



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

DAYRLA KELLY GOMES ROCHA

**INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS**

CAMPINA GRANDE-PB

2023

DAYRLA KELLY GOMES ROCHA

**INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS**

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

Área de Concentração: Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

ORIENTADORA: Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano

COORIENTADOR: Prof. Dr. Rosemberg Fernandes de Menezes

**CAMPINA GRANDE-PB
2023**

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.

R672i Rocha, Dayrla Kelly Gomes.
Influência da salinidade na estrutura taxonômica e funcional da comunidade fitoplancônica em reservatórios tropicais [manuscrito] / Dayrla Kelly Gomes Rocha. - 2023.
51 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2023.

"Orientação : Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano, Departamento de Biologia - CCBS. "

"Coorientação: Prof. Dr. Rosemberg Fernandes de Menezes , UFPB - Universidade Federal da Paraíba"

1. Região semiárida. 2. Salinização. 3. Análise funcional.
4. TITAN. 5. Biodiversidade. I. Título

21. ed. CDD 577.631 58

DAYRLA KELLY GOMES ROCHA

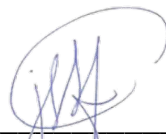
**INFLUÊNCIA DA SALINIDADE NA ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS**

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

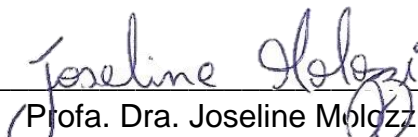
Área de Concentração: Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Aprovada em: 23/02/2023

BANCA EXAMINADORA



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



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



Prof. Dr. Ênio Wocylí Dantas
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter concedido saúde, força para superar as dificuldades em todos os momentos.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação pela oportunidade de realizar a pós-graduação. E todo corpo docente, direção e administração.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida por um ano no mestrado.

Ao Prof. Dr. Rosemberg Fernandes de Menezes pela oportunidade para realizar esse trabalho.

A Prof. Dra. Juliana Santos Severiano por ter deixado de lado seus momentos de descanso para me ajudar e orientar, e principalmente por ter acreditado e confiando em mim. Admiro demais a sua paciência e sua forma amável, mas firme de corrigir.

A minha mãe Ednalva, e meu pai Roberto pelo incentivo e apoio durante essa jornada, sei que muitas vezes não conseguem entender, mas com seu jeitinho torcem por mim.

Meus agradecimentos aos amigos, principalmente Emmanuely, por ser minha dupla nos choros e nas alegrias dentro da pós. A Elizabeth, Gislayne, Camila, por tornar os dias mais agradáveis e relaxantes.

Agradeço ao meu namorado Carlos, que sempre permaneceu do meu lado apoiando e incentivando.

RESUMO

Conhecer os mecanismos (processos) que regulam a estrutura das comunidades auxilia na produção de estratégias mais efetivas para o manejo de ecossistemas aquáticos, pois o aumento/redução da diversidade está relacionado ao funcionamento dos ecossistemas. Como forma de medir as alterações na biodiversidade, são aplicadas abordagens taxonômicas e funcionais, sendo esta última capaz de demonstrar respostas complementares, isto devido a sua ligação com as características que determinam o crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies. Atualmente, diante de um contexto de mudanças climáticas, ao qual apresenta potencial de intensificar o processo de salinização em ecossistemas de água doce, há um empenho em determinar os mecanismos que controla as mudanças espaciais e temporais das comunidades. A salinidade pode atuar como filtro ambiental, selecionando as características funcionais das espécies, além disso, dentro dos reservatórios da região semiárida, o aumento da captação de água e as próprias particularidades da região tornam estes ambientes suscetíveis ao evento de salinização, o que consequentemente pode afetar os serviços ecossistêmicos fornecidos por esses corpos hídricos. Por isto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a variação na estrutura taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica ao longo de um gradiente de salinidade em reservatórios tropicais. Nossa hipótese é que a salinidade apresenta maior importância relativa na estação seca, com o gradiente promovendo a diminuição da diversidade taxonômica e funcional. Além de selecionar espécies tolerantes, como as cianobactérias que apresenta como características funcional a morfologia filamentosa e heterócitos. Foram avaliadas as respostas taxonômicas e funcionais de treze reservatórios distribuídos no planalto da Borborema na estação chuvosa e seca em relação as suas concentrações de sais, ademais, realizado as métricas de diversidade e a análise de *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) para os padrões taxonômicos e funcionais. Como resultado, os sais obtiveram maior importância relativa na estação seca somente para os padrões funcionais, a salinidade também apresentou efeitos negativos para a maioria das métricas taxonômicas e funcionais. Além de selecionar como indicadores positivas do gradiente de salinidade, as espécies do grupo de Chlorophyceae. E como características funcionais indicadores, os sais selecionaram espécies unicelulares de tamanhos menores com parede silicificada, em substituição das colônias, filamentosas de tamanhos maiores. Estes resultados evidencia a necessidade de considerar o processo de salinização dos corpos d'água destinados ao abastecimento público, visto que este processo pode alterar os organismos bases na cadeia alimentar aquática.

Palavras-Chave: Região semiárida, Salinização, Análise Funcional, TITAN,

ABSTRACT

Knowing the mechanisms (processes) that regulate the structure of communities helps in the production of more effective strategies for the management of aquatic ecosystems, since the increase/reduction of diversity is related to the functioning of ecosystems. As a way of measuring changes in biodiversity, taxonomic and functional approaches are applied, the latter being able to demonstrate complementary responses, due to its connection with the characteristics that determine the growth, reproduction and survival of species. Currently, in the context of climate change, which has the potential to intensify the salinization process in freshwater ecosystems, there is an effort to determine the mechanisms that control spatial and temporal changes in communities. Salinity can act as an environmental filter, selecting the functional characteristics of the species, in addition, within the reservoirs of the semi-arid region, the increase in water intake and the particularities of the region make these environments susceptible to the salinization event, which consequently can affect the ecosystem services provided by these water bodies. Therefore, the present study aims to evaluate the variation in the taxonomic and functional structure of the phytoplankton community along a salinity gradient in tropical reservoirs. Our hypothesis is that salinity has greater relative importance in the dry season, with the gradient promoting a decrease in taxonomic and functional diversity. In addition to selecting tolerant species, such as cyanobacteria, which have filamentous morphology and heterocysts as functional characteristics. The taxonomic and functional responses of thirteen reservoirs distributed on the Borborema plateau in the rainy and dry season were evaluated in relation to their salt concentrations, in addition, diversity metrics and the Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) analysis were performed for taxonomic patterns and functional. As a result, salts had greater relative importance in the dry season only for functional patterns, salinity also had negative effects for most taxonomic and functional metrics. In addition to selecting as positive indicators of the salinity gradient, the species of the Chlorophyceae group. And as indicative functional characteristics, the salts selected unicellular species of smaller sizes with silicified wall, replacing colonies, filamentous of larger sizes. These results highlight the need to consider the salinization process of water bodies intended for public supply, as this process can alter the base organisms in the aquatic food chain.

Keywords: Semi-arid region, Salinization, Functional Analysis, TITAN

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização dos reservatórios amostrados, estado da Paraíba, Brasil.	18
Figura 2. Diagrama de Venn representando o poder explicativo dos sais, clima e outras variáveis físicas e químicas (OVFQ) na estação chuvosa, seca 1 e seca 2.....	28
Figura 3. Regressão generalizada ou quadrática para as respostas taxonômicas e funcionais da comunidade fitoplanctônica ao gradiente de salinidade.....	30
Figura 4. Espécies indicadoras significativas identificados pelo TITAN em resposta ao gradiente de salinidade criado a partir do primeiro eixo da PCA (Pc.comp1). A magnitude dos pontos de mudança é representada por círculos preenchidos, sendo o fechado referente a espécies indicadoras do baixo valor (z-) e aberto para alto gradiente de salinidade (z+), e são dimensionados em proporção (tamanho dos círculos). Dentro do painel, as linhas horizontais cruzando cada círculo são os 5º e 95º quartis da distribuição bootstrap de pontos de mudança para cada táxon (linhas de confiança ou variabilidade dos pontos de mudança).	31
Figura 5. Traits indicadoras significativos identificados pelo TITAN em resposta ao gradiente de salinidade criado a partir do primeiro eixo da PCA (Pc.comp1). A magnitude dos pontos de mudança é representada por círculos preenchidos, sendo o fechado referente a traits indicadoras do baixo valor (z-) e aberto para alto gradiente de salinidade (z+), e são dimensionados em proporção (tamanho dos círculos).....	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Localização, precipitação e volume hídrico dos reservatórios.....	19
Tabela 2. Lista de características morfológicas utilizadas para medir as métricas funcionais.....	23

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	9
Artigo I – Capítulo I.....	13
1 Introdução.....	13
2 MÁTERIAS E MÉTODOS	16
2.1 Área de Estudo	16
2.2 Delineamento amostral	20
2.3 Variáveis climáticas, físicas e químicas.....	20
2.4 Sais solúveis	21
2.5 Análise taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica	21
2.6 Análise dos estatística.....	24
3 RESULTADOS.....	27
3.1 Importância relativa dos sais, clima e outras variáveis físicas e químicas na diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton	27
3.2 Efeito do gradiente de salinidade na diversidade taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica.....	29
3.3 Espécies e características funcionais da comunidade indicadoras do gradiente de salinidade	31
4 DISCUSSÃO.....	33
5 CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIA.....	36
APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR	49

1 INTRODUÇÃO GERAL

Compreender e explicar como as comunidades biológicas são estruturadas é um objetivo central para a ecologia teórica e aplicada (KLAIS et al., 2017). Atualmente, há um empenho em determinar os mecanismos que controlam as mudanças espaciais e temporais das comunidades dentro e entre os diferentes ecossistemas, especialmente devido às perdas da biodiversidade associadas às mudanças climáticas e atividades antropogênicas (WOLTERS et al., 2000; VOROSMARTY et al., 2010; CARRARA et al., 2014; ISABWE., 2018).

Entender as causas da perda de biodiversidade é fundamental para definir as estratégias de manejo mais adequadas para os ecossistemas (CARDINALE et al., 2012). Como ferramentas para estudar a biodiversidade, temos como métrica mais tradicional a diversidade taxonômica (riqueza e composição de espécies), porém ela tem a desvantagem de não considerar as diferenças nas funções ecológicas exercidas pelas espécies (SAFI et al., 2011; CARDOSO et al., 2014). Ou seja, não considera, portanto, as consequências da variação da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas e de seus serviços para a humanidade (JARZYNA et al., 2017). A utilização das características funcionais das espécies é imprescindível, por elucidar os processos responsáveis pela ocorrência de espécies e suas variações espacial e temporal (WIENS e GHAAHAM, 2005; VIOLLE et al., 2014; BELMAKER et al., 2011). Diante disso, a aplicação da abordagem taxonômica e funcional pode retratar melhor como os fatores ambientais atuam nas comunidades aquáticas (CUPERTINO et al., 2019) e a adoção de estratégias mais acuradas de conservação (DEVICTOR et al., 2010).

A teoria clássica de nicho propõe que o ambiente seleciona (filtro ambiental) as espécies que compõem uma comunidade por meio dos seus requisitos ecológicos, os quais são características fenotípicas que determinam o crescimento, reprodução e sobrevivência (VIOLLE et al., 2007; GRACO-ROZA et al., 2021), prescrevendo a sua adaptação a dadas condições abióticas e bióticas (LITCHAMAN e KLAUSMEIER, 2008). Fundamenta pela teoria, a composição de espécies (abordagem taxonômica) é normalmente limitada pelo conjunto regional de espécies (*pool* regional de espécies), podendo ser

estabelecida pelos fatores ecológicos, abrangendo desde fatores ambientais locais às restrições climáticas e dispersão de espécies (BARRINGTON, 1993; SCHLEUNING et al., 2014). Ao passo que a abordagem funcional está intensamente relacionada às variáveis ambientais, isto devido o vínculo existente entre as características funcionais e as condições ambientais (DING et al., 2017; TOWNSEND e HILDREW, 1994).

Para os ecossistemas aquáticos, a salinidade é um filtro ambiental crítico na distribuição e composição das comunidades, pois seleciona características adaptados às condições mais ou menos salinas (JEPPESEN et al., 2007; BRUCET et al., 2009; JEPPESEN et al., 2015; ZHONG et al., 2016; Li., 2021; GUTIERREZ et al., 2018). São conhecidos diferentes processos naturais de salinização de ecossistemas aquáticos continentais, tais como erosão e lixiviação dos solos no entorno das bacias hidrográficas, sais dissolvidos em água de chuva (HERCZEG et al., 2001), alto déficit hídrico em regiões áridas e semiáridas do mundo, intrusão marinha em regiões costeiras. Entretanto, fontes advindas de atividades antropogênicas tendem a intensificar esse processo (WILLIAMS, 2001; GORDON et al., 2008). Observando o cenário, é previsto que os padrões de temperatura e precipitação mudem drasticamente como resultado das mudanças climáticas, e associado ao aumento simultâneo da captação de água, os corpos d'água torna-se mais salinizados (RODRÍGUEZ et al., 2007; YANO et al., 2007). Além disso, com o aumento da captação da água para irrigação e a evapotranspiração, podem levar ao aumento das flutuações nos níveis de água e da salinidade, o que, conseqüentemente, torna os corpos d'água situados em regiões de clima semiárido e árido vulneráveis (JEPPESEN et al., 2015), afetando por fim, a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (GOZLAN et al., 2019).

Nesses ecossistemas aquáticos, o fitoplâncton é o principal produtor primário, sendo o elo entre a base e os níveis superiores na cadeia alimentar aquática (HAVENS, 2014), efetuando funções essenciais, como fluxo de energia e circulação de matéria (CAI e KONG, 2013; LAKSHMI et al., 2014; DEINES et al., 2015). Além disso, é um indicador da saúde do ecossistema, dado que sua proliferação excessiva é um problema ambiental desafiador, especialmente quando se trata de florações de cianobactérias nocivas (HUISMAN et al., 2018).

Na literatura é reconhecido que os preditores que influenciam na diversidade do fitoplâncton são, principalmente, pH (CONY et al., 2017), transparência da água (WU et al., 2014), luz (SUGIMOTO et al., 2017; MATSUMOTO et al., 2014), sólidos suspensos (CAO et al., 2016b), temperatura da água (LIU et al., 2015), salinidade (LIU et al., 2015), características hidrológicas e atividades antropogênicas (WANG et al., 2015; GAO et al., 2020). Em relação a salinidade, a comunidade pode sofrer declínios e mudanças na sua composição, com prováveis aumento de cianobactérias em altas salinidades (FOURNIER et al., 2021; MCCLYMONT, 2022), isto devido a resistência a salinidade que algumas espécies deste grupo podem apresentar (TONK et al., 2007). Além disso, altas concentrações de sais podem afetar pequenos cladóceros, aos quais exibem capacidade de pastar seletivamente cianobactérias (TÖNNO et al., 2016). Dentro os grupos funcionais que podem ser encontrados nestes cenários, porém em lagos de água salobra, está associado a diferentes estratégias adaptativas de condições limitantes de luz e/ou nutrientes, como a predominância alternativa dos grupos X1 e S2, e com picos alternados de K, Y, LM E/W e Z encontrado por Fazio et al., (2005). No entanto, ainda não é conhecido quais são as características funcionais individuais que a salinidade seleciona na comunidade fitoplanctônica, principalmente na região semiárida.

De acordo com os modelos climáticos, a precipitação média anual no semiárido poderá reduzir 50% até o final do século XXI (IPCC 2021; PBMC 2016), o que pode agravar a salinização 'nestes cenários, com a atuação em conjunto das atividades antrópicas (e.g. eutrofização cultural, mudanças climáticas e uso inadequado do solo), retornando à necessidade de aperfeiçoamento de estudos e estratégias de gerenciamento dos corpos hídricos nessa região para a manutenção dos seus serviços ecológicos.

ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO

O presente estudo está organizado em um capítulo redigidos no formato de manuscrito com objetivo principal de avaliar a influência da salinidade na diversidade taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais, bem como as espécies e características funcionais

indicadoras do gradiente de salinidade. O manuscrito está intitulado “Influência da salinidade na estrutura taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais”.

Artigo I – Capítulo I

Influência da salinidade na estrutura taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais

Dayrla Kelly Gomes Rocha ^a, Rosemberg F. Menezes ^b, Juliana dos Santos Severiano^a

^aPrograma de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, Campus I, Rua Baraúnas, 351, Bairro Universitário, Campina Grande, Paraíba 58429-000, Brazil.

²Departamento de Fitotecnia e Ciências Ambientais, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Rodovia PB-079 - Km 12, CEP 58397-000, Areia, Paraíba, Brasil.

³Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, Rua Baraúnas no. 351 - Complexo Três Marias, Prédio de Biologia, Térreo, Universitário, CEP 58.429-500, Campina Grande, Paraíba, Brasil.

1 Introdução

As mudanças climáticas impulsionam o aumento da temperatura global e mudanças nos padrões de precipitação, com efeitos diretos sobre a biodiversidade e o funcionamento ecossistêmico (DIBIKE e COULIBALY, 2005; JEPPESEN et al., 2015; BEKELE et al., 2019). Dentro dos ecossistemas, os de água doce são mais vulneráveis às mudanças climáticas, isto devido ao isolamento físico ocasionado pelos ecossistemas terrestres (WOODWARD, 2010; FIELD et al., 2014; JEPPESEN et al., 2015; MARKOVIC et al., 2017). Espera-se que eventos de secas prolongadas sejam mais frequentes nos ecossistemas de água doce presentes nas regiões semiáridas (BRUCET et al., 2010; JEPPESEN et al., 2015), tornando o processo de salinização preocupante, visto que pode ser intensificada por essas mudanças climáticas (JEPPESEN et al., 2015).

A salinidade é, por definição, a concentração total de íons inorgânicos dissolvidos na água, como sódio (Na), Cloro (Cl⁻), potássio (K⁺), magnésio (Mg),

cálcio (Ca) e sulfato (SO_4^{2-}) (WILLIAMS e SHERWOOD, 1994; KAUSHAL et al., 2019; MOONEY et al., 2020; KAUSHAL et al., 2021). É um componente importante dos ecossistemas aquáticos de água doce por desempenhar papéis em muitos processos biológicos, como síntese de proteínas, ativação enzimática e transferência de energia (WOLF et al., 2003; CLARKSON et al., 1980). No entanto, seu aumento pode promover a disfunção nos processos de absorção de íons pela osmorregulação (MATSUYAMA et al., 2004; THESSSEN et al., 2005), podendo levar a perdas de espécies e alterações na comunidade (HINTZ et al., 2019) e na funcionalidade do ecossistema (ENTREKIN et al., 2019).

Dentre os fatores que causam aumento da salinidade em ambientes de água doce, há os chamados naturais (salinização primária), causado pelo intemperismo de rochas, intrusão de água marinha ou depósitos de aerossóis (CAÑEDO-ARGÜELLES et al., 2019) e os de origem antropogênica (salinização secundária), como atividades de construção, extração de recursos, mudanças na cobertura do solo, descarga de águas residuais e desvio dos fluxos de entrada para a irrigação e uso doméstico (BEUTEL et al., 2001; WILLIAMS et al., 2001; STEFFEN et al., 2011; KAUSHAL et al., 2018 CAÑEDO-ARGÜELLES et al., 2019).

Regiões semiáridas são consideradas mais suscetíveis à salinização, pois apresentam uma pobre drenagem superficial, altas taxas de evaporação das águas superficiais, elevado déficit hídrico e solos salinizados (HUANG et al. 2016; SAKADEVAN et al., 2010), além do processo de expansão da desertificação que, geralmente, promovem uma elevação na concentração de sais nas águas continentais (CIRILO, 2008). É previsto para essas regiões com o declínio na precipitação e a maior evaporação, um aumento maior da salinidade nos reservatórios (JEPPESEN et al., 2015; BRASIL., 2016).

Estudos mostram o papel da salinidade como um importante filtro ambiental na seleção de padrões e distribuição das espécies em ambientes de água doce (AYADI et al., 2004; GUTIERREZ et al., 2018; CHAKRABORTY et al., 2021). Estas espécies são selecionadas de acordo com seus requisitos ecológicos, aos quais são melhor reconhecidas pelas características morfológicas, fisiológicas e fenológicas (MCGILL et al., 2006).

Tendo em vista que essas características contribuem para a diversidade funcional, a diminuição do número de espécies (riqueza taxonômica) pode

produzir efeitos negativos para o funcionamento do ecossistema (FLÖDER e HILLEBRAND, 2012; DING et al., 2017). Em razão da diminuição da resiliência do ecossistema, por consequência do declínio da diversidade funcional (VANDERMEER et al., 1998; FLODER e HILLEBRAND, 2012). Em condições hostis (estresse ambiental), a filtragem ambiental seleciona indivíduos com tolerância ao estresse, eliminando os não tolerantes (WANG et al., 2013; LOUCA et al., 2016; MEZITI et al., 2016).

As características funcionais e a composição taxonômica podem apresentar respostas diferentes diante de uma perturbação ambiental por meio da redundância funcional (BEIER et al., 2017). Este processo aponta que a comunidade pode ser estável quando a composição taxonômica muda, isto devido a presença de vários táxons dentro da comunidade que exercem as características com funções semelhantes (LOUCA et al., 2018; GALAMBOS et al., 2019). Enquanto em contextos com espécies com diferentes características funcionais, são esperados altos valores de diversidade funcional (PETCHEY e GASTON, 2006). A aplicação da abordagem funcional pode destacar padrões não aparentes com o método tradicional baseado na taxonomia (VAN DER LINDEN et al., 2017). Por isso, a utilização conjunta da abordagem taxonômica e funcional pode representar melhor como os fatores ambientais intervêm nas comunidades aquáticas (CUPERTINO et al., 2019).

O fitoplâncton é um grupo diversificado de organismos fotossintetizantes, tanto em termos taxonômicos quanto funcionais (REYNOLDS et al., 2002; KRUK et al., 2017; BORICS et al., 2021), que exibe um papel crucial na manutenção da estabilidade do ecossistema (PTACNIK et al., 2008; FILSTRUP et al., 2014) e são sensíveis às mudanças ambientais, incluindo na salinidade (LITCHMAN et al., 2015). Foi observado que o aumento da salinidade em ambientes de água doce causa redução na riqueza de espécies e mudança no padrão de dominância das espécies fitoplanctônicas, favorecendo o crescimento das cianobactérias, muitas das quais são potencialmente tóxicas e nocivas para a biota aquática e seres humanos (OREN et al., 2009; CELEPLI et al., 2017; FOURNIER et al., 2021; MCCLYMONT et al., 2022). Estudos mostram que a tolerância dessas cianobactérias à salinidade pode ocorrer por meio da utilização do ferro, responsável pela transferência de elétrons e reações enzimáticas (SUN

et al., 2021) e da produção das toxinas saxitoxinas para a manutenção da homeostase (POMATI et al., 2004).

Estudos realizados nos reservatórios tropicais para fatores ambientais encontraram uma relação explicativa da salinidade para a comunidade fitoplanctônica (MENDES et al., 2021; AMORIM et al., 2022), com o grupo D e W1 de Reynolds relacionados aos corpos hídricos mais salinos (AMORIM et al., 2022). Também foi verificado em reservatórios da região semiárida o aumento da salinidade em decorrência da redução do volume hídrico durante o período de seca prolongada, ao qual favoreceu o crescimento de cianobactérias que apresentavam a morfologia filamentosa e produção de heterócito, uma célula especializada na fixação de nitrogênio atmosférico (MENDES et al., 2021). No entanto, os objetivos desses estudos não foi avaliar o efeito da salinidade sobre a estrutura funcional da comunidade fitoplanctônica bem como não foram consideradas as espécies e características funcionais individuais indicadoras do gradiente de salinidade, tornando escasso estudos que observaram como a estrutura funcional e as características funcionais das espécies são selecionadas em um gradiente de salinidade.

Diante do exposto, o presente estudo propôs avaliar a variação na estrutura taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica ao longo de um gradiente de salinidade em reservatórios do semiárido. Nossas hipóteses são que (i) a importância relativa da salinidade em relação à outras variáveis ambientais (por exemplo, variáveis climáticas e físicas e químicas como nutrientes, pH e etc.) na região semiárida é aumentada na estação seca; e que, dentro de um gradiente de salinidade, (ii) ocorre diminuição da diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton sob os níveis mais altos de sais, (iii) com seleção de espécies com morfologia filamentosa produtora de heterócitos, que fazem parte do grupo das cianobactérias.

2 MÁTERIAS E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em 13 reservatórios localizados no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil (Figura 1; Tabela 1). Os reservatórios estão inseridos no Planalto da Borborema, ao longo das bacias hidrográficas do Rio

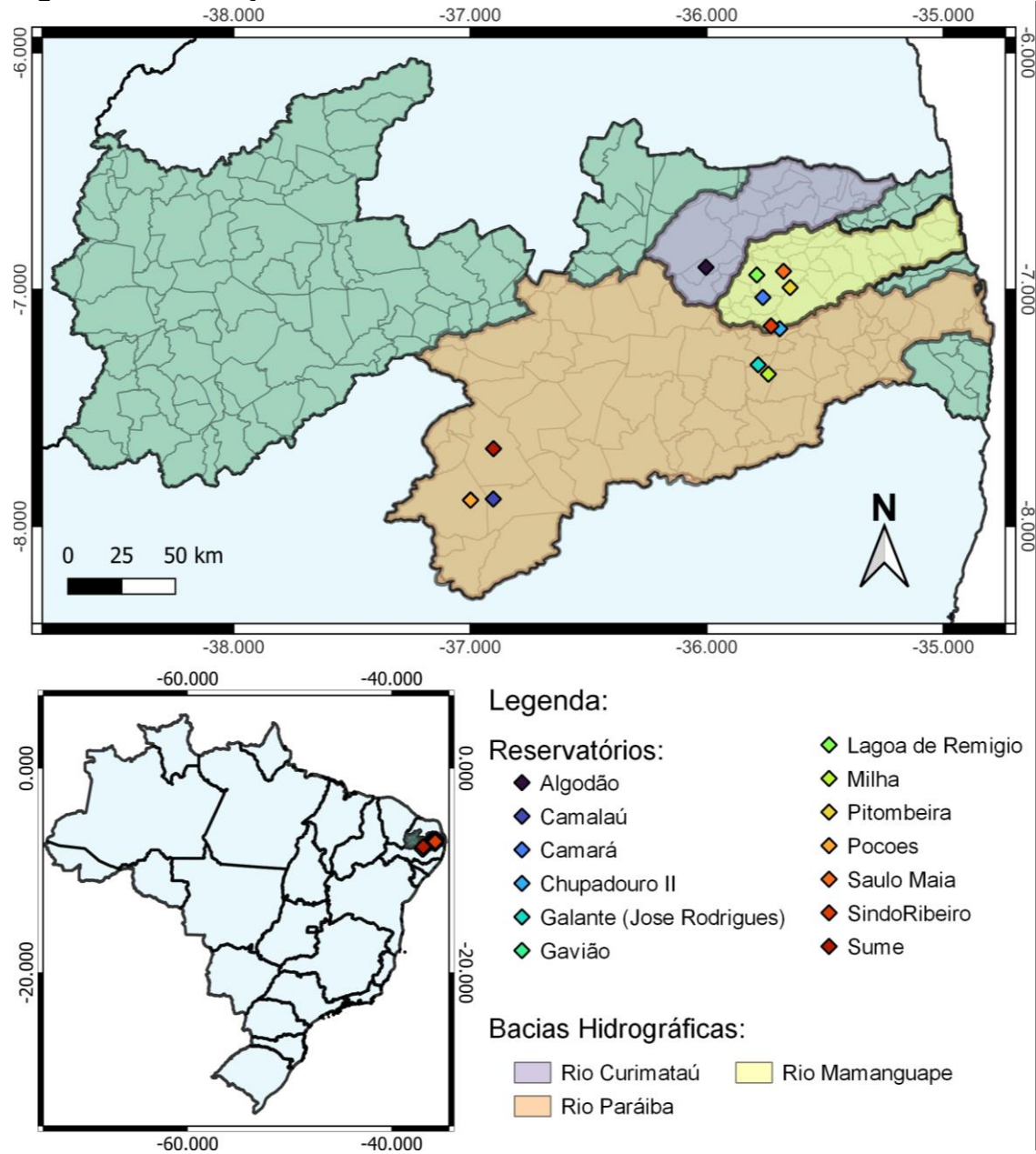
Paraíba (6 reservatórios), Mamanguape (6 reservatórios) e Curimataú (1 reservatório). Os reservatórios selecionados fornecem vários serviços ecossistêmicos, desde o abastecimento da população e dessedentação animal, além de atividades de irrigação, pesca e lazer (AESAs, 2023). Alguns dos reservatórios podem ser considerados rasos (profundidade média 18) (CHELLAPPA et al., 2009) e estão presentes predominantemente região semiárida (BSh de acordo com a classificação de Köppen).

A bacia do rio Paraíba, compreendida entre as latitudes 6°51' e 8°26' Sul e as longitudes 34°48'; e 37°2' Oeste, é considerada uma das bacias mais importantes do semiárido, sendo a segunda maior do Estado da Paraíba, abrangendo 38% do seu território e abrigando 1.828.178 habitantes que correspondem a 52% da sua população total. Tem clima predominante de Bsh (semiárido quente) (ÁLVARES et al., 2013; FRANCISCO et al., 2015), com temperaturas do ar variando entre 17 e 32 °C e chuva média histórica de aproximadamente 18594,35 mm (AESAs 2022).

A bacia do rio Mamanguape também está inserida na região costeira, no litoral Norte do Estado, com clima predominante As' (tropical com verão seco) (ALVARES et al., 2013; FRANCISCO et al., 2015), onde a temperatura do ar varia entre 17 e 28 °C e a média histórica de chuva é de 30203,9 mm (AESAs 2022).

As bacias dos rios Curimataú apresentam clima predominantemente Bsh (semiárido quente) (ALVARES et al. 2013; FRANCISCO et al. 2015), com temperatura do ar variando entre 19 e 30 °C e precipitação média anual abaixo 600 mm (AESAs 2022)

Figura 1. Localização dos reservatórios amostrados, estado da Paraíba, Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023

Tabela 1. Localização, precipitação e volume hídrico dos reservatórios.

Reservatório	Cidade	Bacia hidrográfica	Latitude (S)	Longitude (W)	Precipitação (mm/ano)	Profundidade (m)	Área (m ²)	Volume máximo (m ³)
Algodão	Algodão de Jandaíra	Curimataú	6°54'36.0"	36°00'17.0"	459	8	409.850	1.025.425
Camará	Alagoa Nova	Mamanguape	7°53'19.0"	36°50'30.0"	457	44	1.631.522	26.500.000
Camalaú	Camalaú	Rio Paraíba	7°53'19.0"	36°50'30.0"	545	22	7.894.320	48.107.240
Chupadouro II	Serra Redonda	Mamanguape	7°11'32.8"	35°40'49.7"	340	26	119.000	634.620
Massaranduba	Massaranduba	Mamanguape	7°09'9.35"	35°43'52.3"	357	24	86.400	604.390
Gavião	Fagundes	Rio Paraíba	7°21'34.2"	35°46'51.8"	481	21	170.240	1.450.840
José Rodrigues	Campina Grande	Rio Paraíba	7°19'12.2"	35°47'18.7"	308	28,1	4.153.348	22.332.348
Lagoa de Remigio	Remígio	Mamanguape	6°58'03.5"	35°47'38.5"	680	3	-	3.783.556
Milhã	Puxinanã	Rio Paraíba	7°08'54.7"	35°57'45.1"	654	13	186.941	802.684
Pitombeira	Areia	Mamanguape	6°59'30.8"	35°38'57.0"	420	19,05	267.000	2.955.820
Poções	Monteiro	Rio Paraíba	7°53'40.0"	37°00'33.0"	568	13,5	7.744.125	29.861.562
Saulo Maia	Areia	Mamanguape	6°55'36.8"	35°40'38.4"	420	31	991.902,92	9.833.615
Sumé	Sumé	Rio Paraíba	7°40'13.0"	36°54'32.0"	532	15,80	8.518.250	44.864.100

2.2 Delineamento amostral

A amostragem foi realizada nos 13 reservatórios, em maio de 2018 (estação chuvosa), fevereiro de 2019 (estação de seca) e maio de 2020 (estação de seca). Sete amostras foram aleatoriamente coletadas na região litorânea dos reservatórios, totalizando um conjunto de 273 amostras. Para padronizar o número de amostras por estação sazonal, os meses de fevereiro de 2019 e maio de 2020 foram considerados separadamente em nosso estudo, sendo denominados de estação seca 1 e estação seca 2, respectivamente.

A execução da amostragem ocorreu mediante permissão do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – ICMBio/SISBIO (processo nº 56416-1/2016).

2.3 Variáveis climáticas, físicas e químicas

As variáveis climáticas temperatura do ar (média anual; °C) e precipitação pluviométrica (acumulado mensal; mm) foram obtidas para cada reservatório, a partir do acesso a base mundial de dados climáticos *WorldClim*® (FICK; HIJMANS, 2017) por intermédio do pacote *raster* (HIJMANS, 2017) do *software* R (R Core Team, 2022).

Foram mensurados *in situ* as variáveis temperatura da água (°C), pH, potencial redox (ORP; ppm) e profundidade (m) com a sonda multiparâmetro HANNA (Modelo HI 98129, LOT 28593). A transparência da água (cm) foi medida com a utilização do disco de Secchi.

Amostras de água para a análise do nitrogênio total (NT; $\mu\text{g L}^{-1}$), fósforo total (PT; $\mu\text{g L}^{-1}$), sólidos suspensos totais (SST; mg L^{-1}) e carbono orgânico total (COT; mg L^{-1}) foram armazenadas em garrafas de polietileno (1 L), acondicionadas em caixa térmica e conduzidas ao laboratório. As amostras para a análise do PT foram congeladas até a realização da análise, ao passo que NT e COT foram preservadas por acidificação (H_2PO_4).

As concentrações de PT foram analisadas pelo método colorimétrico do ácido ascórbico, posterior à oxidação com persulfato de potássio (VALDERRAMA, 1981). As concentrações de NT e COT foram mensuradas pela combustão das amostras de água usando um analisador de carbono (TOC-V) acoplado a um analisador de nitrogênio (módulo VPN). A razão NT:PT foi

calculada, tomando-se as frações totais de nitrogênio e fósforo para cada amostra, sendo calculada usando a mesma média ponderada utilizada para o balanço de massa (BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2001). As concentrações de SST foram determinadas após a filtração do material particulado em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C que foram previamente secos e pesados (APHA, 1998).

2.4 Sais solúveis

O teor de $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$ existente nas amostras foram determinados por complexometria com EDTA dissódico, usando-se como indicador o Negro-de-Eriocromo-T. As concentrações de Ca^{2+} foram obtidos por determinação complexiométrica em presença do indicador ácido calconcarbônico. O magnésio, por outro lado, foi obtido por diferença das duas titulações anteriores de $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$ e Ca^{2+} . Os cátions de Na^{+} e K^{+} foram extraídos com solução diluída de ácido clorídrico (HCl) e posterior determinação por espectrofotometria de chama. A extração de SO_4^{2-} foi realizada utilizando-se íons fosfato dissolvidos em ácido acético e posterior quantificação do S disponível pela medição, em espectrofotômetro, da turbidez formada pela precipitação de sulfato pelo cloreto de bário. O teor de cloreto (Cl^{-}) foi determinado pelo método volumétrico Mohr e Volhard, onde os íons cloreto foram titulados com solução padronizada de nitrato de prata (AgNO_3), na presença de cromato de potássio (K_2CrO_4) como indicador.

2.5 Análise taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica

Amostras para a análise quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica foram obtidas na subsuperfície da coluna d'água em frascos de polipropileno (250 mL) e fixadas com Lugol acético a 1%.

A identificação das espécies foi realizada a partir da confecção de lâminas semi-permanentes e posterior observação em microscópio óptico Zeiss Axioskop 40 (Carl Zeiss, Jena, Alemanha), utilizando bibliografia especializada (PRESCOTT et al., 1982; KOMÁREK e FOTT, 1983; POPOVSKÝ e PFIESTER, 1990; KRAMMER e LANGE-BERTALOT, 1991a; KRAMMER e LANGE-BERTALOT, 1991b; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 1999; KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 2005).

A análise quantitativa foi realizada utilizando o método de sedimentação de Utermöhl (1958), em microscópio invertido Zeiss, modelo Axiovert10, com aumento de 400x. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). Um transecto da câmara foi contado para cada amostra e a densidade (células mL⁻¹) foi mensurada utilizando a fórmula descrita por Ross (1979): $([n \times 1000] / s \times h \times c)$, onde n= número de células contadas, s= área do campo, h= altura da câmara de sedimentação, c= número de campos contados. O biovolume (mm³ L⁻¹) foi estimado multiplicando a densidade celular pela média do volume das células (~30 indivíduos) calculado a partir de modelos geométricos aproximados às formas das células, conforme descrito por Hillebrand et al. (1999). Por fim, cada mm³ L⁻¹ do biovolume celular foi convertido em mg L⁻¹ de biomassa (Wetzel e Liquens, 2000).

Para as respostas taxonômicas, foram levadas em consideração a riqueza de espécies (definida como número de espécies da amostra), biomassa total, índices de diversidade de Shannon-Wiener (índice ponderado para espécies raras, combinando abundância e riqueza) (SHANNON, 1948; KREBS, 2014), Simpson (maior importância à abundância das espécies e levando em consideração tanto a riqueza quanto a equitabilidade) (SIMPSON, 1949; KREBS, 2014) e índice de equidade de Pielou (proporção dos indivíduos de cada uma das espécies presentes em uma comunidade em relação ao total de indivíduos desta comunidade) (PIELOU, 1966). A utilização dos dois índices de diversidade tem como objetivo captar as possíveis respostas diferentes que podem existir diante do gradiente de salinidade, visto que a diversidade de espécies é quantificada por meio da construção de funções matemáticas (DALY et al., 2018), ao qual apresentam propriedades estatísticas relacionadas a composição de espécies e relação espécies-números diferentes, podendo fornecer perspectivas entendimentos diferentes (MAGURRAN, 2021)

Para a análise funcional da comunidade fitoplanctônica foram utilizados um faixa de variação contínuo e categórica de forma individualizada de características morfológicas, com base em Kruk et al. (2017) (Tabela 2): volume celular, área, dimensão linear máxima, forma de vida, aerótopos, flagelos, mucilagem, acineto, heterócito, parede silicificada e parede não silicificada. As métricas volume celular, área e dimensão linear máxima foram determinadas a

partir da mensuração de pelo menos 20 indivíduos por espécie, em microscópio óptico acoplado com câmera fotográfica e auxílio do programa AxionVision 4.8 de captura de imagens. Enquanto as características categóricas e contínuas das espécies raras foram determinados com base em Kruk et al., (2017).

Tabela 2. Lista de características morfológicas utilizadas para medir as métricas funcionais.

Características morfológicas	Tipo de características	Faixa e categorias	Hipóteses funcionais
Volume (μm^3)	Contínuo	-	Relacionada aos desempenhos fisiológicos e ecológicos (NASELLI-FLORES, 2011)
Área (μm^2)	Contínuo	-	Relacionada aos desempenhos fisiológicos e ecológicos (NASELLI-FLORES, 2011)
Dimensão linear máxima (μm)	Contínuo	-	Relacionada aos desempenhos fisiológicos e ecológicos (NASELLI-FLORES, 2011)
Forma de vida	Categórico	Unicelular, colônia ou filamento	Característica relacionada a capacidade de explorar recursos, constituir um escudo eficiente contra o pastoreio para maximizar as chances de sobrevivência sob condições ambientais variáveis (REYNOLDS, 1984; NASELLI-FLORES, 2011)
Aerótopos	Categórico	Presença ou ausência	Vesículas que podem ser infladas e desinfladas para influenciar na distribuição da coluna de água (WALSRY, 1994)
Flagelos	Categórico	Presença ou ausência	Mantém o organismo em um nível adequado de luz e limita a perda de células da zona fótica através da movimentação vertical (MARGALEF, 1978)
Mucilagem	Categórico	Presença ou ausência	Repositório para a concentração e armazenamento de nutrientes essenciais, além de reduzir a palatabilidade e resistir a digestão pelo consumidor (REYNOLDS, 2007)
Acineto	Categórico	Presença ou ausência	Estágio de repouso, tem uma baixa mortalidade e sedimentam, quando estão se estabelecendo sobem para a superfície retornando ao ciclo de vida e crescimento (HENSEN, 2010)
Heterócito	Categórico	Presença ou ausência	Estágio de fixação de nitrogênio (HENSEN, 2010)
Parede silicificada	Categórico	Presença ou ausência	Parede dura, vantagem contra certos tipos de herbívoros, aumentar a absorção de nutrientes, facilitar a captação de luz e proteger contra a radiação (HAMME et al., 2003; ROMANN et al., 2015; AGUIRRE et al., 2018)
Parede silicificada	não Categórico	Presença ou ausência	Espécies com parede celular rígida proteica (BRETT et al., 1994; BRETT et al., 2009; JITTAWUTTIPOKA et al., 2013)

A análise das respostas funcionais foram realizadas utilizando os índices de riqueza funcional (volume do espaço multidimensional ocupada por todas as espécies da comunidade, não sendo ponderada pela abundância das espécies) (VILLÉGER et al., 2008), divergência funcional (proporção de abundância total suportada por espécies com os valores dos características mais extremos dentro do espaço funcional de uma comunidade) (VILLÉGER et al., 2008), dispersão funcional (indicador de diversidade de respostas, onde uma maior dispersão de espécies no espaço funcional, implica uma maior diversidade de respostas) (LALIBERTÉ et al., 2010), uniformidade funcional (regularidade da distribuição e abundância relativa de espécies espalhadas no espaço funcional) (VILLÉGER et al., 2008) e índice de entropia quadrática (incorpora tanto a abundância relativa de espécies quanto uma medida de diferenças funcionais aos pares entre as espécies) (BOTTA-DUKÁT, 2005).

2.6 Análise dos estatística

Para selecionar os sais utilizados no gradiente de salinidade, foi calculado o fator de inflação da variância (VIF), responsável por medir a multicolinearidade dos preditores, variáveis que apresentaram valores maiores de 20 foram excluídos do gradiente de salinidade. Para a confecção deste gradiente, foi realizado uma Análise de Componentes Principais (PCA) de correlação, por meio da função “*princomp*” com argumento “*cor = T*”. Por fim, o primeiro eixo foi definido como o gradiente de salinidade, ao qual representou 74,08% de explicação (Apêndice A, B). O Apêndice B demonstra se a variação dos sais foi por ano ou por reservatório, por meio das médias dos valores dos íons selecionados.

Com o intuito de determinar a importância relativa (%) dos sais em relação a outros preditores amostrados (isto é, clima e outras variáveis físicas e químicas da água), e de suas interações na explicação dos padrões de organização das dimensões taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica nas estações chuvosa (2018), seca 1(2019) e seca 2 (2020), foram realizadas análises de partição de variância (*Variance partition*) para cada ano. Para os grupos de preditores, também foi calculado a multicolinearidade pelo VIF, e posteriormente montadas 5 matrizes ambientais com preditoras para cada variável resposta

(taxonômica e funcional): (1) sais (K, CaMg, Cl⁻ e Na); (2) clima (precipitação e temperatura do ar), (3) outras variáveis físicas e químicas (temperatura da água, ORP, profundidade, transparência da água, NT, PT, SST, TOC), (4) Presença das espécies nos locais (matriz de composição, preenchida com biomassa) e (5) características funcionais (categóricos e contínuos). Para a matriz funcional, foi necessário aplicar a colinearidade das características e retirada a “área”, ao qual apresentou um valor alto de colinearidade. Consecutivamente foi aplicada uma análise de média ponderada (CWM - *Community Weighed Means*) das características em relação a biomassa de todas as espécies presentes em cada unidade amostral por meio da função “*functcomp*”. Os valores resultantes da média ponderada foram empregues na partição da variância.

Por fim, foi feita a análise de Particionamento hierárquico e de variação para análise canônica para calcular as contribuições únicas, médias compartilhadas (referidas como "comuns") e individuais de cada preditor (ou matriz) para a variação explicada (R-quadrado) na análise canônica, revelando a importância geral de cada grupo de preditor, isto por meio da função “*anova.cca*”. Por fim, utilizamos o diagrama de Venn para representar os valores de variação únicas e comum entre os preditores.

Para verificar as distribuições taxonômicas e funcionais diante do gradiente de salinidade, foram consideradas para as respostas taxonômicas a riqueza de espécies, biomassa total, diversidade de Shannon e de Simpson, estes dois últimos por meio da função “*diversity*” do pacote “*vegan*” e o índice de equitabilidade de Pielou por “*diversity(com)/log(specnumber(com))*”. Ao passo que para a resposta funcional foi necessário converter a matriz de características mistos (traits) em uma matriz de distância mediante o coeficiente de distância de variáveis mistas, aplicado por meio “*dist.ktab*”. Possibilitando a realização dos índices de diversidade funcional multidimensional: riqueza funcional (Fric), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis), regularidade funcional (FEve) e entropia quadrática de Rao (RaoQ) por meio do pacote “*mFD*”, com a função “*dbFD*” que permite executar esses índices baseado em distância. Com a posse dos resultados taxonômicos funcionais, foi realizado o modelo linear generalizado com a função polinomial quadrática para ajustar a relação não linear entre os valores de x e a média de y, tendo como preditor o gradiente de salinidade criado. Com o intuito de verificar se os modelos com o preditor foi

diferente do modelo nulo, foi utilizado o cálculo da análise de tabelas de variância (ou desvio) por meio da função “anova”.

Para detectar os pontos de mudança das espécies dentro do gradiente de salinidade, foi utilizado a análise do táxon indicador de limiar (Threshold Indicator Taxa Analysis – TITAN), aplicada por outros estudos (Por exemplo, CARDOSO et al., 2013; FIRMIANO et al., 2017). Esta demonstrou ser a melhor análise para esse tipo de avaliação de gradientes ambientais/perturbações. O TITAN permite combinar as análises de ponto de mudanças (KING e RICHARDSON, 2003) e o valor do indicador (pontuações IndVal) (DUFRENE e LEGENDRE, 1997) para identificar as alterações abruptas na abundância e frequência das espécies ao longo dos gradientes ambientais (BAKER e KING, 2010). Além disso, a análise usa bootstraps para calcular o intervalo de confiança do ponto de mudança das espécies ao longo do gradiente, estimando duas medidas para cada espécie, a “pureza” (Proporção do bootstrap com a mesma resposta, positiva ou negativa) e a “confiabilidade” (Proporção da reamostragem que apresente um valor indicado com valores de p significativos). A análise disponibiliza valores como o CI-90%, que compreende 90% quartil da distribuição dos pontos de mudanças calculados a partir de 100 réplicas de bootstraps. No caso de táxons indicadores positivos (crescentes), o 90% quartil está posicionado na extremidade esquerda e a valores mais baixo do preditor, diferentemente dos táxons negativos (decrecentes), onde a posição está próxima a extremidade direita e altos valores do preditor (KING e BAKER, 2014). Para isto, foi implementado o código fornecido por Matthew Baker (UMBC), Ryan King (Baylor) e David Kahle (Baylor) por meio do pacote “TITAN2”. Seguindo as orientações, espécies que apresentarem presença em menos de 5 locais ao longo do gradiente de salinidade serão retirados para remover os *outliers* que representem uma tendência potencial (BAKER e KING, 2010). Com o intuito de diminuir a influência de espécies altamente abundantes nas pontuações do IndVal foi remodelados os dados de abundância (logaritmização), por meio da função “*decostand*” método “*log*”. Além disso, foi efetuado 500 replicações de *bootstrap* para gerar pureza e confiabilidade da taxa de indicador do limiar individual, e estabelecido uma pureza de 0,95 e confiabilidade de 0,95 para considerar significativamente associado ao baixo ou alto nível de salinidade (BAKER e KING, 2010).

O TITAN também foi aplicado para as características funcionais, utilizando a matriz proveniente da análise de média ponderada (CWM - *Community Weighed Means*). Para isto, foi usada o mesmo conjunto de espécies empregue para o taxonômico (espécies com presença mínima em 5 locais com os dados de abundância logaritmizado), como forma de verificar as características funcionais selecionadas pelo gradiente para as espécies indicadoras significativas da salinidade.

3 RESULTADOS

3.1 Importância relativa dos sais, clima e outras variáveis físicas e químicas na diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton

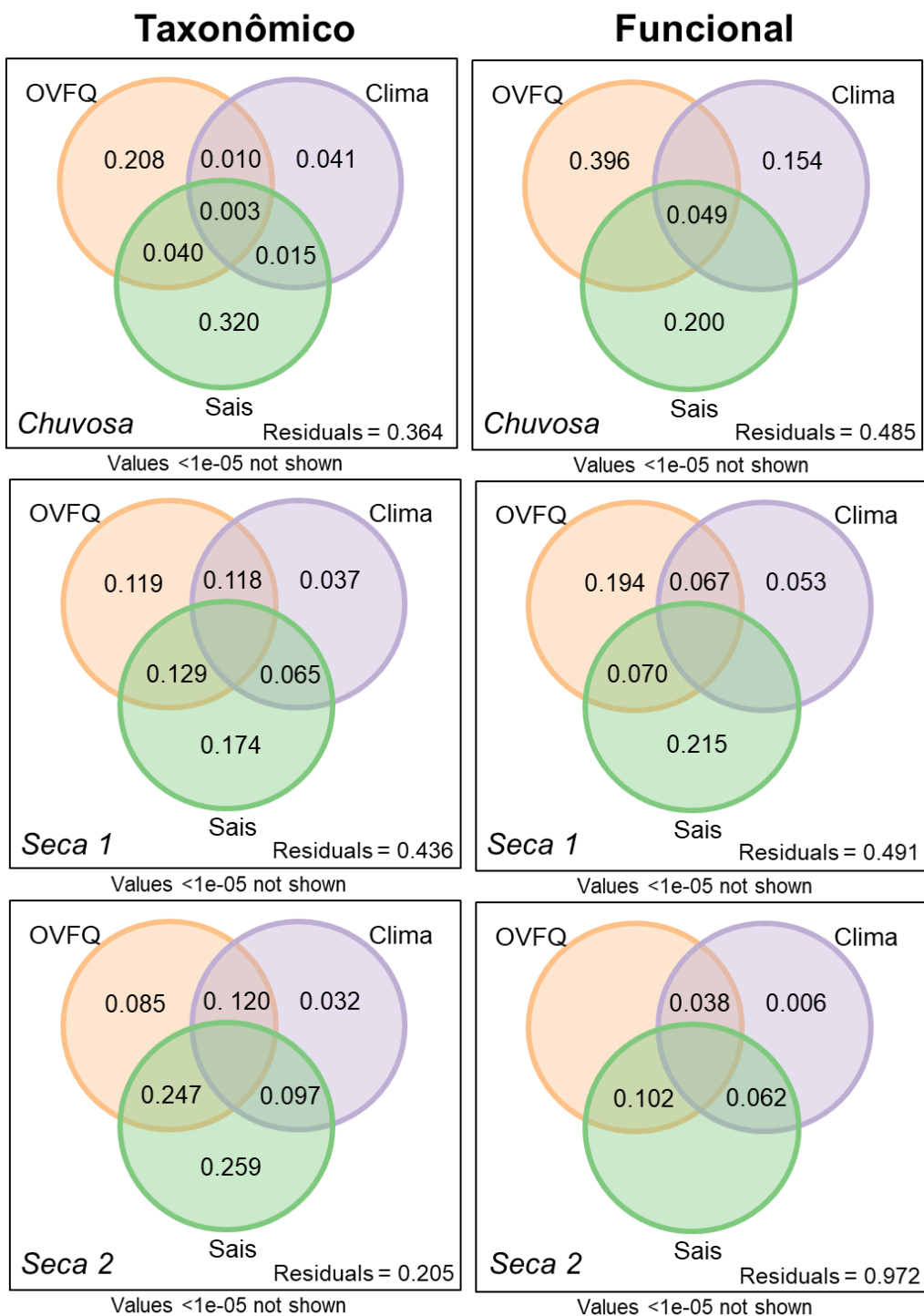
A diversidade taxonômica do fitoplâncton na estação chuvosa foi explicada majoritariamente pelos sais (51,24%), seguido das outras variáveis físicas e químicas (OVFQ 26,59%) e do clima (22,22%). Na seca 1, as OVFQ obtiveram maior contribuição (38,38%), enquanto os sais foram de 36,67% e o clima de 24,99%. Todavia, na seca 2 os sais voltaram a aumentar sua contribuição, explicando 38,83%, enquanto as OVFQ exibiram 35,24% e o clima 26,03%.

Quando observamos as variações únicas e comum dos sais, é percebido para a resposta taxonômica um aumento gradativo da explicação deste com outros preditores, ao qual foi de 32% isoladamente na estação chuvosa, para 17,40%, na estação de seca 1, e em conjunto com as OVFQ, o valor de 12,90% (Figura 2). Por fim, na estação seca 2, apresentou 25,90% de variação única e 24,70% de explicação em comum com as OVFQ (Figura 2).

Na diversidade funcional, as OVFQ obtiveram maior efeito com 41,15%, seguido dos sais com 39,04% e 19,84% do clima na estação chuvosa. No entanto, os sais aumentaram seus efeitos na estação seca 1, com 63,74%, acompanhando do de 24,51% das OVFQ e 11,77% do clima. Na estação seca 2, os sais continuaram alcançando maior efeito, com 42,47%, porém o clima ultrapassou as OVFQ, com 30,70% e 26,90%, respectivamente. Quando observamos a atuação dos sais de forma isolada e conjunta para as características médias ponderadas, na estação chuvosa, os sais foi o segundo grupo de preditores com maior poder explicativo (20%), sendo considerado o

primeiro na seca 1. Não obstante, na seca 2, os sais e OVFQ em comum obtiveram 10,20% (Figura 2).

Figura 2. Diagrama de Venn representando o poder explicativo dos sais, clima e outras variáveis físicas e químicas (OVFQ) na estação chuvosa, seca 1 e seca 2.



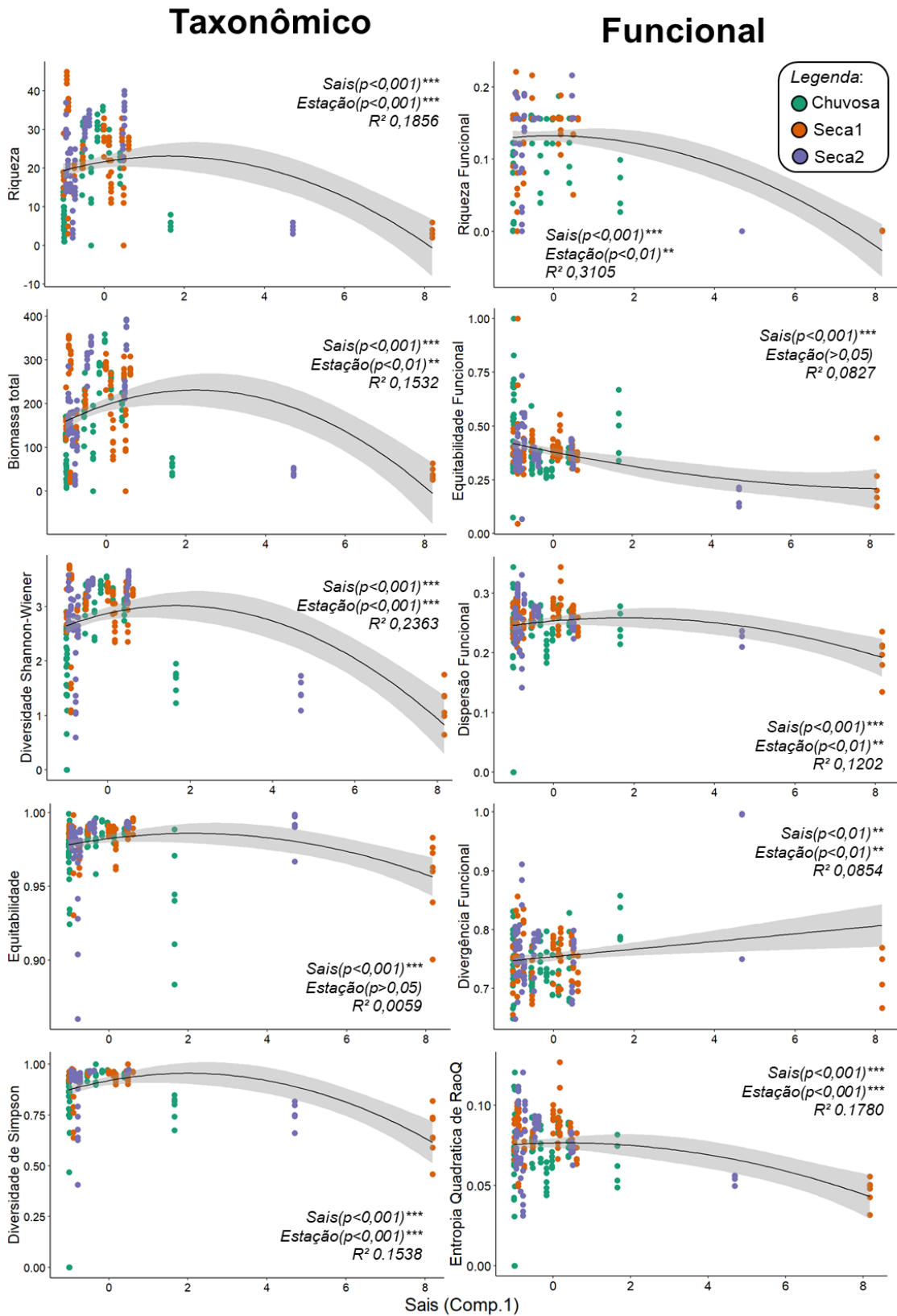
Fonte: Elaborada pelo autor, 2023

3.2 Efeito do gradiente de salinidade na diversidade taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica

O gradiente de salinidade mostrou relação negativa e significativa com todas as métricas de diversidade taxonômica: riqueza de espécie ($p < 0,001$ e R^2 0,1856), biomassa total ($p < 0,001$ e R^2 0,1532), diversidade de Shannon ($p < 0,001$ e R^2 0,2363), equitabilidade ($p < 0,001$ e R^2 0,0059) e diversidade de Simpson ($p < 0,001$ e R^2 0,1538). Todavia, as estações também promoveram uma relação positiva significativa para todas as métricas ($p_{riqueza} < 0,001$, $p_{biomassa\ total} < 0,01$, $p_{shannon} < 0,001$, $p_{simpson} < 0,001$), exceto equitabilidade ($p > 0,05$) (Figura 3).

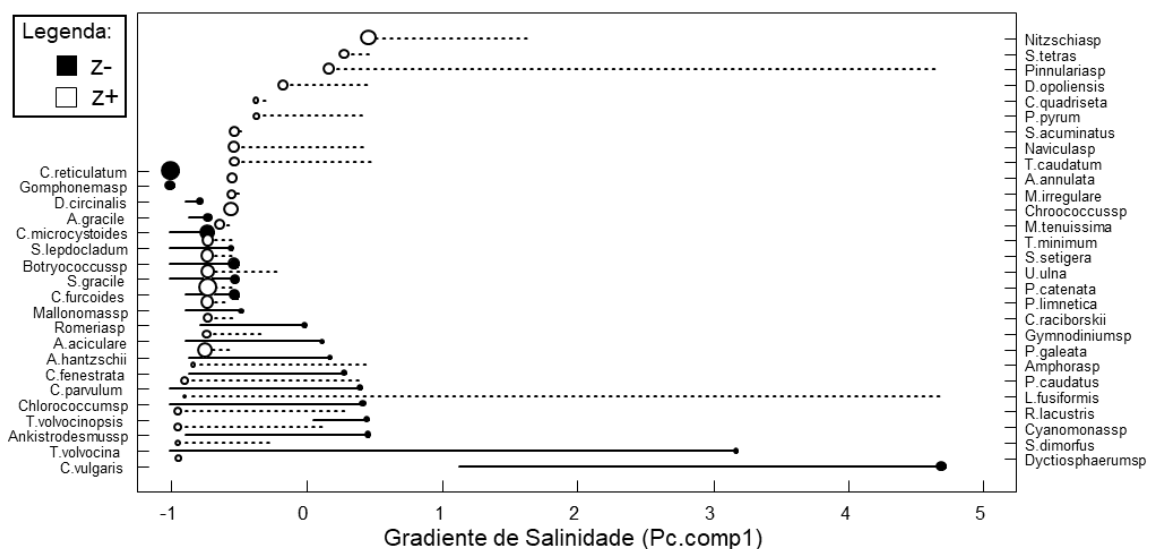
Quando observado quais efeitos o gradiente de salinidade apresentou para as respostas funcionais, a riqueza funcional ($p < 0,001$, R^2 0,3105), equitabilidade ($p < 0,001$ e R^2 0,0827), dispersão funcional ($p < 0,001$, R^2 0,1202) e entropia quadrática ($p < 0,001$, R^2 0,1780) obtiveram efeitos negativos significativos do gradiente de salinidade, porém foi encontrado efeito positivo para a divergência funcional ($p < 0,01$, R^2 0,0854) (Figura 3). Quando considerado o efeito das estações, a passagem da chuvosa, para seca 1 e 2 apresentou efeitos positivos significativos para a riqueza funcional ($p < 0,01$), dispersão funcional ($p < 0,01$), divergência funcional ($p < 0,01$) e entropia quadrática ($p < 0,001$) (Figura 3).

Figura 3. Regressão generalizada ou quadrática para as respostas taxonômicas e funcionais da comunidade fitoplanctônica ao gradiente de salinidade.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023

Figura 4. Espécies indicadoras significativas identificados pelo TITAN em resposta ao gradiente de salinidade criado a partir do primeiro eixo da PCA (Pc.comp1). A magnitude dos pontos de mudança é representada por círculos preenchidos, sendo o fechado referente a espécies indicadoras do baixo valor (z-) e aberto para alto gradiente de salinidade (z+), e são dimensionados em proporção (tamanho dos círculos). Dentro do painel, as linhas horizontais cruzando cada círculo são os 5º e 95º quartis da distribuição bootstrap de pontos de mudança para cada táxon (linhas de confiança ou variabilidade dos pontos de mudança).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023

3.3 Espécies e características funcionais da comunidade indicadoras do gradiente de salinidade

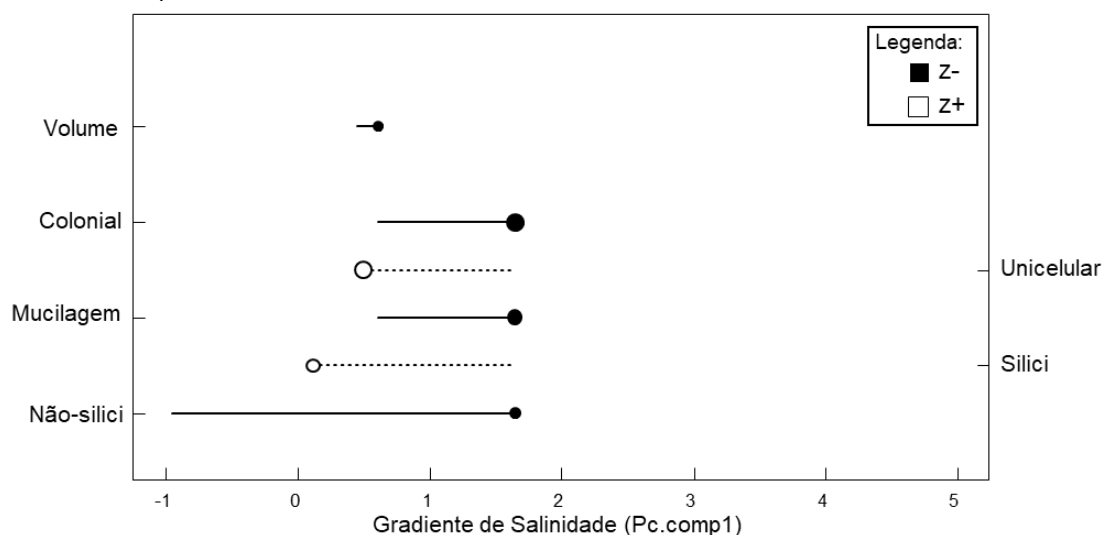
Para a análise de TITAN foram identificadas 48 espécies de 93 analisadas (51,61%) com valores significativos para o gradiente de salinidade. Sendo 20 espécies pertencentes ao grupo associado negativamente com a salinidade, o que corresponde a 41,66% das 48 identificadas (8 espécies de Chlorophyceae, 4 de Cyanobacteria, 3 de Zygnemaphyceae, 2 de Euglenophyceae, 1 de Dinophyceae, 1 de Chrysophyceae e 1 de Bacillariophyta (diatomáceas)), com limiares de 8,33 a 95,52 (IndVal). Enquanto 28 espécies foram associadas positivamente (sendo 10 espécies do grupo Chlorophyceae, 6 da Bacillariophyta, 6 da Cyanobacteria, 3 de Euglenophyceae, 2 de Cryptophyceae e 1 de Dinophyceae), representando 58,33% e apresentando limiares de 9,28 a 65,22 (Figura 4).

Quando avaliados as espécies que apresentaram maiores valores de IndVal, as espécies consideradas z+ foram *Nitzschia* sp. (Bacillariophyta), *Pseudanabaena catenata* (Cyanobacteria), *Chroococcus* sp. (Cyanobacteria), *Navicula* sp. (Bacillariophyta), *Schroederia setigera* (Chlorophyceae), com 65.22, 62.42, 59.97, 59.05, 56.37 de IndVal (Figura 4).

Quando avaliados as espécies que apresentaram maiores valores de IndVal para cada grupo de indicadores, as espécies consideradas z- foram *Coelomoron microcystoides* (Cyanobacteria), *Botryococcus* sp. (Chlorophyceae), *Chlorella vulgaris* (Chlorophyceae), *Coelastrum reticulatum* (Chlorophyceae), *Gomphonema* sp. (Bacillariophyta) com IndVal de 95,52, 90,11, 85,93, 68,9, 64,23, respectivamente.

A análise do TITAN identificou significativamente associados ao gradiente de salinidade as características: volume, mucilagem, forma de vida colonial e unicelular, parede silicificada e não silicificada rígida. Sendo volume, mucilagem, parede rígida não silicificada e forma de vida colonial associados a baixos valores (z-) com limiares 74,44, 78,87, 80 e 83,46, respectivamente. Enquanto a forma de vida unicelular e a parede silicificada foram associadas a altos valores do gradiente (z+) (Figura 5), com limiares de 60,81 e 73,13.

Figura 5. Traits indicadores significativos identificados pelo TITAN em resposta ao gradiente de salinidade criado a partir do primeiro eixo da PCA (Pc.comp1). A magnitude dos pontos de mudança é representada por círculos preenchidos, sendo o fechado referente a traits indicadoras do baixo valor (z-) e aberto para alto gradiente de salinidade (z+), e são dimensionados em proporção (tamanho dos círculos).



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023

4 DISCUSSÃO

A contribuição relativa dos sais, na região semiárida, foi maior na estação seca para a diversidade funcional, o que corrobora parcialmente a primeira hipótese, que descreve que (i) a importância relativa da salinidade em relação à outras variáveis ambientais na região semiárida é aumentada na estação seca.

A poluição dos sais no ambiente aquático e o intemperismo das atividades antropogênicas estão alterando a composição de íons da água doce (KAUSHAL et al., 2018). Os sais selecionados para o gradiente de salinidade, obtiveram influência nas respostas taxonômicas e funcionais (exceto divergência funcional), além de selecionar características funcionais da comunidade fitoplanctônica. Corroborando parcialmente com a nossa segunda hipótese ((ii) ocorre diminuição da diversidade taxonômica e funcional do fitoplâncton sob os níveis mais altos de sais).

Embora essa a comunidade fitoplanctônica tenha uma certa tolerância à salinidade em uma faixa específica, o seu potencial de regulação osmótica difere entre os diversos grupos (MATSUYAMA et al., 2004; THESSEN et al., 2005), o que foi condizente com os resultados deste estudo, ao qual demonstrou diferenças na composição de espécies associadas z+ e z- ao gradiente de salinidade, com ênfase para o grupo das Chlorophyceae, ao qual apresentaram importantes contribuições tanto para o grupo de organismos relacionados aos altos valores de salinidade (35,71% de contribuição) como aos menores valores de salinidade (40% de contribuição). A espécie *C. vulgaris* foi a maior representante das Chlorophyceae nos reservatórios e apresentou um dos maiores valores de bioindicação (85,93), porém foi apontada como uma indicadora negativa do gradiente, diferentemente do observado por Sun et al., (2022), ao qual a considerou uma espécie hipersalina.

Visto a presença do grupo de cianobactérias nos indicadores positivos (equiparado Bacillariophyta (diatomáceas)) e sua maior contribuição nas indicadoras negativas (segunda posição), além da ausência de significância das características funcionais associadas a este grupo (morfologia filamentosa e presença de heterócitos), os resultados não corroboraram com a nossa terceira hipótese, ao qual retrata que a salinidade favorece a presença do grupo de

cianobactérias produtoras de heterocistos. A representação das Chlorophyceae e Bacillariophyta demonstra limites de adaptação a salinidade que os auxilia na sobrevivência sob níveis de corpos hídricos altamente salinos (LI et al., 2021).

É conhecido que os íons de cálcio, potássio e magnésio podem atuar de forma antagonista ou sinérgica na permeabilidade das células, concentrações excessivas de K podem tornar os organismos tolerantes a concentrações altas de Ca e Mg (MCCOMBIE, 1953). Ou seja, o tipo de membrana celular pode permitir o rápido aumento ou diminuição do volume, e evitar a quebra e a apoptose das células (YAO et al., 2016). A presença das diatomáceas como segundo grupo de espécies indicadoras positivas, e a associação positiva da parede silicificada (pertencente a este grupo) a altos valores do gradiente de salinidade (Figura 5), demonstra a vantagem desta parede para cenários onde a proporção dos íons modifica a permeabilidade das células. Além disso, níveis adequados de salinidade podem propiciar a absorção da sílica, composto presente na parede silicificada (DIEGO et al., 2015). Observação contrária pode ser relacionada a parede rígida (Figura 5) (não silicificada), visto que apresentou associação negativa ao gradiente, indicando a dificuldade mecânica desta parede a cenários hipertônico e hipotônico.

É importante destacar que existem variados trade-off entre as características morfológicas e a fisiologia do fitoplâncton (LITCHMAN e KLAUSMEIER, 2008), além da abrangência da variedade de classes de tamanho (como dimensões lineares e volume) dentro desta comunidade (RYABOV et al., 2021). O tamanho da célula influencia na composição, refletindo sua importância como condutor de respostas funcionais e numéricas (HILLEBRAND et al., 2022). A associação negativa (z-) do volume e o tipo de vida colonial com altos valores do gradiente de salinidade demonstra o papel central do tamanho e da forma da célula dos táxons como parte integrante da diversidade do fitoplâncton (Figura 5).

Tendo em vista que o gradiente de salinidade obteve efeitos negativos para diversidade taxonômica e funcional, e que em cenários de maior diversidade de espécies, normalmente está relacionada a alta variabilidade de formas celulares com tamanhos intermediários, enquanto essa diversidade de formas diminuiu quando ocorre a prevalência de formas esféricas dominantes com volumes menores (HILLEBRAND et al., 2022). Os resultados demonstraram

que o gradiente de salinidade diminuiu a diversidade de espécies, substituindo as espécies colônias, filamentosas maiores por células únicas e de tamanhos menores. Uma justificativa pode ser a capacidade que o aumento do estresse osmótico tem de limitar a altura da célula e o alongamento antes de cada divisão celular (HILDEBRAND et al., 2006). Essas alterações podem estar associadas à substituição de espécies k para r estrategistas, as quais apresentam células menores (AL-SAID et al., 2017) que lhes conferem capacidade de se recuperar após perturbação por meio das altas taxas de crescimento que propicia maior resiliência (LANGE et al., 2016). Tal resultado foi observado por Dashkova (2022) diante de estressores, onde ocorreu a redução do tamanho da célula com mudanças das colônias de *Microcystis* para células unicelulares e colônias menores de *Micractinium*.

Mesmo que o envelope mucilaginoso apresente capacidade de retardar o estresse osmótico (REYNOLDS, 2007; WANG et al., 2011; KEHR e DITTAMANN, 2015) e propiciar uma barreira física contra a difusão do sal (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2001), nossos resultados apontaram que a mucilagem foi uma indicadora negativa do gradiente de salinidade.

Por consequência, o aumento da salinização de reservatórios de água doce pode simbolizar desafios para a estrutura da comunidade aquática, afetando seus parâmetros taxonômicos e funcionais, ao qual pode expressar alterações de uma comunidade complexa composta por uma variedade de formas e características do fitoplâncton, por uma comunidade simples de espécies tolerantes aos sais.

5 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que o gradiente de salinidade obteve efeitos negativos para a estrutura taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica em reservatórios do semiárido brasileiro, porém com maior importância para a diversidade funcional. Tal preditor atuou na diminuição da maioria dos índices responsáveis por medir a diversidade taxonômica e funcional, tendo maior contribuição das espécies do grupo Chlorophyceae. Além disso, com base nas características funcionais consideradas indicadoras positivas e negativas diante do gradiente de salinidade, foi observado que o

gradiente seleciona espécies de tamanhos menores com parede silicificada em detrimento das colônias, filamentosas de tamanhos volumoso e com parede rígida (não silicificada). Estes resultados evidencia a necessidade de considerar o problema da salinização dos corpos d'água destinados ao abastecimento público, visto que esse processo pode alterar os organismos bases na cadeia alimentar aquática, e por consequência promover mudanças nos níveis tróficos superiores e dos serviços ecossistêmicos providos.

REFERÊNCIA

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2021) Volume dos açudes. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>. Acesso em: dez. de 2022.

AGUIRRE, Luis Ever et al. Diatom frustules protect DNA from ultraviolet light. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-6, 2018.

AL-SAID, Turki et al. Salinity-driven decadal changes in phytoplankton community in the NW Arabian Gulf of Kuwait. **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 6, p. 1-17, 2017.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMORIM, Cihelio Alves; MOURA, Ariadne do Nascimento. Habitat templates of phytoplankton functional groups in tropical reservoirs as a tool to understand environmental changes. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 5, p. 1095-1113, 2022.

APHA AWWA, W. P. C. F. Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition. **American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington, DC**, 1998.

AYADI, Habib et al. Structure of the phytoplankton communities in two lagoons of different salinity in the Sfax saltern (Tunisia). **Journal of plankton research**, v. 26, n. 6, p. 669-679, 2004.

BAKER, Matthew E.; KING, Ryan S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 25-37, 2010.

BARRINGTON, David S. Ecological and historical factors in fern biogeography. **Journal of Biogeography**, p. 275-279, 1993.

BEIER, Sara et al. Metatranscriptomic data reveal the effect of different community properties on multifunctional redundancy. **Molecular ecology**, v. 26, n. 24, p. 6813-6826, 2017.

BEKELE, Daniel et al. Modeling climate change impact on the Hydrology of Keleta watershed in the Awash River basin, Ethiopia. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 24, n. 1, p. 95-107, 2019.

BELMAKER, Jonathan; JETZ, Walter. Cross-scale variation in species richness–environment associations. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 3, p. 464-474, 2011.

BEUTEL, Marc W. et al. Limnological effects of anthropogenic desiccation of a large, saline lake, Walker Lake, Nevada. In: **Saline Lakes: Publications from the 7th International Conference on Salt Lakes, held in Death Valley National Park, California, USA, September 1999**. Springer Netherlands, 2001. p. 91-105.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria Do Carmo; DE OLIVEIRA, Mariana Cabral; BOLCH, Christopher JS. Genetic variability of Brazilian strains of the *Microcystis aeruginosa* complex (Cyanobacteria/Cyanophyceae) using the phycocyanin intergenic spacer and flanking regions (cpcBA). **Journal of Phycology**, p. 810-818, 2001.

BORICS, Gábor et al. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 1, p. 53-75, 2021.

BOTTA-DUKÁT, Zoltán. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of vegetation science**, v. 16, n. 5, p. 533-540, 2005.

BRASIL, Jandeson et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 770, n. 1, p. 145-164, 2016.

BRETT, Michael T. et al. Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 50, p. 21197-21201, 2009.

BRETT, S. J.; PERASSO, L.; WETHERBEE, R. Structure and development of the cryptomonad periplast: a review. **The Protistan Cell Surface**, v. 181, n. 1-4, p. 106-122, 1994.

BRUCET, Sandra et al. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: implications for effects of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 55, n. 4, p. 1697-1711, 2010.
BRUCET, Sandra et al. Species richness of crustacean zooplankton and trophic structure of brackish lagoons in contrasting climate zones: north temperate Denmark and Mediterranean Catalonia (Spain). **Ecography**, v. 32, n. 4, p. 692-702, 2009.

CAI, Yuanfeng; KONG, Fanxiang. Diversity and dynamics of picocyanobacteria and the bloom-forming cyanobacteria in a large shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China). **Journal of limnology**, v. 72, n. 3, 2013.

CAÑEDO-ARGÜELLES, Miguel; KEFFORD, Ben; SCHÄFER, Ralf. Salt in freshwaters: causes, effects and prospects-introduction to the theme issue. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 374, n. 1764, p. 20180002, 2019.

CAO, Xiaofeng et al. The threshold responses of phytoplankton community to nutrient gradient in a shallow eutrophic Chinese lake. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 258-267, 2016.

CARDINALE, Bradley J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012.

CARDOSO, Pedro et al. A new frontier in biodiversity inventory: a proposal for estimators of phylogenetic and functional diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 5, p. 452-461, 2014.

CARDOSO, Pedro et al. Integrating landscape disturbance and indicator species in conservation studies. **PloS one**, v. 8, n. 5, p. e63294, 2013.

CARRARA, Francesco et al. Complex interaction of dendritic connectivity and hierarchical patch size on biodiversity in river-like landscapes. **The American Naturalist**, v. 183, n. 1, p. 13-25, 2014.

CELEPLI, Narin et al. Meta-omic analyses of Baltic Sea cyanobacteria: diversity, community structure and salt acclimation. **Environmental microbiology**, v. 19, n. 2, p. 673-686, 2017.

CHAKRABORTY, Shaswati et al. Impactos do pH e da salinidade na composição da comunidade, crescimento e morfologia celular de três fitoplânctons de água doce. **Plant Science Today**, v. 8, n. 3, pág. 655-661-655-661, 2021.

CHELLAPPA, Naithirithi T. et al. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica**, v. 39, n. 4, p. 273-282, 2009.

CIRILO, José Almir. Public water resources policy for the semi-arid region. **estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 61-82, 2008.

CLARKSON, David T.; HANSON, John B. The mineral nutrition of higher plants. **Annual review of plant physiology**, v. 31, n. 1, p. 239-298, 1980.

CONY, Noelia Leonor; FERRER, Nora Cristina; CÁCERES, Eduardo Jorge. Dynamics of the phytoplankton community of an Argentine Pampean wetland in relation to water environmental variables. **Hidrobiológica**, v. 27, n. 1, p. 93-102, 2017.

CUPERTINO, Arthur et al. Phytoplankton assemblage composition as an environmental indicator in routine lentic monitoring: Taxonomic versus functional groups. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 522-532, 2019.

CUPERTINO, Arthur et al. Phytoplankton assemblage composition as an environmental indicator in routine lentic monitoring: Taxonomic versus functional groups. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 522-532, 2019.

DALY, Aisling J.; BAETENS, Jan M.; DE BAETS, Bernard. Ecological diversity: measuring the unmeasurable. **Mathematics**, v. 6, n. 7, p. 119, 2018.

DASHKOVA, Veronika et al. Changes in Phytoplankton Community Composition and Phytoplankton Cell Size in Response to Nitrogen Availability Depend on Temperature. **Microorganisms**, v. 10, n. 7, p. 1322, 2022.

DEINES, Andrew M. et al. A review of the global relationship among freshwater fish, autotrophic activity, and regional climate. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 25, n. 2, p. 323-336, 2015.

DEVICTOR, Vincent et al. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. **Ecology letters**, v. 13, n. 8, p. 1030-1040, 2010.
DIBIKE, Yonas B.; COULIBALY, Paulin. Hydrologic impact of climate change in the Saguenay watershed: comparison of downscaling methods and hydrologic models. **Journal of hydrology**, v. 307, n. 1-4, p. 145-163, 2005.

DIEGO, Frau et al. Controlling factors in planktonic communities over a salinity gradient in high-altitude lakes. In: **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**. EDP Sciences, 2015. p. 261-272.

DING, Ning et al. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 288-299, 2017.

DING, Ning et al. Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 288-299, 2017.

DUFRÊNE, Marc; LEGENDRE, Pierre. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

ENTREKIN, Sally A. et al. Multiple riparian–stream connections are predicted to change in response to salinization. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 374, n. 1764, p. 20180042, 2019.

FAZIO, Ana; O'FARRELL, Inés. Phytoplankton and water quality in a shallow lake: a response to secondary salinization (Argentina). **Wetlands**, v. 25, n. 3, p. 531-541, 2005.

FICK, Stephen E.; HIJMANS, Robert J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International journal of climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302-4315, 2017.

FIELD, Christopher B. et al. mudanças climáticas 2014: efeitos, adaptação e vulnerabilidade: contribuição do grupo de trabalho II para o quinto relatório de avaliação do painel intergovernamental sobre alterações climáticas. **IPCC**, 2014.

FILSTRUP, Christopher T. et al. Cyanobacteria dominance influences resource use efficiency and community turnover in phytoplankton and zooplankton communities. **Ecology Letters**, v. 17, n. 4, p. 464-474, 2014.

FIRMIANO, Kele R. et al. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 276-284, 2017.

FLÖDER, Sabine; HILLEBRAND, Helmut. Species traits and species diversity affect community stability in a multiple stressor framework. **Aquatic Biology**, v. 17, n. 3, p. 197-209, 2012.

FOURNIER, Isabelle B.; LOVEJOY, Connie; VINCENT, Warwick F. Changes in the community structure of under-ice and open-water microbiomes in urban lakes exposed to road salts. **Frontiers in microbiology**, v. 12, p. 660719, 2021.

FRANCISCO, Paulo Roberto Megna et al. Classificação climática de Köppen e Thornthwaite para o estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 4, p. 1006-1016, 2015.

GALAMBOS, David et al. Genome-resolved metagenomics and metatranscriptomics reveal niche differentiation in functionally redundant microbial communities at deep-sea hydrothermal vents. **Environmental microbiology**, v. 21, n. 11, p. 4395-4410, 2019.

GAO, Yang et al. Human activities aggravate nitrogen-deposition pollution to inland water over China. **National Science Review**, v. 7, n. 2, p. 430-440, 2020.
GORDON, Line J.; PETERSON, Garry D.; BENNETT, Elena M. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. **Trends in ecology & evolution**, v. 23, n. 4, p. 211-219, 2008.

GOZLAN, R. E. et al. Status, trends, and future dynamics of freshwater ecosystems in Europe and Central Asia. **Inland Waters**, v. 9, n. 1, p. 78-94, 2019.
GRACO-ROZA, Caio et al. Functional rather than taxonomic diversity reveals changes in the phytoplankton community of a large dammed river. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107048, 2021.

GUTIERREZ, María Florencia et al. Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. **Hydrobiologia**, v. 813, n. 1, p. 237-255, 2018.

HAMM, Christian E. et al. Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. **Nature**, v. 421, n. 6925, p. 841-843, 2003.

HAVENS, Karl E. Lake eutrophication and plankton food webs. **Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2**, p. 73-80, 2014.

HENSE, Inga; BECKMANN, Aike. The representation of cyanobacteria life cycle processes in aquatic ecosystem models. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 19, p. 2330-2338, 2010.

HERCZEG, A. L.; DOGRAMACI, S. S.; LEANEY, F. W. J. Origin of dissolved salts in a large, semi-arid groundwater system: Murray Basin, Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 52, n. 1, p. 41-52, 2001.

HILDEBRAND, Mark et al. Nanoscale control of silica morphology and three-dimensional structure during diatom cell wall formation. **Journal of Materials Research**, v. 21, n. 10, p. 2689-2698, 2006.

HILLEBRAND, Helmut et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of phycology**, v. 35, n. 2, p. 403-424, 1999.

HILLEBRAND, Helmut et al. Cell size as driver and sentinel of phytoplankton community structure and functioning. **Functional Ecology**, v. 36, n. 2, p. 276-293, 2022.

HINTZ, William D.; RELYEA, Rick A. A review of the species, community, and ecosystem impacts of road salt salinisation in fresh waters. **Freshwater biology**, v. 64, n. 6, p. 1081-1097, 2019.

HUANG, Jianping et al. Global semi-arid climate change over last 60 years. **Climate Dynamics**, v. 46, n. 3, p. 1131-1150, 2016.

HUISMAN, Jef et al. Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology**, v. 16, n. 8, p. 471-483, 2018.

ISABWE, Alain et al. Community assembly processes underlying phytoplankton and bacterioplankton across a hydrologic change in a human-impacted river. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 658-667, 2018.

JARZYNA, Marta A.; JETZ, Walter. A near half-century of temporal change in different facets of avian diversity. **Global Change Biology**, v. 23, n. 8, p. 2999-3011, 2017.

JEPPESEN, Erik 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.

JEPPESEN, Erik et al. Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. **Ecosystems**, v. 10, n. 1, p. 48-58, 2007.

JITTAWUTTIPOKA, Thichakorn et al. Multidisciplinary evidences that *Synechocystis* PCC6803 exopolysaccharides operate in cell sedimentation and protection against salt and metal stresses. **PloS one**, v. 8, n. 2, p. e55564, 2013.

KAUSHAL, Sujay S. et al. Freshwater salinization syndrome on a continental scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 4, p. E574-E583, 2018.

KAUSHAL, Sujay S. et al. Freshwater salinization syndrome: From emerging global problem to managing risks. **Biogeochemistry**, v. 154, p. 255-292, 2021.

KAUSHAL, Sujay S. et al. Novel 'chemical cocktails' in inland waters are a consequence of the freshwater salinization syndrome. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 374, n. 1764, p. 20180017, 2019.

KEHR, Jan-Christoph; DITTMANN, Elke. Biosynthesis and function of extracellular glycans in cyanobacteria. **Life**, v. 5, n. 1, p. 164-180, 2015.

KING, Ryan S.; BAKER, Matthew E. Use, misuse, and limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for natural resource management. In: **Application of threshold concepts in natural resource decision making**. Springer, New York, NY, 2014. p. 231-254.

KING, Ryan S.; RICHARDSON, Curtis J. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. **Environmental management**, v. 31, n. 6, p. 795-809, 2003.

KLAIS, Riina et al. Community assembly and drivers of phytoplankton functional structure. **Functional Ecology**, v. 31, n. 3, p. 760-767, 2017.

KOMÁREK, J. Chlorophyceae, chlorococcales. **Huber-Pestalozzi's Das Phytoplankton des Süsswassers, Die Binnengewasser XVI**, n. 7, p. 1-1044, 1983.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1. **Stuttgart: Fisher**, 1999.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota: 2. Teil/2nd Part: Oscillatoriales. Vol. 19. 2005.

KRAMMER, K. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. Subwasserflora von Mitteleuropa, v. 2, 1991.

KRAMMER, K. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae, v. 3, p. 576, 1991.

Krebs C.J. *Ecological methodology*. Third edition. London: Addison Wesley Longman; 2014.

KRUK, Carla et al. Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 10, p. 1681-1692, 2017.

LAKSHMI, E. et al. Time Series Analysis Of Primary Productivity Along The East Coast Of India Using Oceansat-2 Ocean Colour Monitor (OC2). **The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 40, n. 8, p. 1049, 2014.

LALIBERTÉ, Etienne; LEGENDRE, Pierre. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.

LANGE, Katharina; TOWNSEND, Colin Richard; MATTHAEI, Christoph David. A trait-based framework for stream algal communities. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 23-36, 2016.

LI, Lina; CHESSON, Peter. The effects of dynamical rates on species coexistence in a variable environment: the paradox of the plankton revisited. **The American Naturalist**, v. 188, n. 2, p. E46-E58, 2016.

LI, Zhaoxi et al. Phytoplankton community response to nutrients along lake salinity and altitude gradients on the Qinghai-Tibet Plateau. **Ecological Indicators**, v. 128, p. 107848, 2021.

LITCHMAN, Elena et al. Global biogeochemical impacts of phytoplankton: a trait-based perspective. **Journal of ecology**, v. 103, n. 6, p. 1384-1396, 2015.

LITCHMAN, Elena; KLAUSMEIER, Christopher A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, p. 615-639, 2008.

LIU, Haijiao et al. Phytoplankton communities and its controlling factors in summer and autumn in the southern Yellow Sea, China. **Acta Oceanologica Sinica**, v. 34, n. 2, p. 114-123, 2015.

LOUCA, Stilianos et al. Function and functional redundancy in microbial systems. **Nature ecology & evolution**, v. 2, n. 6, p. 936-943, 2018.

LOUCA, Stilianos et al. High taxonomic variability despite stable functional structure across microbial communities. **Nature ecology & evolution**, v. 1, n. 1, p. 1-12, 2016.

MAGURRAN, Anne E. Measuring biological diversity. **Current Biology**, v. 31, n. 19, p. R1174-R1177, 2021.

MARGALEF, Ramon. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica acta*, v. 1, n. 4, p. 493-509, 1978.

MARGALEF, Ramon; GUTIERREZ, Emilia. How to introduce connectance in the frame of an expression for diversity. **The American Naturalist**, v. 121, n. 5, p. 601-607, 1983.

MARKOVIC, Danijela et al. Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. **Global Change Biology**, v. 23, n. 9, p. 3567-3580, 2017.

MASSON-DELMOTTE, Valérie et al. Climate change 2021: the physical science basis. **Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**, v. 2, 2021.

MATSUMOTO, Kazuhiko et al. Seasonal variability of primary production and phytoplankton biomass in the western Pacific subarctic gyre: Control by light availability within the mixed layer. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 119, n. 9, p. 6523-6534, 2014.

MATSUYAMA SERISAWA, Kazuyo; SERISAWA, Yukihiro; TANAKA, Jiro. Growth, maturation and photosynthesis of the brackish water alga *Rhizoclonium* sp.(Cladophoraceae, Chlorophyta) in relation to salinity. **Phycological Research**, v. 52, n. 3, p. 204-210, 2004.

MCCLYMONT, Alexandra; ARNOTT, Shelley E.; RUSAK, James A. Interactive effects of increasing chloride concentration and warming on freshwater plankton communities. **Limnology and Oceanography Letters**, 2022.

MCCOMBIE, A. M. Factors influencing the growth of phytoplankton. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 10, n. 5, p. 253-282, 1953.

MCGILL, Brian J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.

MENDES, Camila Ferreira et al. The reduction in water volume favors filamentous cyanobacteria and heterocyst production in semiarid tropical reservoirs without the influence of the N: P ratio. **Science of The Total Environment**, v. 816, p. 151584, 2022.

MEZITI, Alexandra et al. Anthropogenic effects on bacterial diversity and function along a river-to-estuary gradient in Northwest Greece revealed by metagenomics. **Environmental Microbiology**, v. 18, n. 12, p. 4640-4652, 2016.

MOONEY, Thomas J. et al. Elevated magnesium concentrations altered freshwater assemblage structures in a mesocosm experiment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 10, p. 1973-1987, 2020.

NASELLI-FLORES, Luigi; BARONE, Rossella. Invited review-fight on plankton! Or, phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. **Cryptogamie, Algologie**, v. 32, n. 2, p. 157-204, 2011.

OREN, Aharon et al. Morphological, phylogenetic and physiological diversity of cyanobacteria in the hot springs of Zerka Ma. **BioRisk**, v. 3, p. 69-82, 2009.

PBMC, 2016: Mudanças Climáticas e Cidades. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [Ribeiro, S.K., Santos, A.S. (Eds.)]. PBMC, COPPE – UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 116p. ISBN: 978-85-285-0344-9.

PETCHEY, Owen L.; GASTON, Kevin J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PIELOU, Evelyn C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of theoretical biology**, v. 13, p. 131-144, 1966.

POMATI, Francesco et al. Interactions between intracellular Na⁺ levels and saxitoxin production in *Cylindrospermopsis raciborskii* T3. **Microbiology**, v. 150, n. 2, p. 455-461, 2004.

POPOVSKY, Jiri; PFIESTER, L. A. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 6: Dinophyceae (Dinoflagellida). **Book in German]. Spektrum Akademischer Verlag**, 1990.

PRESCOTT, Gerald Webber; VINYARD, W. C.; CROASDALE, Hannah. **A synopsis of North American desmids. P. 2, Desmidiaceae: Placodermae**. University of Nebraska Press, 1982.

PTACNIK, Robert et al. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 13, p. 5134-5138, 2008.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.Rproject.org/>.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater biology**, v. 14, n. 2, p. 111-142, 1984.

REYNOLDS, Colin S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, Colin S. Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. **Hydrobiologia**, v. 578, n. 1, p. 37-45, 2007.

RODRÍGUEZ DÍAZ, J. A. et al. Climate change impacts on irrigation water requirements in the Guadalquivir river basin in Spain. **Regional Environmental Change**, v. 7, n. 3, p. 149-159, 2007.

ROMANN, Julien et al. Wavelength and orientation dependent capture of light by diatom frustule nanostructures. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1-6, 2015.

RYABOV, Alexey et al. Shape matters: the relationship between cell geometry and diversity in phytoplankton. **Ecology Letters**, v. 24, n. 4, p. 847-861, 2021.

SAFI, Kamran et al. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1577, p. 2536-2544, 2011.

SAKADEVAN, Karuppan; NGUYEN, Minh-Long. Extent, impact, and response to soil and water salinity in arid and semiarid regions. **Advances in agronomy**, v. 109, p. 55-74, 2010.

SCHLEUNING, Matthias et al. Ecological, historical and evolutionary determinants of modularity in weighted seed-dispersal networks. **Ecology letters**, v. 17, n. 4, p. 454-463, 2014.

SHANNON, Claude Elwood. A mathematical theory of communication. **The Bell system technical journal**, v. 27, n. 3, p. 379-423, 1948.

SIMPSON, Edward H. Measurement of diversity. **nature**, v. 163, n. 4148, p. 688-688, 1949.

STEFFEN, Will et al. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 842-867, 2011.

SUGIMOTO, Ryo et al. Phytoplankton primary productivity around submarine groundwater discharge in nearshore coasts. **Marine Ecology Progress Series**, v. 563, p. 25-33, 2017.

SUN, Xuewei et al. Phytoplankton Community Response to Environmental Factors along a Salinity Gradient in a Seagoing River, Tianjin, China. **Microorganisms**, v. 11, n. 1, p. 75, 2022.

SUN, Yuxuan et al. Iron availability is a key factor for freshwater cyanobacterial survival against saline stress. **Environmental Research**, v. 194, p. 110592, 2021.

THESSSEN, Anne E. et al. Effect of salinity on Pseudo-Nitzschia species (bacillariophyceae) growth and distribution 1. **Journal of Phycology**, v. 41, n. 1, p. 21-29, 2005.

TONK, Linda et al. Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Aquatic microbial ecology**, v. 46, n. 2, p. 117-123, 2007.

TÖNNO, Ilmar et al. Algal diet of small-bodied crustacean zooplankton in a cyanobacteria-dominated eutrophic lake. **PloS one**, v. 11, n. 4, p. e0154526, 2016.

TOWNSEND, Colin R.; HILDREW, Alan G. Species traits in relation to a habitat template for river systems. **Freshwater biology**, v. 31, n. 3, p. 265-275, 1994.

UTERMÖHL, Hans. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

VALDERRAMA, Jorge C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

VAN DER LINDEN, Pieter et al. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 187, p. 62-73, 2017.

VANDERMEER, John et al. Global change and multi-species agroecosystems: concepts and issues. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 67, n. 1, p. 1-22, 1998.

VILLÉGER, Sébastien; MASON, Norman WH; MOUILLOT, David. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

VIOLLE, Cyrille et al. Let the concept of trait be functional!. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

VIOLLE, Cyrille et al. The emergence and promise of functional biogeography. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 38, p. 13690-13696, 2014.

VÖRÖSMARTY, Charles J. et al. Global threats to human water security and river biodiversity. **nature**, v. 467, n. 7315, p. 555-561, 2010.

WANG, Jianjun et al. Phylogenetic beta diversity in bacterial assemblages across ecosystems: deterministic versus stochastic processes. **The ISME journal**, v. 7, n. 7, p. 1310-1321, 2013.

WANG, Juanle et al. Spatial and temporal variations of chlorophyll-a concentration from 2009 to 2012 in Poyang Lake, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 8, p. 4063-4075, 2015.

WANG, Yu-Wen et al. Effects of calcium levels on colonial aggregation and buoyancy of *Microcystis aeruginosa*. **Current Microbiology**, v. 62, p. 679-683, 2011.

WIENS, John J.; GRAHAM, Catherine H. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, p. 519-539, 2005.

WILLIAMS, W. D. Anthropogenic salinisation of inland waters. In: **Saline Lakes: Publications from the 7th International Conference on Salt Lakes, held in Death Valley National Park, California, USA, September 1999**. Springer Netherlands, 2001. p. 329-337.

WILLIAMS, W. D. Anthropogenic salinisation of inland waters. In: **Saline lakes**. Springer, Dordrecht, 2001. p. 329-337.

WILLIAMS, W. D.; SHERWOOD, J. E. Definition and measurement of salinity in salt lakes. **International Journal of Salt Lake Research**, v. 3, n. 1, p. 53-63, 1994.

WOLF, Federica I.; CITTADINI, Achille. Chemistry and biochemistry of magnesium. **Molecular aspects of medicine**, v. 24, n. 1-3, p. 3-9, 2003.

WOLTERS, Volkmar et al. Effects of Global Changes on Above-and Belowground Biodiversity in Terrestrial Ecosystems: Implications for Ecosystem Functioning: We identify the basic types of interaction between vascular plants and soil biota; describe the sensitivity of each type to changes in species composition; and, within this framework, evaluate the potential consequences of global change drivers on ecosystem processes. **Bioscience**, v. 50, n. 12, p. 1089-1098, 2000.

WOODWARD, Guy; PERKINS, Daniel M.; BROWN, Lee E. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1549, p. 2093-2106, 2010.

WU, Zhaoshi et al. Spatial distribution of chlorophyll a and its relationship with the environment during summer in Lake Poyang: a Yangtze-connected lake. **Hydrobiologia**, v. 732, n. 1, p. 61-70, 2014.

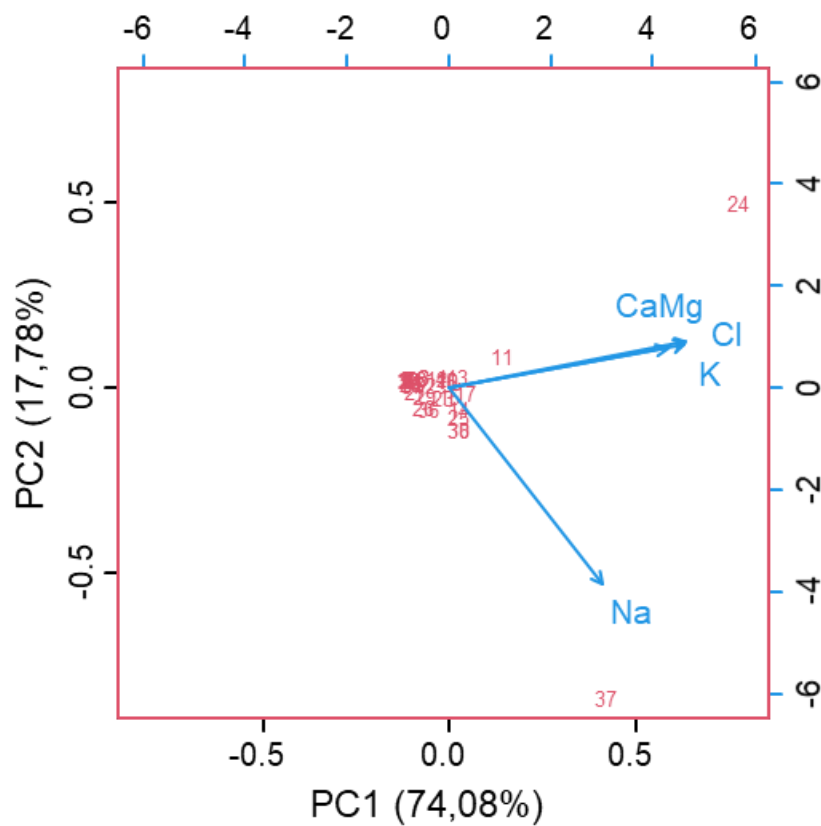
YANO, Tomohisa; AYDIN, Mehmet; HARAGUCHI, Tomokazu. Impact of climate change on irrigation demand and crop growth in a Mediterranean environment of Turkey. **Sensors**, v. 7, n. 10, p. 2297-2315, 2007.

YAO, Shuo et al. Neutral lipid production in *Dunaliella salina* during osmotic stress and adaptation. **Journal of Applied Phycology**, v. 28, p. 2167-2175, 2016.

ZHONG, Zhi-Ping et al. Prokaryotic community structure driven by salinity and ionic concentrations in plateau lakes of the Tibetan Plateau. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 82, n. 6, p. 1846-1858, 2016.

APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice 1. Pca com os sais selecionados para o gradiente de salinidade: K=Potássio, Cl= Cloreto, Na = Sódio, CaMg = Cálcio de Magnésio e K = Potássio.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.

Apêndice 2. Valores médios dos íons aplicados na elaboração do gradiente de salinidade

Reservatórios	K	Na	CaMg	Cl
Camará				
<i>Estação chuvosa</i>	0,04	0,16	1,28	0,83
<i>Estação seca 1</i>	2,26	12,68	3,33	4,66
<i>Estação seca 2</i>	0,29	3,91	2,55	5,10
Chupadouro II				
<i>Estação chuvosa</i>	1,09	6,64	2,63	3,83
<i>Estação seca 1</i>	1,91	8,75	2,23	2,50
<i>Estação seca 2</i>	0,26	2,24	1,20	Na
Sindô Ribeiro				
<i>Estação chuvosa</i>	0,87	2,24	1,98	1,66
<i>Estação seca 1</i>	1,74	5,89	6,10	9,83
<i>Estação seca 2</i>	0,34	5,88	5,67	19,70
Lagoa do Remígio				
<i>Estação chuvosa</i>	1,30	4,76	7,10	19,66
<i>Estação seca 1</i>	1,95	10,59	13,08	30
<i>Estação seca 2</i>	1,20	16,52	12,93	39,70
Saulo Maia				
<i>Estação chuvosa</i>	0,02	0,15	1,8	0,66
<i>Estação seca 1</i>	0,46	1,51	1,15	2,83
<i>Estação seca 2</i>	0,23	2,10	1,88	2,3
Pitombeira				
<i>Estação chuvosa</i>	0,83	2,19	1,61	2,16
<i>Estação seca 1</i>	0,05	0,18	0,81	1
<i>Estação seca 2</i>	0,15	0,65	0,58	0,5
Sumé				
<i>Estação chuvosa</i>	0,04	0,19	2,61	0,5
<i>Estação seca 1</i>	0,17	1,52	2,06	1
<i>Estação seca 2</i>	0,32	2,14	3,25	2,2
Camalaú				
<i>Estação chuvosa</i>	0,05	0,20	1,86	1,16
<i>Estação seca 1</i>	0,17	1,04	1,61	4
<i>Estação seca 2</i>	0,19	1,07	2,20	1,30
Poções				
<i>Estação chuvosa</i>	1,70	6,08	7,08	11,5
<i>Estação seca 1</i>	1,33	8,40	6,01	11,16

Gavião	<i>Estação seca 2</i>	0,12	0,70	1,55	1,00
	<i>Estação chuvosa</i>	1,70	6,08	7,08	11,5
	<i>Estação seca 1</i>	1,33	8,40	6,01	11,16
	<i>Estação seca 2</i>	0,33	8,89	5,6	22,2
Milhã	<i>Estação chuvosa</i>	1,81	9,11	126,50	40
	<i>Estação seca 1</i>	5,35	15,09	321,60	331,50
	<i>Estação seca 2</i>	2,11	83,47	132,13	117,20
Algodão	<i>Estação chuvosa</i>	1,26	4,28	5,68	9,66
	<i>Estação seca 1</i>	1,85	13,68	8,16	14
	<i>Estação seca 2</i>	NA	NA	NA	NA
José Rodrigues	<i>Estação chuvosa</i>	1,72	6,79	13,16	30,33
	<i>Estação seca 1</i>	0,15	7,66	8,71	15,83
	<i>Estação seca 2</i>	0,55	16,42	27,73	54,7

Fonte: Elaborada pelo autor, 2023.