydae, Caenidae) ocorrendo essencialmente nas áreas de maior precipitação média anual, enquanto os organismos generalistas apresentaram sua dominância na região intermediária do gradiente de precipitação (*Oligochaeta*, *M. tuberculatus*, *Goeldichironomus*, *Asheum*) (Fig. 4).

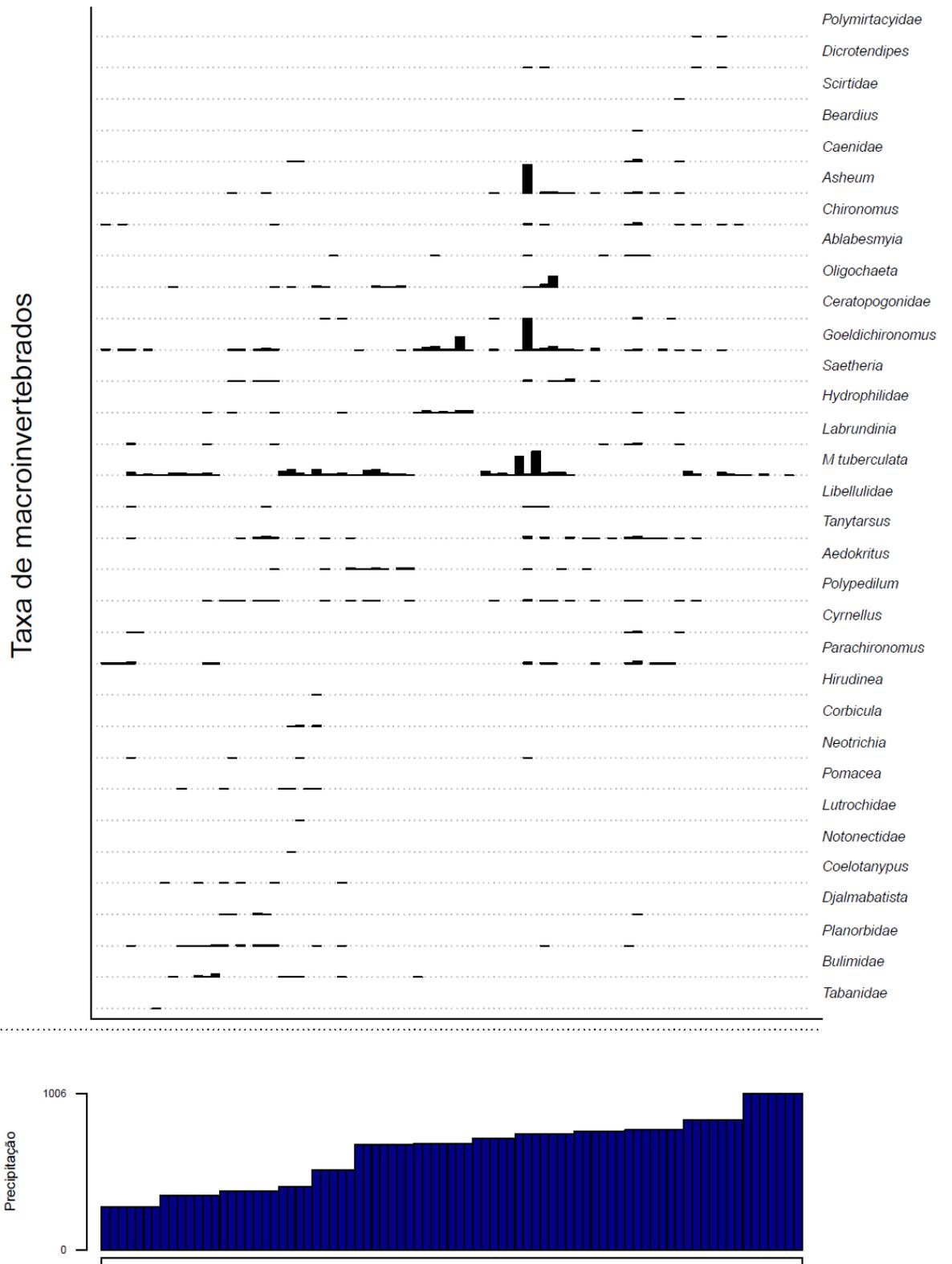


Figura 4: Distribuição dos táxons da assembléia de macroinvertebrados ao longo do gradiente espacial de precipitação. As barras em preto representam a abundância local do *taxa*.

3. 4 Resposta da riqueza e diversidade ao gradiente de precipitação

Ao avaliarmos a riqueza de espécies na assembléia de fitoplâncton, verificamos que ela não apresentou uma resposta ao gradiente espacial de precipitação ($p>0,5$; $r=0,08$) (Fig.5, A). Do mesmo modo, o índice de diversidade de Shannon-Wiener também não respondeu ao gradiente espacial de precipitação para a assembléia fitoplanctônica ($p>0,05$, $r= 0,160$), o que reflete que a diversidade e uniformidade dentro da assembléia fitoplanctônica não foi influenciada pelo gradiente espacial (Apêndice II).

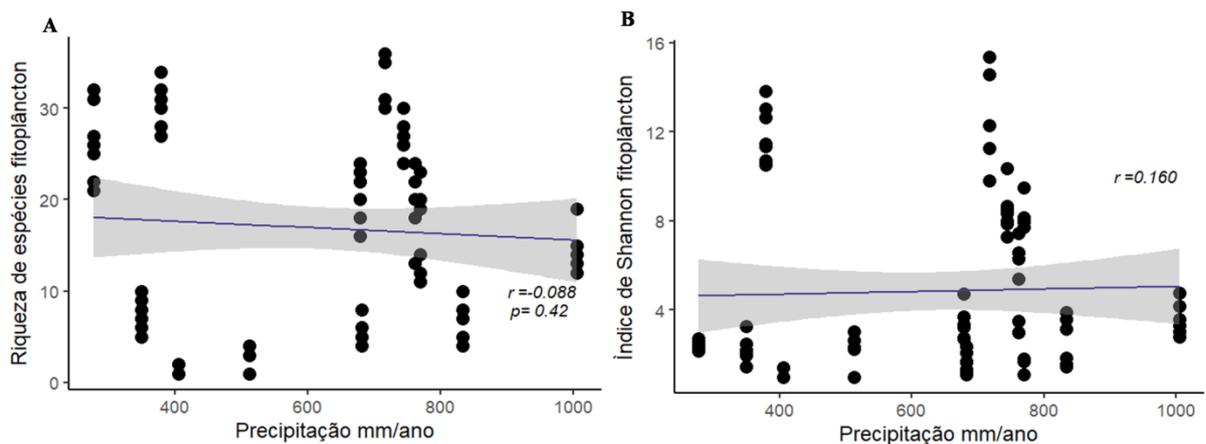


Figura 5: Correlação entre a riqueza de espécies da assembléia fitoplanctônica (A) e o índice de diversidade de Shannon-Wiener em relação ao gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p<0,05$.

Quanto a riqueza de *taxa* na assembléia de macroinvertebrados bentônicos, essa respondeu ao gradiente espacial de precipitação, apresentando uma correlação negativa fraca ($p= 0,002$; $r=-0,329$) com o aumento da precipitação média (Fig. 6, A). O mesmo foi visto para o índice de diversidade de Shannon-Wiener, onde a diversidade apresentou uma correlação negativa fraca com o aumento da precipitação média anual ($p=0,008$; $r= -0,285$) (Fig. 6, B). Havendo uma redução da riqueza de *taxa* e da diversidade com o aumento da precipitação média anual. Sendo possível observar que os picos de riqueza e diversidade ocorreram nos reservatórios inseridos em áreas com valores médios intermediários de precipitação.

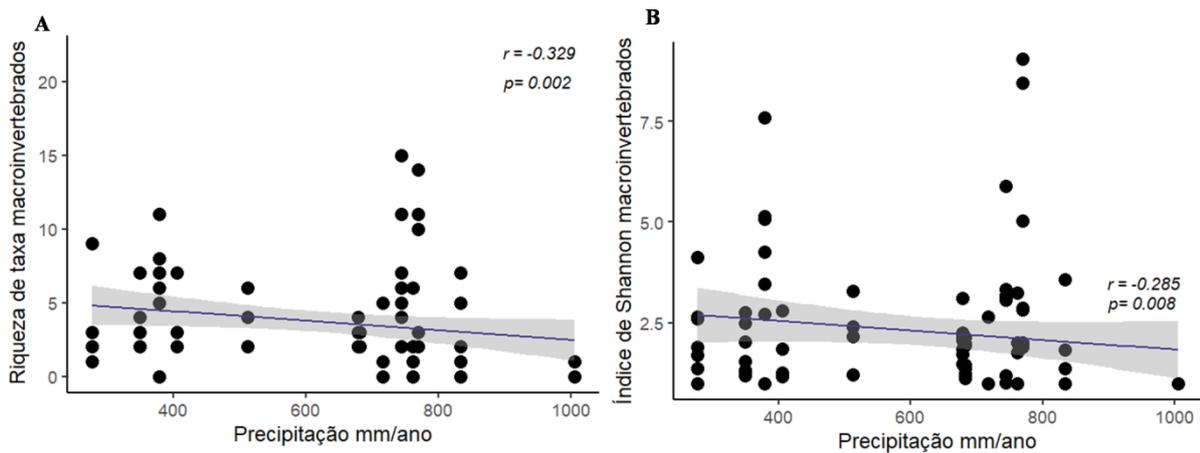


Figura 6: Correlação representando a resposta da riqueza de taxa (A) e do índice de diversidade de Shannon-Wiener (B) na assembléia de macroinvertebrados em relação a gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0.05$.

3.5 Resposta do índice de eco-exergia ao gradiente de precipitação

O índice de eco-exergia da assembléia de fitoplâncton não respondeu ao gradiente espacial de precipitação, não possuindo correlação com o gradiente de precipitação ($p < 0,6$; $r = 0,045$) (Fig. 7, A). Quanto o índice de eco-exergia específica da assembléia de fitoplâncton, esta também não respondeu de forma significativa ao gradiente espacial de precipitação ($p = 0,83$; $r = 0,002$), apresentando uma tendência fraca de aumento com o aumento da precipitação média (Fig. 7, C).

Quanto ao índice de eco-exergia da assembléia de macroinvertebrados bentônicos este respondeu ao gradiente de precipitação, apresentando uma correlação negativa fraca ($p = 0,001$; $r = -0,334$) (Fig. 7, C), havendo a redução do índice de eco-exergia dessa comunidade com o aumento da precipitação média anual. O índice de eco-exergia específica dos macroinvertebrados bentônicos respondeu de forma significativa ao gradiente espacial de precipitação ($p = 0,01$; $r = -0,263$), apresentando uma tendência de redução com o aumento da precipitação média anual (Fig. 7, D) (Apêndice II).

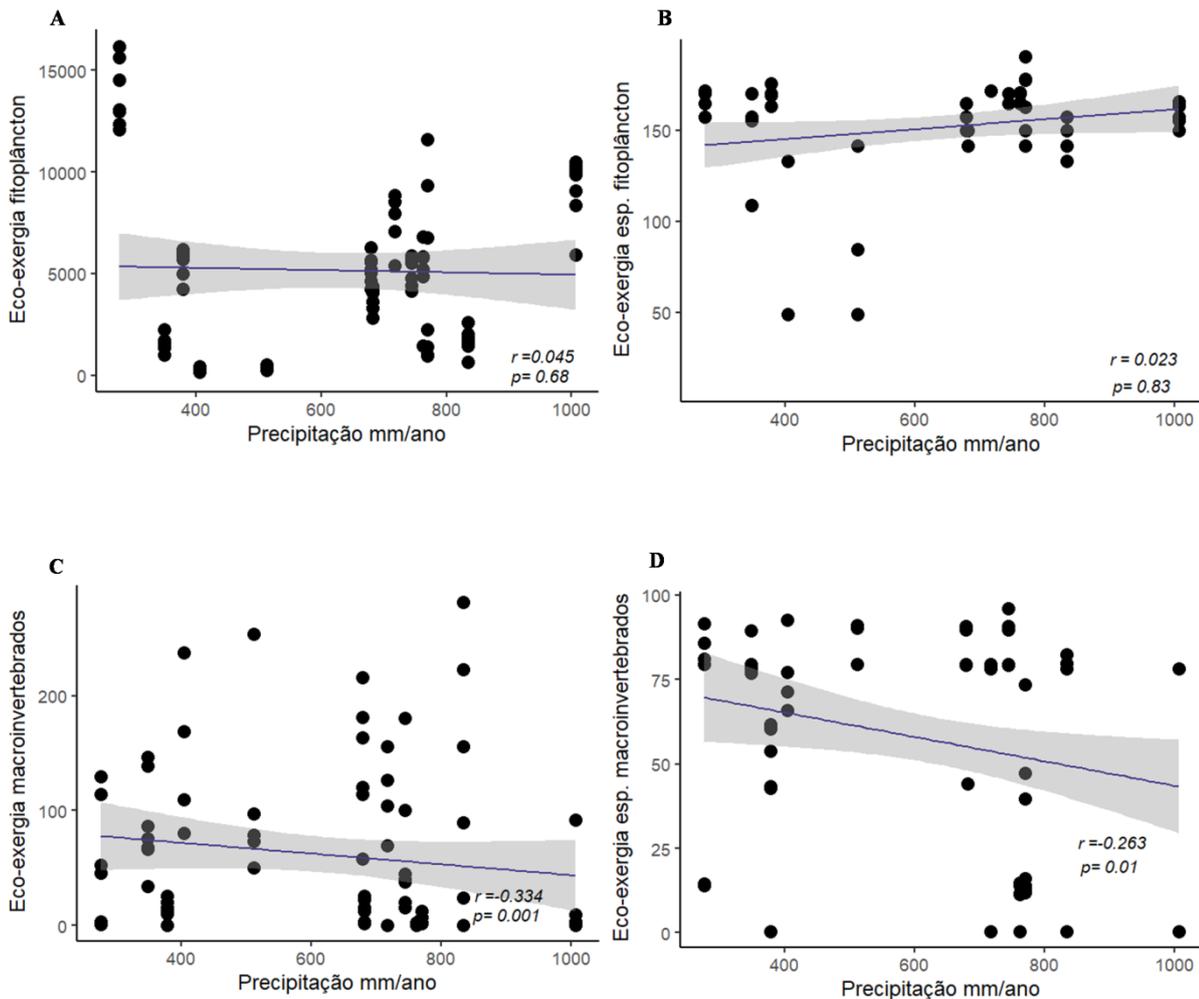


Figura 7: Correlações representando a resposta do índice de eco-exergia na assembléia de fitoplâncton (A), do índice de eco-exergia específica na assembléia de fitoplâncton (B), do índice de eco-exergia na assembléia de macroinvertebrados (C) e do índice de eco-exergia específica na assembléia de macroinvertebrados (D) em relação a gradiente espacial de precipitação. O r representa o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados foram estatisticamente significativos quando $p < 0.05$.

4 DISCUSSÃO

Em nosso estudo vimos que o gradiente espacial de precipitação no semiárido promove uma resposta taxonômica e energética apenas para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos. De modo que outros fatores estão influenciando a assembléia fitoplanctônica.

Nesse estudo, verificamos que a nossa primeira hipótese não foi totalmente corroborada, tendo em vista que diferentemente do esperado, a variação espacial da precipitação não demonstrou ter influencia sobre as concentrações de nutrientes dentro dos

reservatórios artificiais. Com variáveis como Fósforo total (PT), Nitrogênio total (NT) e condutividade não mostrando correlação com o aumento ou redução da precipitação, contudo, variáveis ambientais como a Clorofila-a, o TOC, a profundidade e a transparência pelo disco de Secchi foram direcionadas pelos padrões espaciais de precipitação. Em parte esses resultados estão de acordo com o afirmado por Hayes et al., (2017), onde se descreve que em reservatórios artificiais os efeitos da área do entorno do reservatório e manejo são mais importantes do que os do clima sobre a carga de nutrientes. De modo que as mudanças nos padrões de chuva modificam sim as variáveis físicas e químicas dos sistemas de água doce, contudo essas alterações possuem padrões complexos de difícil compreensão, pois estão estritamente ligadas a dinâmica específica do local, a composição de espécies e a interação dos organismos que compõem a rede alimentar (Reichwaldt and Ghadouani, 2012).

Diferentemente do esperado, a dominância de *taxa* de macroinvertebrados generalista ocorreram na região intermediária do gradiente de precipitação, destacando-se os *taxa* de *Goeldichironomus*, *Asheum* e *M. tuberculatus*. O mesmo pode ser observado para a comunidade de fitoplâncton, onde os *taxa* *Rhodomonas lacustris*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena catenata* e *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentaram suas maiores biomassas na região intermediária do gradiente. Isso sugere que a faixa intermediária do gradiente de precipitação forneceu condições que favoreceram o estabelecimento desses *taxa*, os quais são reconhecidos por serem organismos resistentes, com características adaptativas que lhes permitem transitar por ambientes com distintas condições ambientais, desde águas turvas com altas temperaturas e enriquecimento orgânicos até águas com entradas esporádicas de nutrientes e temperaturas amenas (Bonilla et al., 2012; Briand et al., 2004).

Nossa segunda hipótese afirma que as assembléias inseridas nos locais com menores médias de precipitação apresentariam maiores valores do índice de eco-exergia e baixos valores do índice de eco-exergia específica. Essa hipótese foi em parte corroborada, contudo apenas para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos. Onde o índice de eco-exergia e eco-exergia específica de macroinvertebrados aumentou com a redução da precipitação média. Todavia, o índice de eco-exergia e eco-exergia específica de fitoplâncton não respondeu ao gradiente de precipitação.

Para a assembléia de macroinvertebrados esse resultado de aumento com a redução da precipitação esteve associado à dominância da biomassa de organismos generalistas (*M. tuberculatus*) e aos altos valores de riqueza e diversidade que ocorreram nesses sistemas, graças a presença de táxons resistentes (Mwaijengo et al., 2020). Todavia, para a assembléia fitoplanctônica essa ausência de uma resposta energética ao gradiente espacial de precipitação

pode estar associada ao fato dos nutrientes considerados direcionadores da produtividade e crescimento do fitoplâncton, tais como fósforo e nitrogênio, não terem sido influenciados pelo gradiente espacial de precipitação, o que se refletiu na ausência da influência do gradiente espacial sobre a resposta do armazenamento energético na assembléia fitoplânctônica (REYNOLDS,2006; RANGEL et al., 2012).

Em nossa segunda hipótese inferimos que com a redução da precipitação dentro do gradiente haveria menores valores do índice de eco-exergia específica, o qual seria resultante de uma menor riqueza e diversidade, essa inferência não foi corroborada. Com essas variáveis não respondendo ao gradiente espacial de precipitação para a assembléia fitoplanctônica. Todavia, para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos a riqueza e diversidade mostraram um padrão contrário do esperado, apresentando uma redução com o aumento da precipitação média, assim como o índice de eco-exergia específica. De modo que a maior riqueza e diversidade para a assembléia de macroinvertebrados ocorreu nos reservatórios inseridos em áreas com valores intermediários de precipitação, o que apóia o dito pela hipótese de distúrbio intermediário, onde se propõe que a maior diversidade é mantida nos locais com níveis intermediários de perturbação (Hutchinson, 1953).

Esse fato sugere que diante das condições ambientais prevaletentes, os reservatórios inseridos em uma faixa de intermediária precipitação sustentaram assembléias de macroinvertebrados bentônicos com maior investimento em biomassa e informação, quando comparado com locais de maior precipitação (Jørgensen et al., 2010). O que pode ser explicado pelo fato de sistemas mais eutróficos, com uma maior carga de nutrientes produzirem assembléias com uma maior eficiência na dissipação de energia, que é uma estratégia de desenvolvimento que apresenta por base a maximização da produtividade, em vez da otimização energética oriunda de organismos k-estratégistas (Ludovisi and Poletti, 2003b). Assim, diante das restrições físicas e termodinâmicas impostas ao ecossistema, ele escolhe a forma de crescimento que produz uma melhor adequação dos organismos, possibilitando que o sistema use o fluxo de energia que está disponível para a produção de organização interna e de estruturas complexas (Ludovisi and Poletti, 2003a)

Contudo, é importante ressaltar que a alta riqueza em ambas as assembléias deve-se essencialmente a presença de táxons caracterizados por serem resistentes e generalistas, tais como as larvas de díptera, que tem tido sua dominância associada ao enriquecimento de nutrientes em ecossistemas aquáticos, e aos organismos do grupo das cianofíceas e criptofíceas, como *Rhodomonas lacustris* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Matthaei et al., 2010; Zhang et al., 2018). Esse é um fator que merece atenção, tendo em vista que a espécie

de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* tem apresentado grande relevância dentro das pesquisas sobre qualidade de água, graças a seu alto potencial de produção de toxinas (Lorenzi et al., 2018).

Assim, vemos que as assembléias de fitoplâncton e macroinvertebrados bentônicos respondem de forma distinta ao gradiente espacial de precipitação. Esse fato ilustra que essas assembléias refletem de forma diferente as mudanças nas variáveis ambientais. Esse resultado corroborou visto por Johnson & Ringler, (2014) em seu estudo que avaliou em conjunto a comunidade de peixes e de macroinvertebrados bentônicos em um gradiente de estressores ambientais. Os autores verificaram que os macroinvertebrados responderam mais fortemente aos efeitos do uso da terra em larga escala, enquanto que os peixes responderam mais fortemente as características morfológicas dos locais e a composição química da água, de modo que o uso em conjunto das duas comunidades proporcionou uma melhor avaliação ambiental. Resultado similar foi visto por Azevêdo et al., (2015), onde ao usar medidas de diversidade da comunidade de macroinvertebrados e zooplâncton em função do estado trófico de reservatórios, os autores observaram que as comunidades respondem de forma distinta aos níveis de eutrofização, mostrando assim a importância de inserir a comunidade de zooplâncton na avaliação ecológica juntamente com os macroinvertebrados bentônicos, pois possibilita uma avaliação ambiental mais holística (Jørgensen, 1992a).

Em nosso estudo o fato das assembléias avaliadas responderem de maneiras distintas a diferentes condições ambientais mostra que elas fornecem avaliações diferentes dos ecossistemas enquanto bioindicadores (Johnson and Ringler, 2014). De modo que da perspectiva dos índices de eco-exergia, nesse estudo, a assembléia fitoplânctonica não respondeu ao gradiente de precipitação, apesar das mudanças na composição das espécies. Esse fato pode ser explicado pela ausência de diferenças estatisticamente significativas na riqueza e diversidade, tendo em vista a relação entre a eco-exergia e essas medidas (Jørgensen, 2012; Salas et al., 2005).

Apesar dos altos valores do índice de eco-exergia para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos ocorrerem nos sistemas mais instáveis, isso não implica que essa comunidade não é adequada para a avaliação ambiental, apenas demonstra a importância do uso dos índices termodinâmicos associados à outros indicadores ambientais, tais como a análise taxonômica (Molozzi et al., 2013).

Assim, é importante para uma adequada avaliação da saúde dos ecossistemas a análise conjunta das variáveis ambientais, assim como os índices termodinâmicos associados a uma avaliação da composição taxonômica, índices de diversidade e riqueza taxonômica em mais

de uma assembléia, tendo em vista a busca por uma resposta mais completa e multifacetada do estado do ecossistema (Zhao et al., 2019).

5 CONCLUSÕES

Concluimos que o gradiente espacial de precipitação atua direcionando a reposta taxonômica e energética apenas da assembléia de macroinvertebrados bentônicos. A maior abundância, riqueza e diversidade de macroinvertebrados ocorreu nos locais com valores intermediários de precipitação e altas concentrações de clorofila. Contudo, os maiores valores de riqueza estiveram ligados à taxóns generalistas.

Os índices de eco-exergia e eco-exergia específica foram capazes de refletir as mudanças geradas pelo gradiente espacial de precipitação apenas para a assembléia de macroinvertebrados bentônicos, mostrando que a precipitação está atuando moldando os padrões energéticos dessa assembléia. No que tange ao índice de eco-exergia da assembléia fitoplanctônica, esta não respondeu ao gradiente espacial de precipitação.

6 REFERÊNCIAS

- AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), 2018. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/?formdate=2021-03-01&produto=municipio&periodo=anual>. Acesso em 20 de Dezembro, 2020.
- AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba), 2020. Disponível em: <https://www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em 20 de Dezembro, 2020.
- APHA, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- Azevêdo, D.J.S., Barbosa, J.E.L., Gomes, W.I.A., Porto, D.E., Marques, J.C., Molozzi, J., 2015. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? *Ecol. Indic.* 50, 135–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.010>
- Barbosa, J.E. de L., Medeiros, E.S.F., Brasil, J., Cordeiro, R. da S., Crispim, M.C.B., da Silva, G.H.G., 2012. Ecossistemas aquáticos do semi-árido brasileiro: Aspectos limnológicos e manejo. *Acta Limnol. Bras.* 24, 103–118. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000030>
- BICUDO, C.E.M. & MENEZES, M., 2017. Gêneros de Algas Continentais no Brasil, 3 ed. ed.
- Bonada, N., Dolédec, S., Statzner, B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions:

- Implications for future climatic scenarios. *Glob. Chang. Biol.* 13, 1658–1671.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x>
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M.C.S., González-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V.L.M., Lüring, M., Antoniades, D., Padisák, J., Kruk, C., 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiol. Ecol.* 79, 594–607. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2011.01242.x>
- Briand, J.F., Lebourlangier, C., Humbert, J.F., Bernard, C., Dufour, P., 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: Selection, wide physiological tolerance, or global warming? *J. Phycol.* 40, 231–238.
<https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2004.03118.x>
- Buonocore, E., Picone, F., Donnarumma, L., Russo, G.F., Franzese, P.P., 2019. Modeling matter and energy flows in marine ecosystems using emergy and eco-exergy methods to account for natural capital value. *Ecol. Modell.* 392, 137–146.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.11.018>
- Chen, Q., Yuan, H., Chen, P., 2019a. Integrated response in taxonomic diversity and eco-exergy of macrobenthic faunal community to artificial reef construction in Daya Bay, China. *Ecol. Indic.* 101, 512–521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.049>
- Chen, Q., Yuan, H., Chen, P., 2019b. Short-term effects of artificial reef construction on the taxonomic diversity and eco-exergy of the macrobenthic faunal community in the Pearl River Estuary, China. *Ecol. Indic.* 98, 772–782.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.001>
- Chen, Q., Zhao, Q., Chen, P., Lu, H., 2018a. Effect of exotic cordgrass *Spartina alterniflora* on the eco-exergy based thermodynamic health of the macrobenthic faunal community in mangrove wetlands. *Ecol. Modell.* 385, 106–113.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.07.015>
- Chen, Q., Zhao, Q., Chen, P., Lu, H., Jian, S., 2018b. Eco-exergy based self-organization of the macrobenthic faunal assemblage during mangrove succession in Zhanjiang, China. *Ecol. Indic.* 95, 887–894. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.044>
- CORRÊA, A. C. B., TAVARES, B. A. C., MONTEIRO, K. DE A., CAVALCANTI, L. C. DE S. & LIRA, D.R. DE, 2010. Megageomorfologia e morfoestrutura do planalto da Borborema. *Rev. Do Inst. Geológico* 31, 35–52.
- Costa, M.R.A., Menezes, R.F., Sarmiento, H., Attayde, J.L., Sternberg, L. da S.L., Becker, V., 2019. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. *Hydrobiologia* 831, 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3583-2>
- D'ANTONIO, C.M., THOMSEN, M., 2004. Ecological Resistance in Theory and Practice1. [https://doi.org/10.1614/0890-037X\(2004\)018\[1572:ERITAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0890-037X(2004)018[1572:ERITAP]2.0.CO;2) 18, 1572–1577.
[https://doi.org/10.1614/0890-037X\(2004\)018\[1572:ERITAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1614/0890-037X(2004)018[1572:ERITAP]2.0.CO;2)
- da Costa Lobato, T., Hauser-Davis, R.A., de Oliveira, T.F., Maciel, M.C., Tavares, M.R.M., da Silveira, A.M., Saraiva, A.C.F., 2015. Categorization of the trophic status of a hydroelectric power plant reservoir in the Brazilian Amazon by statistical analyses and fuzzy approaches. *Sci. Total Environ.* 506–507, 613–620.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.032>

- Dalgaard, P., 2008. Introductory Statistics with R, *Journal of Applied Statistics, Statistics and Computing*. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-79054-1>
- Dodds, W.K., Bruckerhoff, L., Batzer, D., Schechner, A., Pennock, C., Renner, E., Tromboni, F., Bigham, K., Grieger, S., 2019. The freshwater biome gradient framework: Predicting macroscale properties based on latitude, altitude, and precipitation. *Ecosphere* 10. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2786>
- Dujardin, F., 1841. Histoire naturelle des Zoophytes, Infusoires, comprenant la physiologie et la clasifcation de ces animaux et la manière de les étudier à l'aide du microscope. *Encycl. Roret*.
- Ehrenberg, C., 1830. Organisation, Systematik und geographisches Verhältniss der Infusionsthierchen. Zwei verträge. 1–8.
- Ehrenberg, C.G., 1832. Über die Entwicklung und Lebensdauer der Infusionsthier; nebst fernerer Beiträgen zu einer Vergleichung ihrer organischen Systeme. *Abhandlungen der Königlichen Akad. Wissenschaften zu Berlin* 1–154.
- Ehrenberg, C.G., 1830. Neue Beobachtungen über blutartige Erscheinungen in Aegypten, Arabien und Sibirien, nebst einer Uebersicht und Kritik der früher bekannten. *Ann. der Phys. und Chemie* 477–514.
- ESTEVEZ, F.A., 1988. *Fundamentos de Limnologia*, Ed. Interc. ed. Rio de Janeiro.
- FERNÁNDEZ, H.R; DOMÍNGUEZ, E., 2001. *Guia para ladeterminación de losartropodos bentónicos*.
- Fonseca, J.C., Marques, J.C., Paiva, A.A., Freitas, A.M., Madeira, V.M.C., Jørgensen, S.E., 2000. Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate exergy from organisms biomass. *Ecol. Modell.* 126, 179–189. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00264-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00264-7)
- G. Evelyn Hutchinson, 1953. *The Concept of Pattern in Ecology*. *Acad. Nat. Sci.*
- Girão Braga, G., Becker, V., Neuciano Pinheiro de Oliveira, J., Rodrigues de Mendonça Junior, J., Felipe de Medeiros Bezerra, A., Macêdo Torres, L., Marília Freitas Galvão, Â., Mattos, A., 2015. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. *Acta Limnol. Bras.* 27, 15–23.
- Hansgirg, A., 1889. Nachträge zu den in Hedwigia. *Hedwigia* 28, 17–19.
- Hayes, N.M., Deemer, B.R., Corman, J.R., Razavi, N.R., Strock, K.E., 2017. Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 2, 47–62. <https://doi.org/10.1002/lol2.10036>
- Hering, D., Johnson, R.K., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., Verdonschot, P.F.M., 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: A comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshw. Biol.* 51, 1757–1785. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x>

- HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35, 403–424.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, M., Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, D., McGlinn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, G., L. Simpson, Peter Solymos, M.H.H.S., Wagner, E.S. and H., 2019. *vegan: Community Ecology Package*. R Packag. version 2.5-6.
- 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., Beklioglu, M., 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia* 750, 201–227. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>
- JESPERSEN, A. M. & CHRISTOFFERSEN, K., 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. Fur Hydrobiol* 109, 445–454.
- Johnson, S.L., Ringler, N.H., 2014. The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: A comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). *Ecol. Indic.* 41, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.006>
- Jorgensen, S., 2012. *Introduction to Systems Ecology*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11877>
- Jørgensen, S.E., 2006. Application of holistic thermodynamic indicators. *Ecol. Indic.* 6, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.003>
- Jørgensen, S.E., 1995. The growth rate of zooplankton at the edge of chaos: Ecological models. *J. Theor. Biol.* 175, 13–21. <https://doi.org/10.1006/jtbi.1995.0116>
- Jørgensen, S.E., 1992a. Exergy and ecology. *Ecol. Modell.* 63, 185–214. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90069-Q](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90069-Q)
- Jørgensen, S.E., 1992b. Parameters, ecological constraints and exergy. *Ecol. Modell.* 62, 163–170. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90088-V](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90088-V)
- Jørgensen, S.E., Jørgensen, L.A., Kamp-Nielsen, L., Mejer, H.F., 1981. Parameter estimation in eutrophication modelling. *Ecol. Modell.* 13, 111–129. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(81\)90009-0](https://doi.org/10.1016/0304-3800(81)90009-0)
- Jørgensen, S.E., Ludovisi, A., Nielsen, S.N., 2010. The free energy and information embodied in the amino acid chains of organisms. *Ecol. Modell.* 221, 2388–2392. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.06.003>
- Jørgensen, S.E., Mejer, H., 1979. A holistic approach to ecological modelling. *Ecol. Modell.* 7, 169–189. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(79\)90068-1](https://doi.org/10.1016/0304-3800(79)90068-1)
- Jørgensen, S.E., Nors Nielsen, S., 2007. Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology. *Energy* 32, 673–685. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.06.011>

- Jørgensen, S.E., Patten, B.C., Straškraba, M., 2000. Ecosystems emerging: 4. Growth. Ecol. Modell. 126, 249–284. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00268-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00268-4)
- Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J.F., Azevêdo, E.L., Gomes, W.I.A., Molozzi, J., Feio, M.J., 2019. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. J. Arid Environ. 164, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.014>
- KOMÁREK, J.; FOTT, B., 1983. Chlorophyceae: Chlorococcales. Begründent von August Thienemann, Stuttgart.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K., 1999. 1. Chroococcales, in: Cyanoprokaryota. pp. 1-548.
- KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, K., 2005. Cyanoprokayota 2. In: Bridel, B., Krienitz, L., Gartner, G., Schargerl, M. (Eds) Oscillatoriales, in: Subwasserflora von Mitteleuropa.
- KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, K., 1999. Cyanoprokayota 1. In: Ettl, H., Gartner, G., Heyning, H., Mollenhauer,.
- KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, K., 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4: Nostocales. Algal.Stud 56, 247–345.
- Komárková-Legnerová, J., 1969. The systematics and ontogenesis of the genera Ankistrodesmus Corda and Monoraphidium. Stud. Phycol. 75-144.
- Lei, Y., Whyte, C., Davidson, K., Tett, P., Yin, K., 2018. A change in phytoplankton community index with water quality improvement in Tolo Harbour, Hong Kong. Mar. Pollut. Bull. 127, 823–830. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.005>
- Li, B., Tang, T., Cai, Q., Zhang, M., Dong, X., Shao, M., Tan, L., 2017. Stability of macroinvertebrate communities in a newly formed large reservoir with recurrent impoundment events. Quat. Int. 440, 71–77. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2016.09.012>
- Lima, S., Filho, N., De, M., Júnior, M., Moura, A., 2019. Interactions between benthic microalgae, nutrients and benthic macroinvertebrates in reservoirs from the semi-arid Neotropical region Molecular and physiological ecology of algae and cyanobacteria View project Alternative states of aquatic plants in tropical shallow ecosystems View project. <https://doi.org/10.1127/fal/2019/1180>
- Linares, M.S., Callisto, M., Marques, J.C., 2020. Assessing biological diversity and thermodynamic indicators in the dam decommissioning process. Ecol. Indic. 109, 105832. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105832>
- Linares, M.S., Callisto, M., Marques, J.C., 2018. Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical headwater streams. Sci. Total Environ. 613–614, 1543–1550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.282>
- Linares, M.S., Callisto, M., Marques, J.C., 2017. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. Ecol. Indic. 75, 279–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.046>
- Liu, L., Yang, J., Lv, H., Yu, X., Wilkinson, D.M., Yang, J., 2015. Phytoplankton Communities Exhibit a Stronger Response to Environmental Changes than Bacterioplankton in Three Subtropical Reservoirs. Environ. Sci. Technol. 49, 10850–

10858. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02637>
- Lorenzi, A.S., Cordeiro-Araújo, M.K., Chia, M.A., Bittencourt-Oliveira, M. do C., 2018. Cyanotoxin contamination of semiarid drinking water supply reservoirs. *Environ. Earth Sci.* 77, 0. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7774-y>
- Lu, H., Fu, F., Li, H., Campbell, D.E., Ren, H., 2015. Eco-exergy and emergy based self-organization of three forest plantations in lower subtropical China. *Sci. Rep.* 5, 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep15047>
- Ludovisi, A., Poletti, A., 2003a. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecol. Modell.* 159, 223–238. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00284-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00284-3)
- Ludovisi, A., Poletti, A., 2003b. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 1. Entropy production indices. *Ecol. Modell.* 159, 203–222. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00277-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00277-6)
- Mariano, R., 2007. Ordem Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta). Guia on-line identificação larvas Insetos Aquáticos do Estado São Paulo 1–9.
- Maroneze, M.M., Zepka, L.Q., Vieira, J.G., Queiroz, M.I., Jacob-Lopes, E., 2014. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Rev. Ambient. e Agua* 9, 445–458. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Matthaei, C.D., Piggott, J.J., Townsend, C.R., 2010. Multiple stressors in agricultural streams: Interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *J. Appl. Ecol.* 47, 639–649. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01809.x>
- MAYO, S. J. & FEVEREIRO, V.P., 1982. Mata do Pau-Ferro: a pilot study of the brejo forest. *Bot. Gard.*
- Molozzi, J., Salas, F., Callisto, M., Marques, J.C., 2013. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecol. Indic.* 24, 543–551. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.002>
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D.F., 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro, Techincal. ed.
- Mutti, P.R., de Abreu, L.P., de M. B. Andrade, L., Spyrides, M.H.C., Lima, K.C., de Oliveira, C.P., Dubreuil, V., Bezerra, B.G., 2020. A detailed framework for the characterization of rainfall climatology in semiarid watersheds. *Theor. Appl. Climatol.* 139, 109–125. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02963-0>
- Mwaijengo, G.N., Vanschoenwinkel, B., Dube, T., Njau, K.N., Brendonck, L., 2020. Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania. *Limnologia* 82, 125780. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125780>
- Naselli-Flores, L., Barone, R., 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: Setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia* 548, 85–99. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1149-6>

- Nielsen, S.N., Fath, B.D., Bastianoni, S., Marques, J.C., Müller, F., Patten, B.C., Ulanowicz, R.E., Jørgensen, S.E., Tiezzi, E., 2020. Introduction, in: *A New Ecology*. Elsevier, pp. 1–5. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63757-4.00001-2>
- Nordstedt, C.F., 1870. *Symbolae ad floram Brasiliae centralis cognoscendam*. p-195-234.
- Odum, H.T., 1988. Self-Organization, Transformity, and Information. *Science* (80-). 242, 1132–1139. <https://doi.org/10.1126/science.242.4882.1132>
- Odum, H.T., Pinkerton, R.C., 1955. TIME ' S SPEED REGULATOR : THE OPTIMUM EFFICIENCY FOR MAXIMUM POWER OUTPUT IN PHYSICAL AND BIOLOGICAL SYSTEMS All use subject to JSTOR Terms and Conditions TIME ' S SPEED REGULATOR : THE OPTIMUM EFFICIENCY FOR MAXIMUM POWER OUTPUT IN PHYSICAL AND BIOLOGIC 43, 331–343.
- Pascher, A., 1913. Cryptomonadinae, in: *Die Süßwasser-Flora Deutschlands*. pp. 96–114.
- Pereira, T. da S., Pio, J.F.G., Calor, A.R., Copatti, C.E., 2017. Can the substrate influence the distribution and composition of benthic macroinvertebrates in streams in northeastern Brazil? *Limnologica* 63, 27–30. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.12.003>
- Ralfs, J., 1848. *The British Desmidiaceae*. London: Reeve, Benham & Reeve.
- Rangel, L.M., Silva, L.H.S., Rosa, P., Roland, F., Huszar, V.L.M., 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693, 13–28. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1083-3>
- Reichwaldt, E.S., Ghadouani, A., 2012. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Res.* 46, 1372–1393. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.052>
- Reynolds, CS, 2006., 2006. *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge.
- ROSENBERG, DM. & RESH, V., 1993. *Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman e Hall.
- Salas, F., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2005. Application of the exergy index as ecological indicator of organically enrichment areas in the Mar Menor lagoon (south-eastern Spain). *Energy* 30, 2505–2522. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.01.005>
- Seenayya, G. & Subba Raju, N., 1972. On the ecology and systematic of the alga known as *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) Elenk. and a critical evaluation of the forms described under the genus *Anabaenopsis*. *First Int. Symp. Taxon. Biol. blue-green algae* 52–57.
- Silow, E.A., Mokry, A. V., 2010. Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy* 12, 902–925. <https://doi.org/10.3390/e12040902>
- Silvino, R., Barbosa, F., 2015. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. *Brazilian J. Biol.* 75, 607–615. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.18913>

- Sokal, Robert & Rohlf, F., 2012. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*.
- Souza, L.O.I., Costa, J.M., Oldrini, B.B., 2007. Ordem Odonata Fabricius, 1793 (Arthropoda: Insecta). *Guia on-line identificação larvas insetos aquáticos do estado São Paulo* 7, 23.
- Straškraba, M., 1980. *Cybernetic Categories of Ecosystem Dynamics*.
- Su, P., Wang, X., Lin, Q., Peng, J., Song, J., Fu, J., Wang, S., Cheng, D., Bai, H., Li, Q., 2019. Variability in macroinvertebrate community structure and its response to ecological factors of the Weihe River Basin, China. *Ecol. Eng.* 140, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105595>
- SUBLETTE JE; SUBLETTE, 1983. ASHEUM, A REPLACEMENT NAME IN CHIRONOMIDAE (DIPTERA). *East. NEW Mex. UNIV., Nat. Hist. MUSEUM/PORTALES NM 88130/USA*.
- Team, R.C., 2019. *R: A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Tooth, S., McCarthy, T.S., 2007. Wetlands in drylands: Geomorphological and sedimentological characteristics, with emphasis on examples from southern Africa. *Prog. Phys. Geogr.* 31, 3–41. <https://doi.org/10.1177/0309133307073879>
- TRIVINHO-STRIXINO, S., STRIXINO, G., 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros*.
- UTERMÖHL, H., n.d. *Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9.
- VALDERRAMA, J., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen Chemistry, and phosphorus in natural waters. *Marine* 109–122.
- Vassallo, P., Paoli, C., Fabiano, M., 2012. Ecosystem level analysis of sandy beaches using thermodynamic and network analyses: A study case in the NW Mediterranean Sea. *Ecol. Indic.* 15, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.016>
- Velloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B., Pareyn, F.G.C., 2002. *Ecorregioes Caatinga* 2001 1, 75.
- Veríssimo, H., Verdelhos, T., Baeta, A., van der Linden, P., Garcia, A.C., Marques, J.C., 2017. Comparison of thermodynamic-oriented indicators and trait-based indices ability to track environmental changes: Response of benthic macroinvertebrates to management in a temperate estuary. *Ecol. Indic.* 73, 809–824. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.040>
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 2000. *Limnological Analyses, Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4>
- Xu, F.L., Wang, J.J., Chen, B., Qin, N., Wu, W.J., He, W., He, Q.S., Wang, Y., 2011. The variations of exergies and structural exergies along eutrophication gradients in Chinese and Italian lakes. *Ecol. Modell.* 222, 337–350. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.11.021>

- Zhang, Y., Cheng, L., Tolonen, K.E., Yin, H., Gao, J., Zhang, Z., Li, K., Cai, Y., 2018. Substrate degradation and nutrient enrichment structuring macroinvertebrate assemblages in agriculturally dominated Lake Chaohu Basins, China. *Sci. Total Environ.* 627, 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.232>
- Zhao, C., Shao, N., Yang, S., Ren, H., Ge, Y., Zhang, Z., Zhao, Y., Yin, X., 2019. Integrated assessment of ecosystem health using multiple indicator species. *Ecol. Eng.* 130, 157–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.016>

APÊNDICE

Apêndice I-Tabela contendo a distribuição das variáveis ambientais ao longo do gradiente espacial de precipitação. A tabela mostra a distribuição das médias e os desvio de cada variável ambiental testada ao longo do gradiente espacial de precipitação.

| Reservatório | Precip | Clor-a [µg/L] | Cond [µS/cm] | pH | NT [mg/L] | PT [µg/L] | Prof (m) | TOC [mg/L] | Secchi (cm) |
|-------------------------|---------------|--------------------------|-------------------------|-----------|----------------------|----------------------|---------------------|-----------------------|------------------------|
| Massaranduba | 277 | 36.82±3.9 | 1044 ±2.76 | 7.56±0.05 | 1.29±0.07 | 8.0±4.24 | 1.32±0.83 | 26.88±14.06 | 51.42±16.76 |
| Camalaú | 349 | 80.7±72.5 | 271.5±2.5 | 7.7±0.1 | 0.37±0.05 | 43.41±9.27 | 0.78±0.22 | 7.76±0.91 | 75.71±26.36 |
| Algodão | 379 | 45.3±6.9 | 1417±4.15 | 8.2±0.01 | 2.26±0.03 | 101.92±50.15 | 0.30±0.17 | 46.51±4.88 | 27.14±9.06 |
| Sumé | 405 | 10.19±3.2 | 267±12.28 | 7.26±0.1 | 0.51±0.06 | 48±4.02 | 0.33±0.17 | 25.34±18.66 | 28.75±11.06 |
| Poções | 512 | 7.4±3.4 | 307.4±0.89 | 7.4±0.05 | 0.92±0.03 | 50.5±8.66 | 0.4±0.5 | 11.82±11.3 | 5±0 |
| José Rodrigues | 679 | 207.2±8.2 | 3757.8±2.34 | 8.3±0.04 | 4.6±5.99 | 14.38±12.03 | 0.65±0.35 | 28.66±2.9 | 25±2.88 |
| Milhã | 682 | 12.2±2.4 | 4000±0 | 3.05±0.01 | 38.6±1.5 | 11.33±1.9 | 0.73±0.2 | 15.79±3.33 | 73.53±20.14 |
| Lagôa de Remígio | 717 | 57.3±6.8 | 2688.8±6.7 | 8.4±0.02 | 2.65±0.09 | 18.66±4.38 | 0.39±0.02 | 45.10±2.84 | 36±2.23 |
| Gavião | 744 | 136.5±39.3 | 1771.2±3.4 | 8.3±0.14 | 1.61±0.09 | 85.85±44.33 | 0.5±0.33 | 26.96±4.41 | 41.42±6.9 |
| Pitombeira | 762 | 10.19±3.0 | 153.33±0.5 | 7.53±0.1 | 0.53±0.03 | 48.55±6.4 | 0.33±0.14 | 31.88±14.54 | 35±12.64 |
| Chupadouro II | 770 | 24.75±17.3 | 381.2±0.75 | 6.9±0.02 | 2.93±4.6 | 37.40±2.75 | 1.68±0.87 | 26.87±3.96 | 72.85±14.96 |
| Camará | 834 | 22.9±8.42 | 794±2.2 | 7.24±0.1 | 1.39±0.09 | 33.71±4.6 | 1.95±0.69 | 30.94±10.38 | 81.42±10.69 |
| Saulo Maia | 1006 | 11.56±3.9 | 426.85±8.5 | 7.9±0.5 | 0.72±0.06 | 35.85±6.64 | 1.04±0.47 | 41.24±35.83 | 87.85±29.13 |

Apêndice II- Tabela apresentando a variação dos valores da riqueza para a comunidade de macroinvertebrados (Riqueza macro), da riqueza para a comunidade de fitoplâncton (Riqueza fito), do índice de diversidade de Shannon para a comunidade de macroinvertebrados (Shannon macro), o índice de diversidade de Shannon para a comunidade de fitoplâncton (Shannon), da Eco-exergia de macroinvertebrados (EX macro), da Eco-exergia de fitoplâncton (Ex fito), da Eco-exergia específica de macroinvertebrados (Exesp macro) e da Eco-exergia específica de fitoplâncton (EX esp fito). A tabela apresenta as médias e o desvio padrão dos índices distribuídos ao longo do gradiente espacial de precipitação.

| Reservatório | Precip. (mm) | Riqueza macro | Riqueza fito | Shannon macro | Shannon Fito | EX macro | EX fito | EX esp. macro | EX esp. fito |
|-------------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|-----------------|------------------------|----------------------|---------------------|
| Massaranduba | 277 | 3.14±2.67 | 26.28±4.15 | 2.19±1.04 | 2.45±0.2 | 4923±6954 | 193447283 ±46052540 | 4121±3733 | 26868± 1820 |
| Camalaú | 349 | 3.57±1.71 | 7.85±1.95 | 1.80±0.62 | 2.22±0.55 | 9091±7889 | 2986744± 1531352 | 6305±735 | 23191± 5324 |
| Algodão | 379 | 6.14±3.33 | 30.42±2.3 | 4.17±2.0 | 11.93±1.24 | 228±222 | 30898558± 7036856 | 2228 ± 1291 | 28604± 1185 |
| Sumé | 405 | 4.75±2.62 | 1.25±0.5 | 1.77±0.75 | 1.10±0.21 | 25685±223 85 | 71691± 68472 | 5906±1830 | 6149± 7617 |
| Poções | 512 | 4.8±1.78 | 3±1.22 | 2.24±0.74 | 2.24±0.76 | 17500±262 73 | 152991± 87020 | 7007±1033 | 8665± 6608 |
| José Rodrigues | 679 | 3.14±0.64 | 20.85±2.9 | 2.09±0.52 | 3.44±0.69 | 21585±146 33 | 27705483± 7114905 | 7014 ± 983 | 24598± 1351 |
| Milhã | 682 | 2.28±0.48 | 5.85±1.21 | 1.61±0.4 | 1.62±0.47 | 215±253 | 14777891± 4170383 | 1902±1.9 | 20919± 1251 |
| Lagôa de Remígio | 717 | 1.6±1.94 | 33.6±2.88 | 1.33±0.73 | 12.65±2.29 | 11123±945 3 | 58948884± 19810035 | 4881±2730 | 29333±0 |
| Gavião | 744 | 7.14±4.45 | 23.57±2.14 | 2.96±1.62 | 8.41±0.96 | 6837±1175 0 | 27185069± 7148521 | 7853±1208 | 27965± 960 |
| Pitombeira | 762 | 2±2.09 | 19.5±3.78 | 1.66±0.88 | 5.35±1.77 | 0.763±1.41 5 | 27877191± 14829664 | 135±74 | 28246± 912 |
| Chupadouro II | 770 | 6.42±5.06 | 15.85±4.74 | 4.58±3.02 | 5.42±3.67 | 26±49 | 39507803± 53078015 | 1390±1911 | 27134± 6047 |
| Camará | 834 | 2.28±2.6 | 7.14±2.03 | 1.53±0.95 | 2.43±1.07 | 23006±306 50 | 3788215± 2327801 | 4549± 3120 | 21588± 2226 |
| Saulo Maia | 1006 | 0.42±0.53 | 14.42±2.22 | 1±0 | 3.55±0.68 | 1197±3126 | 86069463± 26566634 | 2594±3235 | 24799± 1659 |

Apêndice III- Tabela contendo os valores C e valores beta para os organismos da comunidade de macroinvertebrados e fitoplâncton. Os valores C foram selecionados para o menor nível taxonômico com informações disponíveis, com essa informação sendo retirada do site Banco de Dados do Genoma animal e do Banco de Dados Royal Botanic Gardens. Os valores beta foram calculados segundo Chen et al., 2018 e Chen et al., 2019. Para o cálculo dos valores beta foi utilizado o software Python versão 3.8.

| | <i>Taxa</i> | Valor c (pg) | Valor Beta | <i>Taxa</i> | Valor c (pg) | Valor Beta |
|---------------------------|------------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------|
| MACROINVERTEBRADOS | <i>M. tuberculatus</i> | 9.1 | 6053 | Ceratopogonidae | 0.66 | 440 |
| | Pomaceae | 1.28 | 851 | <i>Polypedilum</i> | 0.2 | 133 |
| | Planorbidae | 2.5 | 1663 | <i>Tanytarsus</i> | 0.18 | 120 |
| | <i>Corbicula</i> | 4 | 2661 | <i>Saetheria</i> | 0.28 | 186 |
| | Bulimidae | 5.72 | 3805 | <i>Ablabesmya</i> | 0.38 | 212 |
| | Oligochaeta | 2.84 | 1890 | <i>Aedokritus</i> | 0.28 | 186 |
| | Hirudinea | 0.82 | 545 | <i>Goeldichironomus</i> | 0.28 | 186 |
| | Polymirtacyidae | 1.32 | 918 | <i>Coelotanypus</i> | 0.28 | 186 |
| | Libellulidae | 1.52 | 1011 | <i>Asheum</i> | 0.28 | 186 |
| | <i>Dicrotendpes</i> | 0.24 | 160 | <i>Labrundinia</i> | 0.28 | 186 |
| | Caenidae | 1.38 | 918 | <i>Cyrnellus</i> | 3.34 | 2222 |
| | <i>Chironomus</i> | 0.36 | 240 | <i>Beardius</i> | 0.28 | 186 |
| | <i>Parachironomus</i> | 0.28 | 186 | Neotrichia | 3.34 | 2222 |
| | <i>Djalmabatista</i> | 0.28 | 186 | Tabanidae | 0.66 | 440 |
| | Hydrophilidae | 2.58 | 1716 | <i>Chaoborus</i> | 0.8 | 532 |
| | Scirtidae | 1.52 | 1011 | Notonectidae | 2.24 | 1490 |
| | Naucoridae | 2.24 | 1490 | Lutrochidae | 1.52 | 1011 |
| FITOPLÂNCTON | <i>Cosmarium</i> | 3.6 | 2394 | Dinophyceae | 3.52 | 2341 |
| | <i>Micrasterias</i> | 14.12 | 9380 | Cyanophyceae | 3.52 | 2341 |
| | <i>Staurastrum</i> | 4.02 | 2674 | Euglenophyceae | 3.53 | 2341 |
| | <i>Closterium</i> | 2.7 | 1796 | Bacillariophyceae | 3.52 | 2341 |
| | <i>Mougeotia</i> | 6.4 | 4257 | Chysophyceae | 3.52 | 2341 |
| | Zygnemaphyceae | 12.82 | 8515 | Ulvophyceae | 3.52 | 2341 |
| | Chlorophyceae | 22.96 | 15234 | | | |
| | Cryptophyceae | 3.52 | 2341 | | | |

Apêndice V: Tabela com a distribuição da biomassa (mgL^{-1}) da comunidade fitoplanctônica. A tabela apresenta a média e o desvio padrão da biomassa das espécies de fitoplâncton distribuída ao longo do gradiente espacial de precipitação

| Reservatório | Massaranduba | Camalaú | Algodão | Sumé | Poções | José Rodrigues | Milhã | Lagôa de Remígio | Gavião | Pitombeira | Chupadouro II | Camará | Saulo Maia |
|---------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|------|--------|--------------------------------------|-------|-----------------------------------|---|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|
| Precipitação (mm) | 277 | 349 | 379 | 405 | 512 | 679 | 682 | 717 | 744 | 762 | 770 | 834 | 1006 |
| Espécies | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anabaenopsiselenkii</i> | 0 | 0 | 1.77309 2086 ± 4.69116 0712 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20.2514 1208 ± 12.7128 8864 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aphanizomenon gracile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.72042 ± 12.4890 6 |
| <i>Aphanocapsa annulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42.7208 8 ± 95.5267 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aphanocapsa delicatissima</i> | 0.36348 4 ± 0.45334 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.69625 8 ± 1.34101 | 0.16773 8969 ± 0.44379 5596 | 0 | 0.12116 1 ± 0.32056 3 | 0 | 1.67739 ± 2.52352 9 |
| <i>Aphanocapsa sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 113.264 5 ± 85.6199 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chroococcus sp.</i> | 3.20539 6 ± 2.10945 5 | 0.11791 8 ± 0.15035 3 | 0.59230 1411 ± 0.93250 5553 | 0 | 0 | 72.6091 8479 ± 19.3369 1995 | 0 | 48.1436 5 ± 16.8447 6 | 10.3887 2892 ± 8.77381 4276 | 0 | 0.03484 1 ± 0.09218 1 | 0 | 0.53058 7 ± 1.40380 1 |
| <i>Coelomonoromicrocystoides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1178.48 ± 638.500 7 |
| <i>Coelomonorontropicalis</i> | 0 | 0 | 2.53345 3076 ± 6.70288 6798 | 0 | 0 | 0 | 0 | 85.1240 2 ± 78.7125 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> | 1052.77 6 ± 232.156 | 0.52199 3 ± 0.90754 9 | 0 | 0 | 0 | 7027.28 0588 ± 2414.94 2368 | 0 | 544.522 3 ± 400.833 6 | 388.303 5617 ± 138.308 ± 3863 | 227.357 3 ± 43.9605 7 | 0 | 0.30307 6 ± 0.80186 3 | 0 |
| <i>Dolichospermum crassum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.40502 8242 ± 1.07160 4001 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dolichospermum solitarium</i> | 27.0057 3 ± 22.1072 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15.3948 3708 ± 19.8746 492 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Geitlerinema splendida</i> | 19.4134 4 ± 6.34269 7 | 0.19096 2 ± 0.50523 8 | 46.0506 4955 ± 17.5649 1461 | 0 | 0 | 47.9314 6644 ± 22.0787 661 | 0 | 108.929 1 ± 63.6777 8 | 8.19556 2363 ± 7.54428 6482 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Komvophoron sp.</i> | 0 | 3.25655 ± 8.61602 1 | 3.72644 8535 ± 9.85925 6097 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.57949 8 ± 6.82471 0 |
| <i>Merismopedia glauca</i> | 22.7260 2 ± 8.28506 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.57275 6617 ± 6.80687 4194 | 0 | 25.8133 2 ± 14.9476 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| <i>Euglena acus</i> | 17.5494 7 ± 46.4315 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Euglena variabilis</i> | 30.5042 8 ± 19.7995 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32.0294 9 ± 34.2277 5 | 0 | 0 | 7.62606 9 ± 14.0003 7 | 0 | 0 |
| <i>Hyalophacusocellatus</i> | 5.52081 8 ± 9.42859 1 | 0 | 5.52081 7726 ± 14.6067 1074 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11.4647 5395 ± 21.0476 4707 | 0 | 2.76040 9 ± 7.30335 5 | 0 | 0 |
| <i>Lepocinclisfusiformis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 73.5373 4 ± 144.758 4 | 0 | 0 | 7.87900 1 ± 20.8458 8 | 3.63596 7 ± 9.61986 5 | 0 |
| <i>Lepocinclisovum</i> | 21.0106 7 ± 19.6536 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 58.1754 746 ± 123.569 4018 | 0 | 15.758 ± 22.3367 1 | 0 | 3.63596 7 ± 9.61986 5 |
| <i>Phacuscaudatus</i> | 41.1794 7 ± 35.8258 3 | 0 | 1.87179 4213 ± 4.95230 1992 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26.2051 2 ± 24.5126 4 | 82.9236 0022 ± 120.258 9518 | 0 | 18.7179 4 ± 28.1599 8 | 0 | 0 |
| <i>Phaculolongicauda</i> | 5.47294 4 ± 14.4800 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Phacusprium</i> | 0 | 0 | 1.87179 4213 ± 4.95230 1992 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.03134 9 ± 2.72869 2 | 0 | 0 |
| <i>Strombomonas sp.</i> | 0 | 0 | 3.35380 3681 ± 8.87333 0487 | 0 | 4.69532 5154 ± 10.4990 6622 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.35380 4 ± 8.87333 9 | 0 | 0 |
| <i>Trachelomonasarmata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4.59821 9 ± 8.06984 1 | 0 | 0 |
| <i>Trachelomonasabrupta</i> | 0 | 0.66139 3 ± 1.74988 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8.0194 ± 14.9822 4 | 0 | 0 |
| <i>Trachelomonassupera</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10.5822 9 ± 9.89882 3 | 0 | 0 |
| <i>Trachelomonasvolvocina</i> | 6.2185 ± 3.65613 4 | 2.49269 3 ± 3.16503 4 | 0.91565 0209 ± 2.42258 2742 | 0 | 37.9639 5245± 27.2723 3392 | 2.37310 6448± 2.49102 9223 | 0.27465 1964± 0.46905 7526 | 15.4771 6 ± 17.2362 6 | 48.5294 611 ± 56.9521 6719 | 24.5699 5 ± 20.4369 9 | 76.7215 8 ± 91.8923 7 | 33.8790 6 ± 17.6366 7 | 18.313 ± 26.7948 3 |
| <i>Trachelomonasvolvocinopsis</i> | 0 | 3.24112 6 ± 8.57521 3 | 1.17056 5844 ± 3.09702 6116 | 0 | 1.63879 2181 ± 3.66445 0719 | 0 | 0 | 0 | 61.5813 939 ± 148.175 9482 | 9.45328 4 ± 8.53940 9 | 32.7758 4 ± 25.0329 6 | 4.86168 9 ± 6.06359 2 | 26.7948 3 ± 16.0427 6 |
| <i>Aulacoseiragranulata</i> | 0 | 0 | 0 | 6.99189 3 ± 8.07354 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.38282 3693 ± 3.65860 7599 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cocconeis sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.93621 7 ± 4.32951 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21.0614 7 ± 28.0147 9 |
| <i>Cyclotellameneghiniana</i> | 0 | 0.69150 6 ± 1.82955 3 | 35.1591 1361 ± 15.9760 0278 | 0 | 0.96810 8279 ± 2.16475 5922 | 10.1609 9972 ± 11.7329 1184 | 0 | 0 | 931.491 314 ± 299.144 7169 | 41.3251 5 ± 29.1849 9 | 0.72578 6 ± 1.92024 8 | 0 | 0.95733 9 ± 2.53288 2 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---|-------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| <i>Ephitemia sp.</i> | 0 | 41.4189 6 ± 74.1306 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eumotiapectinalis</i> | 0 | 0 | 0 | 18.2989 ± 36.5978 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gomphonemaaugur</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22.3173 2 ± 59.0460 8 | 0 | 30.8967 ± 81.7449 8 |
| <i>Gomphonema sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2.97075 3 ± 7.27682 8 | 0 | 7.63907 8 ± 14.0242 5 | 20.3708 7 ± 19.0552 1 |
| <i>Navicula sp.</i> | 1.08504 4 ± 2.87075 6 | 0.76834 ± 2.03283 6 | 4.09119 ± 4359 ± 10.8242 8284 | 0 | 1.07567 5866 ± 2.40528 4358 | 87.3100 0949 ± 96.5617 8755 | 71.6187 3555 ± 48.0122 5308 | 11.5866 8 ± 15.5344 6 | 1.96377 3292 ± 3.35378 1373 | 10.5151 5 ± 13.3007 3 | 0 | 7.51081 9 ± 10.0019 9 | 5.20809 ± 8.11303 9 |
| <i>Nitzschia sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20.3125 4294 ± 18.1140 4425 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pinnularia sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 637.587 4245 ± 958.664 956 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Synedra sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.24953 6 ± 0.61123 5 | 0.30899 1 ± 0.52770 2 | 0 | 0.85555 1 ± 1.69768 1 |
| <i>Ulnaria ulna</i> | 380.522 2 ± 108.221 4 | 0.40911 9 ± 1.08242 8 | 0.30899 0848 ± 0.81751 294 | 0 | 0 | 0.30899 0848 ± 0.81751 294 | 0 | 482.983 6 ± 277.297 5 | 21.1748 7647 ± 10.4601 0433 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Actinastrumacicula re</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.09859 7784 ± 0.26086 5216 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Actinastrumhantzsc hii</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.26183 6439 ± 0.36052 0665 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ankistrodesmus sp.</i> | 0 | 0 | 143.235 5021± 67.3245 2062 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 43.4239 3692 ± 49.1925 0433 | 18.5758 ± 22.5807 6 | 1.04553 3 ± 2.76622 1 | 0 | 0 |
| <i>Botryococcus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1451.53 5 ± 899.483 5 | 29.9563 9 ± 79.2571 6 | 0 | 1451.53 5 ± 670.435 4 | |
| <i>Chlamydomonas sp.</i> | 20.6781 5 ± 5.76886 2 | 1.22290 2 ± 1.67252 7 | 78.6112 4692 ± 22.7423 269 | 0 | 0 | 36.3272 8798±2 3.26976 839 | 75.9048 9016 ± 22.1308 5648 | 68.4824 9 ± 21.1624 5 | 29.2430 3904 ± 12.1800 3543 | 14.9036 9 ± 8.60327 5 | 5.66981 7 ± 1.78108 1 | 0.46173 2 ± 1.22162 9 | 0 |
| <i>Chlorellavulgaris</i> | 76.4476 ± 32.4546 6 | 1.82140 9 ± 4.07279 4 | 36.8032 0937 ± 11.7123 61 | 0 | 0 | 79.1011 8416±6 9.30021 562 | 1.04878 3969 ± 1.36774 4881 | 255.725 8 ± 77.293 | 167.146 5638 ± 94.0429 4248 | 87.4157 3 ± 46.2126 6 | 22.8977 1 ± 11.7973 8 | 63.4004 2 ± 33.7816 6 | 20.1728 6± 34.9422 8 |
| <i>Chlorococcum sp.</i> | 33.7449 ± 26.5814 4 | 0 | 29.3717 5088 ± 24.1260 8162 | 0 | 0 | 5.32814 172±9.7 8170546 9 | 0 | 32.3240 6 ± 46.1840 6 | 12.2940 3905 ± 32.5269 6993 | 17.2116 5 ± 26.6641 8 | 0 | 0 | 22.1292 7 ± 27.6000 5 |
| <i>Chodatellaquadrise ta</i> | 0 | 0 | 96.2213 2835 ± 45.6219 1787 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Coelastrumindicum</i> | 0 | 0 | 45.5330 0478 ± 28.6565 262 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14.1658 2 ± 31.6757 4 | 56.0329 9794 ± 56.1059 1013 | 8.17147 9 ± 20.0159 5 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Coelastrummicropo rum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12.8385 8 ± | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|---|--------------------------------------|--|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| | | | | | | | | | | 31.4479 6 | | | |
| <i>Coelastrumreticulatum</i> | 0 | 0 | 3.67030 0619 ± 9.71070 2674 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3805.86 6 ± 1306.72 1 |
| <i>Crucigeniafenestrata</i> | 2.82039 8 ± 3.88338 6 | 0 | 21.3691 4548 ± 18.4441 9809 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 227.445 0409 ± 96.2890 6538 | 2.27770 4 ± 3.52860 4 | 0 | 0 | 0.97615 9 ± 2.58267 4 |
| <i>Crucigeniaquadrata</i> | 0.27187 4 ± 0.71931 1 | 1.02465 4 ± 2.00165 1 | 38.8978 3717 ± 22.5041 9216 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13.5500 3572 ± 12.9458 4227 | 1.31736 5 ± 2.20437 3 | 0.27187 4 ± 0.71931 1 | 0 | 0 |
| <i>Crucigeniatetrapedia</i> | 27.5680 4 ± 13.6113 2 | 0 | 27.9749 9817 ±21.939 49505 | 0.46388 5 ± 0.92777 | 0 | 2.12061 8135±5. 6106282 12 | 0 | 149.185 5 ± 56.8988 8 | 0.36698 0134 ± 0.97093 ± 8171 | 0.42814 3 ± 1.04873 3 | 6.36185 4 ± 2.36102 4 | 1.83490 1 ± 1.94187 6 | 5.87168 2 ± 4.11934 2 |
| <i>Desmodesmusabundans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.19979 2 ± 2.68281 7 | 0 | 1.06439 2 ± 2.60721 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Desmodesmusbicaudatus</i> | 0 | 0 | 3.39724 4438 ± 6.23685 4469 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Desmodesmusintermedius</i> | 0 | 0.65540 9 ± 1.73405 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Desmodesmuslunatus</i> | 0 | 0 | 41.6439 3018 ± 37.3122 5856 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Desmodesmusopoliensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9.85070 8601±8. 5309638 94 | 0 | 64.0296 1 ± 28.5075 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Desmodesmusquadrifida</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.91056 5826 ± 4.27215 5063 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dyctiosphaerum sp.</i> | 0 | 0.90006 3 ± 2.38134 2 | 88.0621 1168 ± 79.2171 3899 | 0 | 0 | 1.53431 5685±2. 0794233 89 | 0 | 6.55086 6 ± 5.98009 5 | 0 | 0 | 0.13948 3 ± 0.23821 3 | 0 | 0 |
| <i>Elakatothrixgelatinosa</i> | 0 | 0 | 0.04728 2456 ± 0.12509 7619 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Kirchneriellacontorta</i> | 0 | 0 | 0.09692 9034 ± 0.16553 784 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.60386 ± 1.04016 2 | 0 |
| <i>Kirchneriella lunares</i> | 7.87252 9 ± 7.77276 1 | 0.52483 5 ± 1.38858 4 | 115.743 3947 ± 50.7327 3262 | 0 | 0 | 7.34769 3606±1 7.87267 629 | 0 | 11.0215 4 ± 8.99905 1159 | 8.71915 3417 ± 23.0687 ± 26.8493 4 | 16.9539 1 ± 26.8493 4 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Monoraphidiumcontortum</i> | 18.9514 2 ± 7.19529 5 | 0.07831 2 ± 0.20719 3 | 40.7690 7089 ± 16.0662 405 | 0 | 0 | 88.9619 4028±2 7.84182 722 | 0 | 25.6548 7 ± 3.62380 4 | 11.0584 9835 ± 2 ± 2.83477 ± 2354 | 3.16215 2 ± 2.46696 7 | 6.34323 7 ± 3.27163 6 | 1.04016 2 ± 6.17213 4 | 0.97575 ± 1.21697 4 |
| <i>Monoraphidiumgriffithii</i> | 16.3875 1 ± 14.8896 3 | 0 | 44.0823 2124 ± 24.4563 6616 | 0 | 0 | 4.33786 9789±7. 9637079 63 | 0 | 24.9668 5 ± 21.8132 4 | 14.0127 498 ± 5 ± 10.0903 ± 5.72068 1 | 7.00637 5 ± 3.27163 7 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Monoraphidiumirregulare</i> | 12021.9 6± 2922.74 5 | 0 | 7.12546 6065 ± 12.7869 5742 | 0 | 0 | 1.38301 1827±3. 6591053 56 | 0 | 1690.42 ± 951.013 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Monoraphidiumtortile</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.26064 5 ± 0.58281 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

9

| | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|---|--------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|--|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| <i>Oocystislastris</i> | 0.71514 7 ± 1.89210 1 | 0.71514 7 ± 1.89210 1 | 108.644 9296 ± 29.1115 692 | 0 | 0 | 3.57573 5708±4. 7616843 21 | 0 | 29.0349 7 ± 10.8528 1 | 9.90069 0348 ± 8.81847 177 | 16.1711 3 ± 13.6279 9 | 12.1575 ± 6.36976 3 | 0 | 100.987 ± 48.9825 8 |
| <i>Quadrigulaquaternata</i> | 0 | 0 | 13.0322 2684 ± 34.4800 3124 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Scenedesmusacuminatus</i> | 0 | 0 | 5.37837 9329 ± 6.94345 7857 | 0 | 0 | 8.45173 8945±1 1.13430 302 | 0 | 97.8865 ± 28.3068 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Scenedesmusdimorphus</i> | 0 | 0 | 221.306 1704 ± 49.3066 0674 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.60434 2 ± 8.05955 3 | 0 | 6.23743 5 ± 6.83276 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Schroederiasetigera</i> | 0.59741 4 ± 0.71106 5 | 0.31511 1 ± 0.42465 9 | 5.41929 2372 ± 2.20469 7996 | 0 | 0 | 9.38793 1567±5. 4231475 98 | 0 | 20.1328 5 ± 4.56249 8 | 0.64984 5312 ± 0.85610 484 | 0.68923 ± 0.4271 | 1.06681 ± 1.03269 6 | 0 | 2.83568 9 ± 2.53158 8 |
| <i>Schroederiaspiralis</i> | 0 | 0 | 0.09456 4911 ± 0.25019 5238 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Stauridium tetras</i> | 0 | 2.03168 7 ± 5.37533 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12.3272 5 ± 8.59476 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tetraedroncaudatum</i> | 0.9291 ± 2.45816 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 57.2325 8 ± 26.9727 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tetraedrongracile</i> | 1.54347 7 ± 4.08365 5 | 1.30918 2 ± 3.46377 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tetraedronincus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.41082 5 ± 0.91863 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tetraedronminimum</i> | 77.0763 1 ± 36.9645 | 0 | 114.256 1707 ± 30.1869 7162 | 0 | 0 | 56.1555 9947±3 6.34709 655 | 0 | 608.902 9 ± 262.795 2 | 243.900 6429 ± 7 64.4459 ± 663 | 5.33532 7 ± 8.92770 9 | 8.80872 1 ± 11.2828 6 | 7.62189 5 ± 8.06625 2 | 0 |
| <i>Tetraedronregulare</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.07272 1 ± 1.83201 9 | 0 | 0 |
| <i>Tetraedrontrigonum</i> | 2.54852 4 ± 5.05707 1 | 0 | 145.458 0886 ± 52.9801 0119 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33.0033 9 ± 19.5932 1 | 8.82061 5037 ± 7 7.85645 ± 6668 | 25.7267 9 ± 29.3312 5 | 0 | 0.88206 2 ± 2.33371 5 | 0 |
| <i>Tetrastumheteracantum</i> | 0 | 0 | 42.3621 251 ± 30.1297 6678 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cyanomonas sp.</i> | 19.0028 5 ± 22.1112 6 | 0 | 4.84479 6817 ± 6.86741 9184 | 0 | 0 | 130.908 5117±8 8.03243 707 | 0 | 0 | 50.3045 076 ± 4 38.2971 ± 7803 | 3.41030 4 ± 8.35350 4 | 4.22285 5 ± 11.1726 2 | 8.76935 2 ± 23.2015 3 | 2.92311 7 ± 7.73384 2 |
| <i>Rhodomonaslastris</i> | 457.668 6 ± 115.011 5 | 148.601 3 ± 163.208 6 | 436.794 1314 ± 149.501 3613 | 0 | 5.65226 2953 ± 3.99675 3463 | 346.218 098±23 7.72163 23 | 5044.73 4404 ± 1454.60 3589 | 688.747 7 ± 335.834 5 | 1490.13 1303 ± 9 1036.03 ± 5265 | 81.8472 9 ± 81.8472 5 | 97.1515 ± 74.1605 5 | 985.090 6 ± 818.424 2 | 90.6166 4 ± 116.265 1 |
| <i>Mallonomas sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 2.31477 1719 ± 4.62954 3438 | 0.92590 8688 ± 2.07039 4766 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ulothrix sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 37.3386 597 ± 46.5694 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

