

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
Campus UFRJ – Macaé Professor Aloísio Teixeira
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON E PROCESSOS ECOSISTÊMICOS
DE AMBIENTES AQUÁTICOS TROPICAIS**

THIAGO MARTINS DE SOUSA

2020



DIVERSIDADE FUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON E PROCESSOS ECOSISTÊMICOS DE AMBIENTES AQUÁTICOS TROPICAIS

THIAGO MARTINS DE SOUSA

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de
Pós – graduação em Ciências Ambientais e
Conservação, da Universidade Federal do Rio de
Janeiro, como parte dos requisitos necessários à
obtenção do título de Doutor em Ciências
Ambientais e Conservação.

Orientador:
Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves
Coorientador:
Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Macaé – RJ
Novembro / 2020

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON E PROCESSOS ECOSISTÊMICOS
DE AMBIENTES AQUÁTICOS TROPICAIS**

THIAGO MARTINS DE SOUSA

Orientadores:

Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Coorientador: Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós – graduação em Ciências Ambientais e Conservação da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

Presidente, Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves (UFRJ)

Profa. Dra. Janaína Andrade dos Santos (UECE)

Prof. Dr. Maurício Molisani Mussi (UFRJ)

Prof. Dr. Rodrigo Martins Lemes (UFRJ)

Profa. Dra. Simone Jaqueline Cardoso (UFJF)

Macaé - RJ
Novembro / 2020

Ficha Catalográfica

Sousa, Thiago Martins

Diversidade Funcional do Fitoplâncton e Processos Ecológicos de Ambientes Aquáticos Tropicais / Thiago Martins de Sousa. – Macaé – RJ: UFRJ / NUPEM, 2020.

xi, 126f.: il.,31cm

Orientador: Francisco de Assis Esteves

Coorientador: Reinaldo Luiz Bozelli

Tese (doutorado) – UFRJ / Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade / Programa de Pós – Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2020.

Referências Bibliográficas: f.: 86 – 101pag.

1. Fitoplâncton. 2. Produtividade. 3. Eficiência do Uso de Recurso.

4. Cianobactérias. 5. Serviços Ecológicos. 6. Educação

I. Esteves, Francisco de Assis Esteves. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. III. Título.

Para aqueles que muito me ajudaram a construir essa Tese:...

DEUS

Meus Pais & Minha Família

Chico Esteves Reinaldo

Rayanne

Roberto Elder

Valéria

Helena

Ana Petry

Clarice

Marcos Paulo

Maycon

Vanessa

Laísa

Aos meus grandes Amigos da vida

Ao povo Brasileiro!

Dedico!!!

Agradecimentos

Aprecie com lucidez, solidez e muito gostar cada etapa de uma escrita. Escrever é trabalhoso. Escrever é trabalho. Mas ao mesmo tempo é arte, dedicação e amor. Em cada linha escrita há um tanto de você, daquele que já foi..daquela que é...e daquele que virá. Há também um tanto de tantas outras pessoas.

“Folhas caem, ciclos se fecham, capítulos se encerram. Despeça-se do ciclo que se encerra com gratidão por tudo que ele ensinou, abra os braços e o coração para o novo, receba com alegria, esperança e fé, o que vem por aí. A cada manhã, cada semana, mês ou ano que se inicia, a vida nos oferece a oportunidade de escrever um capítulo novo, com as cores, sabores, e personagens que escolhermos. Então, escreva uma história que inspire. Escreva uma história que te excite, te motive, e que te faça sentir orgulho de todo o caminho trilhado, para chegar até aqui”. W.L

A escolha de fazer um Doutorado carrega em si uma série de aprendizados, flores e espinhos. Durante quatro anos: Aprendi em como lidar com a solidão. Aprendi a aprender tantas coisas novas ao mesmo tempo. Aprendi que devo ser além de cientista da própria ciência, um cientista político e social. Aprendi que você pode muito e pode nada. Aprendi a ser mais ponderado.

Ao longo desse percurso repleto de aprendizados, muitos sentimentos foram vivenciados. Nos últimos quatro anos eu: sorri, chorei, senti raiva, senti desprezo, fui ouvido, fui atendido, fui desprezado, fui amado, fui para campo, experimentei, ministrei aulas, analisei, contei e medi centenas de amostras de fitoplâncton, fiz network, fui para congressos, orientei, viajei, conheci lugares e pessoas incríveis. Quis ir embora para um lugar que de fato não sabia onde era. Achei que jamais aprenderia determinadas análises. Achei que jamais terminaria de escrever. Me senti chateado, entediado, alegre, satisfeito, realizado e feliz. A academia no meu ponto de vista, é um lugar onde sonhos podem ser conquistados, onde se degusta de muitos privilégios, um mundo de oportunidades e aprendizados. Por outro lado, pode ser uma máquina esmagadora da auto – estima e da saúde mental. Você, enquanto acadêmico tem que ser forte para lidar e suportar com isso. É uma dualidade o tempo inteiro. A academia deve ser mais empática, humanizada, solidária e menos competitiva, independe da área.

Com o coração, alma e espírito cheio de **GRATIDÃO** é chegado o momento de agradecer, de dizer muito mais do que obrigado. Ser grato para mim neste contexto é: dizer o quanto inúmeras pessoas foram e continuam sendo importantes nesta trajetória. Ser grato para mim é um hábito cotidiano. Agradeça

sempre! Neste percurso chamado doutorado tive a honra e o prazer de vivenciar, dividir, aprender, ensinar, escrever, analisar, somar, multiplicar, sorrir, ir para campo, discutir, analisar, experimentar, dançar, beber, viajar, congressar, cantar, dentre tantas outras coisas com pessoas incríveis, que são parte da minha história de vida. São vocês:

Gratidão, primeiramente à Deus e a própria vida. Sim, independente de uma religião específica, cultive a espiritualidade, somos corpo, mente e espírito. Deus para mim é luz, expressa em tantas formas de ser. Deus é o Universo. É o mar que tanto agradeço pela vibração de positividade que ele me passa. Sou grato ao mar de Macaé, em especial as praias (Campista, Cavaleiros e Pecado) pelas caminhadas aos fins de tardes. Pelas pedaladas ao amanhecer e aos domingos. Pelos fins de tardes de meditação que vocês me proporcionam. Gratidão aos inúmeros ambientes amazônicos e costeiros, com suas belezas encantadoras e singulares escupida de maneira deslumbrante aos olhos de quem ver! Gratidão ao dom da VIDA em todas as suas formas, cores e multiplicidades! DEUS é VIDA!

Gratidão ao hábito da Meditação, que eleva meu espírito e transcende a conexão que temos entre corpo, mente e ao nosso mundo exterior. Gratidão aos vinhos, em especial as uvas malbec e sangiovese as minhas preferidas. Sim, também sou apaixonado por vinhos e estudo um pouco sobre eles. Cada garrafa de vinho carrega em si uma história e ao abrir-lá para compartilhar com você mesmo e/ou com outras pessoas, surge uma outra história. No final da garrafa aberta e devidamente apreciada e bebida, nasce uma terceira história. Vinho é alimento para o coração, mente e espírito! Vinho é jovialidade, vigor, plenitude e resiliência.

Gratidão microalgas, sou apaixonado por vocês. Nossa história começou a 11 anos atrás, nas águas do Rio Jaguaribe do meu querido Ceará e permanece até hoje. Cada amostra nova quando abro, tenho a sensação de curiosidade e entusiasmo como se fosse a primeira vez: O que tem aí? O que mais vai ter aí?! Aquele fisgo no coração e na mente. Gratidão por ainda e desde de sempre aquecer meu coração. Cada vez que vou ao microscópio e vejo as suas belezas, as suas cores, suas multiplicidades, vejo uma expressão viva da criação divina. Vocês me encantam, me fascinam. Em especial, as desmídias vocês são reluzentes!

Gratidão a dois seres humanos incríveis, dois homens fantásticos e dois cientistas esplêndidos. Com um aprendi a ser cientista político e social, com o outro eu aprendi a ser cientista da ciência. Com um eu aprendi a pressa, com o outro aprendi a

calmaria. Com um aprendi a ser visionário, com o outro aprendi a ser ponderado. Com um aprendi a ser valente e ter a braveza de um bom cientista, com o outro aprendi a ser manso e ter a simplicidade de um bom cientista. Com um aprendi o quanto é prazeroso e perspicaz fazer ciência, com o outro aprendi o quão belo é ser cientista. Com um aprendi a força de jamais desistir, com o outro aprendi a sensatez de permanecer. Com ambos aprendi e contínuo aprendo a ser cientista da VIDA. São vocês meus estimados e queridos Orientadores: Chico Esteves e Reinaldo Bozelli. Reinaldo Bozelli e Chico Esteves. Gratidão por tanto e por tudo!!

Gratidão a uma mulher fantástica, uma cientista brilhante, prática e funcional. Uma Amiga que a vida me deu de presente! Aquela com quem já vivi e continuaremos vivendo, partilhando e vislumbrando o mundo da ciência. Gratidão por me ensinar tanto, por ter me apresentado a diversidade funcional. Gratidão por me ensinar como sermos amigos e cientistas ao mesmo tempo. Gratidão pelo companheirismo de sempre. Você tem valor imensurável em meu coração e na minha vida. Simplesmente e muito além: Adoro vc! Muita Gratidão por tudo. É você: Rayanne!

Gratidão a um outro cientista, que aprendi aos tantos e tantos ver a divindade e a inocência que um bom cientista deve ter. Você foi um daqueles cientistas que tornou-se um Amigo que tenho na Ciência. Aprendi com você a ser mais tolerante, mais pensante e mais desbravante. Ao mesmo tempo, aprendi com você o quão nós cientistas podemos dividir momentos de maneira simples, com sinceridade, amizade e companheirismo. É você: Elder!

Agradeço a tod@s @s professor@s, técnic@s e companheir@s do laboratório de Ecologia Aquática / Limnologia por todo o aprendizado, suporte científico, técnico, analítico, cafés, almoços e confraternizações. Em especial: Marcos Paulo, Vínicius Farjalla, Bruno, Aline, Izabela, Rosilana, Cláudio, Mário, João Marcelo, Silvina, RodrigoS, Kayza, MarianaS, LarissaS, Lorena, Alejandra, Théo, Thaís, Rayanne, Elder, Clarice, Iollanda, Anderson (Flash), Anderson Vargas, Tamara, Joseph, Marisa, Carlos, Sorana, Rodolfo, Alexia e Amanda.

Um agradecimento muito especial as professoras e @s cientistas: Valéria Fernandes, Ana Petry, Helena Freitas, Rayanne Setubal, Elder Sodré, Clarice Casa Nova e Roberto Farias, que generosamente partilharam e contribuíram com dados, análises, interpretações, mapas, leituras, sugestões e correções dos capítulos que formam essa tese. Essa tese também é de vocês!

Agradeço ao Instituto de Botânica / SP em especial a Profa. Dra. Célia Santa'Anna e toda sua equipe, por sempre me acolherem em cursos, ajudas nas identificações e confirmações das microalgas, em especial as cianobactérias e todo aprimoramento na área ficológica.

Agradeço a todo o corpo docente, técnico e aos colegas do PPGCIAC, pelos anos de convivências, aprendizados e troca de experiências.

Agradeço ao Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade / NUPEM. Por me proporcionar um ambiente científico instigante e ao mesmo tempo familiar, acolhedor com muitos encantos e carinho por cada pessoa que o compõe: Professores, técnicos, seguranças, auxiliares de limpeza, motoristas, jardineiros, alunos e ao próprio corpo social ao redor do NUPEM. Um lugar de vivência e aprendizados para uma vida inteira. Fazer o doutorado no NUPEM para mim foi: vislumbrar e eternizar o ser humano e o cientista que há em mim. Um lugar que reúne com muita maestria: conhecimento, ciência, simplicidade e acolhimento.

Agradeço aos professores e doutores da pré – banca e da banca: Dr. Anderson Gripp, Profa. Dra. Janaína Andrade dos Santos, Prof. Dr. Maurício Molisani Mussi, Prof. Dr. Rodrigo Lemes Martins, Profa. Dra. Valéria de Oliveira Fernandes, Prof. Dr. Fábio Rúbio Scarano, Prof. Dr. Jayme Magalhães Santangelo, Prof. Dra. Simone Jaqueline Cardoso, pelas leituras, revisões, sugestões, por aceitarem participar e contribuir para a finalização desta tese.

Agradeço a Profa. Laísa e a Vanessa Campos por terem aceitado compartilhar comigo a empreitada de fazer da Educação, um exemplo de Serviço Ecosistêmico Cultural. Este trabalho, foi um grande marco para a minha vida pessoal e profissional. Foi na sala de aula do ensino médio de uma escola pública, cercado de diferentes realidades contrastantes que tive a oportunidade de vivenciar na prática, a importância do meu papel enquanto cidadão, cientista e professor. A cada aula ministrada, surgia grandes reflexões naqueles finais vespertinos de sexta – feira. Foi uma jornada a parte e quero continuar. Acredito que só na educação podemos tornar nossa sociedade melhor. A Educação e a ciência tem o poder de transformar vidas, formentar sonhos, traçar metas e concretizar objetivos.

Agradeço ao colégio Jornalista Álvaro Bastos, ao corpo docente, alunos, servidores e em especial ao Prof. Maycon Granados, por terem me aceitado e acolhido com tanta maestria. O trabalho só foi possível de acontecer pela prontidão de vocês.

Gratidão por terem me recebido de braços abertos e aceitado participar dessa empreitada. Foi Encantador!

Agradeço a Profa. Dra. Sandra Azevedo, pela acolhida em seu laboratório, pelas ideias, sugestões e todo o material compartilhado para a culminação deste trabalho.

Agradeço a Plataforma Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos - IPBES. Em especial, agradeço ao Prof. Carlos Joly e Maíra. Foi uma experiência enriquecedora, culminando com tudo o que penso sobre ser cientista e fazer ciência para as pessoas. Obrigado por me fazer sentir concreto no mundo da ciência para e com a sociedade.

Agradeço a Profa. Helena que me recebeu tão prontamente no Center for Functional Ecology for People & the Planet na Universidade de Coimbra. Um ser humano, professora e cientista magnífica. Além de supervisora, tornou-se uma excelente amiga, me proporcionando aprendizados para uma vida inteira. Junto a ela agradeço ao: Paco, Anne, Yasmin, Zara, Rhuska, Albert, Joana e Nádia. Vocês tornaram minha estadia simplesmente incrível. Gratidão Coimbra e a tod@s pela: amizade, acolhida, apoio, companherismo e conhecimentos compartilhados. Gratidão pelas filosofias de uma vida nos fins de tarde, regadas a vinho verde as margens do Rio Mondego. Gratidão por me fazer ver que a vida tem tantos caminhos muito além com a ciência! Foi Encantador, Prazeroso, Enriquecedor e Gratificante!

Agradeço a CAPES, CNPq, FAPERJ, Instituto Chico Mendes (ICMBio), IBAMA e VALE por todo o suporte logístico e financeiro para a concretização deste estudo.

Gratidão aos meus grandes AMIG@S da VIDA: A amizade é um dom. “Um amor que nunca morre” já dizia Mário Quintana. É luz, abraço, aconchego, carinho, risos, choro, conselhos, carnavais, festas, mesa de bar, churrascos, vinhos, brigas, acolhida e distração. Podemos estarmos juntos e não falarmos nada, ou simplesmente, podemos chegar e conversarmos sobre qualquer assunto por horas e horas. Vocês são peças raras na minha jornada de vida: Cristiano, Roberto (Gaúcho), João (John), Rayanne (Ray), Monalisa (Mona), Daniele (Dany), Lisianne (Lissi), Reuben, Kamila (Kamilinha), Jaira, Etelvina (Etel), Pedro, Gregory (Greg), Antonnella (Ton), Alejandra (Alê), Larissa (Lari), Raquel, Ana e Uilliane (Lili)! Somos Sinergia! Adoro cada um (a) de vcs com tudo o que há em cada um (a)!

Agradeço a tod@s aqueles amig@s e pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram e/ou vivenciaram, compartilharam de algum/alguns momentos durante essa trajetória.

“A Educação é o melhor e maior tesouro que podemos lhe deixar filho, vai que estaremos sempre aqui” ouvi isso dos Meus Pais – Um Porto: Vocês são o maior exemplo de vida, fonte de inspiração, entusiasmo, valores, princípios, ética, simplicidade e amor. É de Vocês! É para Vocês! É por vocês! Meus Amores: Maria José e José Joaquim! Amo Vocês. Minha Irmã: Tamires e aos Meus Avós materno: Maura e José Martins e aos meus Tios: Graça, Francisco, Joselho e Josilene Martins, por todo o apoio, carinho, acolhimento, afeto e companheirismo. Vocês / nós somos a melhor família que Eu poderia ter e tenho. Gratidão pela união e todo amor vivenciado ontem, hoje e sempre!! Gratidão por ser vocês! Por terem sempre me mostrado o caminho da educação, por me incentivarem a uma vida inteira a seguir no caminho do conhecimento e da ciência com integridade, ética, valor e respeito. Amo Vocês Minha Família!

Agradeço ao Povo Brasileiro. Vivemos em tempos que a Educação e a Ciência é ameaçada cotidianamente. Por isso, neste último parágrafo agradeço a sociedade brasileira. Por milhares de trabalhadores que contribuem, mesmo sem saber com o formento de ensino e pesquisa neste país, através dos pagamentos de inúmeros impostos. Finalizo me comprometendo a contribuir com a Educação Pública de qualidade neste País. Muito Obrigado e de mãos dadas seguiremos defendendo e apoiando a ciência e a educação pública deste país!

RESUMO
DIVERSIDADE FUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON E PROCESSOS ECOSISTÊMICOS
DE AMBIENTES AQUÁTICOS TROPICAIS

THIAGO MARTINS DE SOUSA

Orientadores:

Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Resumo da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós – graduação em Ciências Ambientais e Conservação, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

O valor da diversidade de espécies tem estado no foco das discussões sobre sustentabilidade do planeta, que enfrenta cada vez mais as consequências da ação humana nas mudanças climáticas, poluição, degradação de habitats e extinção de espécies. Diante deste cenário, estudos envolvendo a relação entre a diversidade e os processos ecossistêmicos tornam-se cruciais para uma real compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas e os serviços que eles provém à sociedade. O presente trabalho buscou avaliar por meio de diferentes abordagens o papel e a importância da diversidade funcional fitoplanctônica para a produtividade e eficiência de uso de recursos frente a mudanças ambientais, em sistemas aquáticos temporários e perenes localizados em duas regiões geográficas brasileiras. Em paralelo, utilizamos as cianobactérias de um ecossistema costeiro eutrofizado, como subsídio para metodologias ativas no processo de ensino – aprendizagem, dentro da perspectiva de serviço ecossistêmico. Em síntese, os resultados demonstraram o papel e a importância da diversidade funcional fitoplanctônica para os processos ecossistêmicos e conseqüentemente, para o funcionamento dos ecossistemas investigados. A diversidade funcional, foi determinante para a produtividade e eficiência de uso de recursos dos ecossistemas, principalmente por efeitos de complementariedade funcional e seleção de espécies. Além disso, a comunidade fitoplanctônica, especialmente as cianobactérias, foram uma ferramenta importante no processo de ensino – aprendizagem através das metodologias ativas aplicadas, contribuindo com a melhoria da qualidade do ensino - aprendizagem e provavelmente também do bem estar-humano.

Palavras – chave

Fitoplâncton, Produtividade Primária, Eficiência do Uso de Recursos, Cianobactérias, Serviços Ecossistêmicos.

Macaé - RJ

Novembro / 2020

ABSTRACT

PHYTOPLANKTON FUNCTIONAL DIVERSITY AND ECOSYSTEM PROCESSES IN TROPICAL AQUATIC ENVIRONMENTS

THIAGO MARTINS DE SOUSA

Orientadores:

Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves

Prof. Dr. Reinaldo Luiz Bozelli

Abstract da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós –
graduação em Ciências Ambientais e Conservação, da Universidade Federal do
Rio de Janeiro – UFR, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título
de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

The value of species diversity has been at the center of discussions about sustainability on the planet, which increasingly faces the consequences of human action on climate change, pollution, habitat degradation and species extinction. In view of this scenario, studies involving the relationship between diversity and ecosystem processes become crucial for a real understanding of the ecosystems functioning and the services they provide to society. The present work evaluated, through different approaches, the role and importance of phytoplankton functional diversity for the productivity and resource use efficiency in the face of environmental changes, in temporary and perennial aquatic systems located in two Brazilian geographic regions. In parallel, we use the cyanobacteria of an eutrophic coastal ecosystem, as a subsidy for active methodologies in the teaching - learning process, within the perspective of ecosystem service. In summary, the results demonstrated the role and importance of phytoplankton functional diversity for ecosystem processes and, consequently, for the functioning of the investigated ecosystems. Functional diversity was decisive for the productivity and efficiency of the use of ecosystem resources, mainly due to the effects of functional complementarity and species selection. In addition, the phytoplankton community, especially cyanobacteria, was an important tool in the teaching - learning process through active applied methodologies, contributing to the improvement of the quality of teaching - learning and probably also of human well - being.

Kew – words:

Phytoplankton, Primary Productivity, Resource Use Efficiency, Cyanobacteria,
Ecosystem Service.

Macaé - RJ

Novembro / 2020

Sumário

1.	Introdução Geral	16
2.	Capítulo I: O papel da diversidade funcional do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos tropicais de águas doces.....	23
3.	Capítulo II: Importância relativa da diversidade funcional do fitoplâncton para processos ecossistêmicos frente a mudanças ambientais.....	50
4.	Capítulo III: Percepção integrada dos discentes sobre o ensino da temática cianobactérias em uma escola pública de Macaé / RJ: Um exemplo de serviço ecossistêmico.....	74
5.	Discussão e Conclusão Geral	83
6.	Referências Bibliográficas	86
7.	Anexos	102

Apresentação

Este trabalho foi realizado na Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, junto ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação - PPGCIAC, sob a orientação dos Profs. Drs. Francisco de Assis Esteves e Reinaldo Luiz Bozelli. Em paralelo, com período de doutorado – sanduíche no Center of Functional Ecology da Universidade de Coimbra, sob a supervisão da Profa. Dra. Helena Freitas. O Projeto desta tese teve o suporte financeiro das seguintes agências de fomento à pesquisa e parcerias com os seguintes projetos: (i) *Programa de Estudos Limnológicos da Floresta Nacional (FLONA) de Carajás*, com suporte financeiro da VALE, (ii) *Programa Ecológico de Longa Duração – PELD (PIAP e RLaC) Sítio 5*, com suporte financeiro do CNPq e CAPES, (iii) *Efeitos de distúrbios ambientais sobre a diversidade funcional planctônica e processos ecossistêmicos* com suporte financeiro do CNPq através do edital Universal (CNPq 422024/2016 -3) e (iv) *Projeto Conectividade Hidrológica e Biodiversidade em Ecossistemas Costeiros: Testando Paradigmas de bactérias planctônicas a peixes* financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 501201/2009-2; 558270/2009-3) e Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa no Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ E-26/111.738/2012).

O presente estudo, foi delineado de forma a avaliar os efeitos da diversidade funcional fitoplancônica sobre processos ecossistêmicos em sistemas aquáticos temporários e perenes, localizados em duas regiões geográficas brasileiras (amazônica e costeira) abrangendo duas abordagens (empírica e experimental). Em paralelo utilizamos a comunidade fitoplancônica, especificamente, as cianobactérias como subsídio no âmbito educacional, dentro da perspectiva de serviços ecossistêmicos.

O presente documento além dos elementos gerais (introdução, discussão e conclusão geral) está disposto da seguinte forma: **Capítulo I:** O Papel da Diversidade Funcional do Fitoplâncton em Ecossistemas Aquáticos Tropicais de Águas Doces para submissão ao periódico *Hydrobiologia*. **Capítulo II:** Importância Relativa da Diversidade Funcional do Fitoplâncton para Processos Ecossistêmicos frente a Mudanças Ambientais submetido ao periódico *Freshwater Biology*. **Capítulo III:** Percepção integrada de discentes sobre a temática cianobactérias em uma escola pública de Macaé / RJ: um exemplo de serviço ecossistêmico cultural formatado e submetido ao periódico *Ensino de Biologia*.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1. Introdução Geral

A diversidade biológica ou biodiversidade pode ser definida como a variedade e abundância de espécies de uma determinada área de estudo, podendo ser compreendida através de dois componentes: riqueza de espécies e uniformidade das espécies (Magurran 2011; Calaça & Grelle 2016). Análises tradicionais que abordam a diversidade de comunidades têm focado em grandes grupos taxonômicos e enquanto outras análises abordam espécies individuais sem considerar as diferenças funcionais de cada organismo (Marquet et al. 2004). Por outro lado, a diversidade funcional não é somente uma dimensão da diversidade biológica; ela tem uma forte relação com o funcionamento e manutenção dos processos que regem as comunidades e ecossistemas, e por isso tem emergido como tema relevante para a ecologia (Cianciaruso et al. 2009).

A diversidade funcional pode ser definida como o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades e ecossistemas, sendo uma ferramenta útil para os estudos ecológicos (Tilman 2001; Petchey et al. 2004; Tilman 2012). Mensurar a diversidade funcional em um determinado ecossistema, significa medir a diversidade de traços funcionais que influenciam os processos da comunidade estudada, conectando a biodiversidade ao funcionamento dos ecossistemas (Cianciaruso et al. 2009; Nock et al. 2016). O funcionamento dos ecossistemas pode ser definido como o efeito conjunto de todos os processos (fluxos de energia e matéria) que sustentam um ecossistema no tempo e no espaço por meio de atividades biológicas (Naeem & Wright 2003; Reiss et al. 2009).

Traços funcionais são características morfológicas, fisiológicas e comportamentais medidas em nível de indivíduo, mas que influenciam o desempenho do organismo em relação ao ambiente e aos outros indivíduos (Diaz & Cabido 2001, Violle et al. 2007). Os traços funcionais, podem ser divididos em duas categorias: (i) traços de respostas que regulam as respostas das espécies frente às condições e mudanças ambientais, refletindo especialmente sua tolerância ambiental e flexibilidade ecológica e (ii) efeitos de traços funcionais, como aquisição de recursos e taxas de produção de biomassa, que influenciam a aptidão individual e os efeitos

dos organismos a fatores bióticos e abióticos, determinando a magnitude, taxas e direção dos processos e serviços ecossistêmicos (Naeem & Wright 2003; Violle et al.2007).

Processos ecossistêmicos, são mecanismos emergentes em nível dos ecossistemas, envolvendo interações de espécies dentro de sua cadeia alimentar e com o ambiente, envolvendo transformações de nutrientes e energia, formação de habitats e manutenção de populações (Gessner & Chauvet 2002; Smith et al. 2003). Processos ecossistêmicos como: produção primária (PP = síntese de material orgânico a partir de compostos inorgânicos como CO₂ e água, responsável por suportar o metabolismo dos ecossistemas), produção secundária (PS = definida como a quantidade de matéria incorporada pelos consumidores ao longo do tempo e do espaço, contribuindo para o fluxo de energia e transformação de matéria) e eficiência de uso de recurso (EUR = variação dos estoques de matéria ao longo do tempo e do espaço) são exemplos de processos que regem o funcionamento dos ecossistemas aquáticos mediados pela biodiversidade (Pacala & Kinzig 2002; Violle et al.2007; Lischied et al.2018).

A diversidade funcional é dividida em quatro componentes *a priori*: *riqueza funcional*, *divergência funcional*, *uniformidade funcional* e *dispersão funcional*. Esses componentes são características complementares que refletem o papel da diversidade funcional no funcionamento dos ecossistemas e na distribuição dos indivíduos no espaço funcional multidimensional (Mason et al.2005;Villéger et al.2008; Laliberté & Legendre 2010). De acordo com (Villéger et al.2008) espaço funcional multidimensional é definido por T eixos, onde cada eixo corresponde a um determinado traço funcional, assumindo que cada indivíduo de uma comunidade possui T traços funcionais. A *riqueza funcional* (FRic) é definida como a representação de quanto do espaço funcional é ocupado pelos indivíduos, levando em consideração a presença e ausência de traços funcionais (Mouchet et al. 2010). *Divergência funcional* (FDiv) é definida através da distância das altas abundâncias (biovolume) das espécies do centro do espaço funcional. Já a *uniformidade funcional* (FEve) corresponde a quão regularmente a abundância (biovolume) está distribuída no espaço funcional (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008). A *dispersão funcional* (FDis) é definida como a medida da distância média de cada espécie no espaço funcional em relação ao centróide de todas as outras espécies presentes na comunidade (Laliberte & Legendre 2010).

Pesquisas com uma abordagem funcional de comunidades vêm sendo realizadas por diversos pesquisadores em várias regiões do mundo (Cianciaruso et al. 2009). Entretanto, existem lacunas a respeito de como os efeitos dos diferentes traços funcionais de comunidades e dos fatores ambientais podem afetar os processos ecossistêmicos (Hooper et al. 2012; Tilman et al. 2012). Neste sentido, pesquisas voltadas para a análise funcional das comunidades

naturais representam uma nova geração de estudos em ecologia que podem servir como uma plataforma multidisciplinar para o entendimento de mecanismos que permeiam a funcionalidade dos ecossistemas (Ebeling et al. 2014). Em decorrência da preocupação com a crescente extinção de espécies nos diversos ecossistemas e seus impactos sobre os serviços ambientais, diversos estudos têm avaliado os efeitos da diversidade de espécies sobre o funcionamento dos ecossistemas (Dias et al. 2013; Ebeling et al. 2014; Filstrup et al. 2014). A diversidade funcional pode atuar como (i) indicador dos processos que regem a comunidade (ex. filtros ambientais e bióticos) e sua resposta às perturbações e gradientes ambientais e (ii) como indicador de funções dos ecossistemas (Petchey, Hector & Gaston 2004; Mouillot et al. 2007).

Estudos têm demonstrado que processos ecossistêmicos são diretamente relacionados com fatores bióticos, emergindo um consenso de que características funcionais de uma comunidade determinam os processos ecossistêmicos (Petchey et al. 2004; Hooper et al. 2012; Tilman et al. 2012; Dias et al. 2013; Setubal et al. 2020). Neste sentido, a diversidade planctônica é gerada e mantida por diversos mecanismos tais como: complementaridade, facilitação, competição, predação, seleção de espécies e variações abióticas nos ecossistemas aquáticos (Hillebrand & Blenckner 2002). As comunidades planctônicas formadas pelo fitoplâncton e o zooplâncton estão entre as mais importantes dos ecossistemas aquáticos lênticos, principalmente, no ambiente pelágico por serem atores fundamentais na produção primária global, na manutenção do fluxo de matéria e energia e como organismos indicadores de alterações naturais ou antrópicas nos ambientes aquáticos (Margalef 1983; Reynolds 2006; Kiorboe 2008). Entretanto, a maneira pela qual a composição e a diversidade dos traços funcionais das espécies atuam sobre os processos ecossistêmicos permanecem pouco entendidos nos ecossistemas aquáticos, principalmente lênticos (Weithoff 2003; Hooper et al. 2012; Dias et al. 2013).

Ecossistemas aquáticos lênticos são exemplos de importantes sistemas modelo no estudo de processos ecossistêmicos e da composição e diversidade funcional de espécies (Srivastava et al. 2004; De Meester et al. 2005; Dias et al. 2013). Estes ambientes possuem várias características importantes como, por exemplo, ampla distribuição espacial, diferentes níveis de conectividade e fronteiras bem definidas (Cottenie et al. 2003) e são altamente influenciados pelo hidroperíodo (definido como o número de dias por ano em que uma área de terra fica molhada ou o período de tempo em que há água parada em um local) e pela heterogeneidade ambiental (definida como a variabilidade das condições abióticas entre duas ou mais localidades) (Anderson et al. 2006; Heino et al. 2015; Lischeid et al. 2018; Kippen et

al.2018). Além disso, estudos sobre a diversidade funcional tornam-se ainda mais relevantes em ambientes pequenos e temporários, pois são ambientes importantes para a manutenção da biodiversidade, que em geral apresentam alta diversidade de espécies e ainda sofrem com mudanças ambientais e diversos impactos antrópicos (De Meester et al. 2005; Declerck et al. 2006; Downing & Duarte 2010; Albertoni et al. 2014).

Em ambientes aquáticos lênticos, o fitoplâncton desempenha um importante papel como produtor primário, sendo a base da cadeia alimentar no fluxo de energia (Margalef 1983; Ptacnik et al. 2008). Sendo um grupo polifilético com diversas características funcionais, tais como morfológicas (ex. tamanho e forma), fisiológicas (ex. concentração e composição de pigmentos fotossintéticos, capacidade de fixação de nutrientes e produção de toxinas), comportamentais (ex. mixotrofia, motilidade) e história de vida (ex. reprodução sexuada / assexuada, produção de estágios de dormência) (Kruk et al. 2010; Brasil & Huzsar 2011; Derot et al. 2020). Portanto, esta comunidade pode exercer forte influência sobre os processos ecossistêmicos, tanto pela adição quanto pela perda de traços funcionais (Reynolds et al. 2002).

Estudos que investiguem a composição e diversidade funcional fitoplanctônica e as alterações ambientais são relevantes para o entendimento de efeitos finais sobre os processos ecossistêmicos, tendo em vista que estes podem atuar de forma simultânea (Suding et al. 2008; Abonyi et al. 2018; Derot et al. 2020). Dentro desta perspectiva, um estudo empírico e experimental que avalie processos ecossistêmicos em ambientes aquáticos temporários e perenes, buscando entender o papel e a importância da composição e diversidade funcional fitoplanctônica e dos fatores abióticos sobre as taxas e magnitudes destes processos, é de fundamental importância para o entendimento de processos que governam o funcionamento dos ambientes aquáticos.

Os ambientes aquáticos podem fornecer diversos tipos de serviços ecossistêmicos. Serviços ecossistêmicos são os processos e condições derivados de ecossistemas que sustentam e melhoram o bem estar - humano (Daily 1997; UNEP 2005). Fundamentalmente, esses serviços dependem de vários processos regidos majoritariamente por diversos organismos, que promovem o funcionamento dos ecossistemas. Os serviços ecossistêmicos são divididos em quatro categorias distintas. Os *serviços de suporte*, que englobam vários processos (ex.: ciclagem de nutrientes, produção primária, produção secundária e formação de habitats) dentro dos ecossistemas. *Serviços de provisionamento* (ex.: água doce de qualidade, comida e compostos farmacêuticos); *serviços de regulação* (ex.: climática, purificação da água e polinização) e *culturais* (ex.: espiritual, recreação, ecoturismo, estético e educacional) considerados serviços que beneficiam diretamente a humanidade (UNEP 2005).

A educação pode ser utilizada como uma das formas para alcançar a cidadania ambiental na perspectiva da aprendizagem social, contribuindo para o desenvolvimento de posturas reflexivas e colaborativas, bem como para motivar e sensibilizar os cidadãos à responsabilidade socioambiental por meio de práticas participativas inovadoras (Santos et al., 2019). A utilização de atividades educacionais como um serviço cultural para o bem-estar humano propõe uma mudança de paradigma na gestão de problemas ambientais. Esta mudança envolve novos aprendizados e a promoção do direito à participação dos diferentes atores sociais envolvidos. Desta forma é possível assegurar o direito ao exercício da cidadania qualificada em contribuição à construção de uma educação de qualidade e de políticas públicas eficientes para o provisionamento de serviços ecossistêmicos no âmbito educacional (UNEP 2005; Freire et al. 2018; Santos et al. 2019).

Neste contexto, este trabalho buscou avaliar, por meio de diferentes abordagens o papel e a importância da diversidade funcional fitoplanctônica para processos ecossistêmicos em ambientes aquáticos e como essa comunidade pode atuar na provisão de serviços ecossistêmicos mediante uma perspectiva educacional. No primeiro capítulo desta tese, foi realizado um estudo em sistemas aquáticos temporários e perenes em duas regiões geográficas brasileiras (amazônica e costeira) com o objetivo de avaliar o papel da diversidade funcional fitoplanctônica em processos ecossistêmicos como a produtividade primária e a eficiência do uso de recurso. No segundo capítulo, foi realizado um experimento em mesocosmos com o objetivo de avaliar a importância relativa da diversidade funcional fitoplanctônica para processos ecossistêmicos, frente à manipulação da diversidade funcional da comunidade zooplanctônica e ao estresse ambiental ocasionado pela adição de sal. Por fim, foi realizado um estudo com o objetivo de avaliar a percepção de alunos de uma escola pública sobre a temática cianobactérias, através de ações educativas e metodologias ativas no processo de ensino e aprendizagem da temática cianobactérias, como exemplo, de provisão de serviços ecossistêmicos no âmbito educacional. Desta forma, em conjunto, os três estudos aqui desenvolvidos têm como objetivo geral proporcionar uma compreensão abrangente sobre a diversidade funcional fitoplanctônica e sua influência no funcionamento dos ecossistemas aquáticos e como essa comunidade se relaciona com a prestação de serviços ecossistêmicos à sociedade.

2. CAPÍTULO I

O Papel da Diversidade Funcional do Fitoplâncton em Ecossistemas Aquáticos Tropicais de Águas Doces

Capítulo elaborado para submissão
ao periódico *Hydrobiologia*.

O papel da diversidade funcional do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos tropicais de águas doces

Thiago Martins^{1 2*}; Rayanne Barros Setubal³; Valéria de Oliveira Fernandes⁴; Clarice Casa Nova³; Roberto Nascimento de Farias^{1 2}; Ana Cristina Petry²; Marcos Paulo Figueiredo – Barros²; Helena Freitas⁵; Reinaldo Luiz Bozelli³; Francisco de Assis Esteves^{2 3}

¹Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação – Universidade Federal do Rio de Janeiro

²Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade – Universidade Federal do Rio de Janeiro

³Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia – Universidade Federal do Rio de Janeiro

⁴ Universidade Federal do Espírito Santo

⁵Center of Functional Ecology – Science for People & the Planet – University of Coimbra

Correspondência: * Email: thiagomartinsplancton@ufrj.br

Resumo:

No presente estudo, foi avaliado o papel da diversidade funcional do fitoplâncton no ciclo da matéria e fluxo de energia, através de medidas de produtividade primária em corpos d'água temporários e perenes localizados na região amazônica e costeira do Brasil. Análises de variância e modelos lineares mistos foram aplicados e desenvolvidos, para testar e selecionar os melhores atributos da diversidade funcional na previsão da produção primária e da eficiência do uso de recursos. Os resultados demonstraram que, a riqueza e a divergência funcional foram os atributos mais importantes para os processos ecossistêmicos investigados nos sistemas aquáticos perenes e temporários, respectivamente. Em ambientes perenes, a diversidade funcional afetou positivamente a produção primária e eficiência de uso de recursos, através de mecanismos de alta complementaridade (alta riqueza e diversidade funcional). Em ambientes temporários, os traços funcionais relacionados à resiliência tendem a aumentar os níveis dos processos ecossistêmicos por meio de mecanismos de baixa complementaridade (baixa riqueza e diversidade funcional) que podem ser ocasionados pela seleção de espécies. Portanto, o presente estudo demonstrou que a diversidade funcional do fitoplâncton desempenhou um papel importante, assegurando a produção dos ecossistemas e o uso eficiente de recursos dos corpos d' águas doces tropicais de diferentes condições hidrológicas.

Palavras - chave: Riqueza Funcional, Divergência Funcional, Produção Primária, Eficiência do Uso de Recursos

1.Introdução

A diversidade funcional, aqui definida como a variabilidade nos atributos funcionais das espécies, tem o potencial de prever os fatores que afetam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas e vincular a diversidade de espécies aos processos ecossistêmicos (Tilman 2001; Petchey et al. 2006; Cardinale et al. 2011; Hooper et al. 2012; Griselda et al. 2019). As características funcionais têm sido usadas para explicar a diversidade das respostas de comunidades aos fatores ambientais e os efeitos da biodiversidade nos processos dos ecossistemas (Ebeling et al. 2014; Guo et al. 2019). No entanto, ainda permanecem incertos os efeitos que a diversidade funcional tem sobre os processos ecossistêmicos e como a perda de espécies afeta a prestação de serviços ecossistêmicos (Hooper et al. 2012). Portanto, elucidar o papel das comunidades biológicas e os efeitos da diversidade funcional, nas taxas e magnitudes dos processos ecossistêmicos são essenciais para entender o funcionamento dos ecossistemas, especialmente em ambientes aquáticos continentais (Setubal et al. 2020).

Os ambientes aquáticos continentais são influenciados pelo hidroperíodo e pela heterogeneidade ambiental (Anderson et al. 2006; Heino et al. 2015; Lischeid et al. 2018; Kippen et al. 2018) e tendem a mostrar alta variação na relação biodiversidade - processos ecossistêmicos (Ptacnik et al. 2008; Smeti et al. 2018). Diversos estudos revelaram papéis relativos de fatores ambientais, espaciais e de características das espécies, como tamanho corporal pequeno *versus* grande e espécies generalista *versus* especialista (De Bie et al. 2012; Passy 2017; Guo et al. 2019). Isso ocorre devido a mecanismos de sustentação da biodiversidade (ou seja, fontes flutuantes de recursos, existência de características complementares da história de vida entre concorrentes, levando à neutralidade, coexistência irregular e ciclos de presas e predadores com preferências de pastejo) que desempenham papel protagonista nos sistemas aquáticos (Ptacnik et al.2008; Filstrup et al. 2014; Smeti et al. 2018). Desta forma, a biodiversidade está relacionada não apenas pelo número de espécies presentes em uma comunidade, mas também por suas interações e características funcionais específicas que mantêm os processos dos ecossistemas (Smeti et al. 2019).

As taxas e magnitudes de diversos processos ecossistêmicos têm sido relacionados à diversidade funcional de consumidores de zooplâncton (Vogt, Peres – Neto & Beisner 2013) e produtores primários de plantas terrestres (Cianciaruso et al. 2013) e fitoplâncton (Machado et al. 2017; Abonyi et al. 2018). Assim, nos principais compartimentos das águas continentais,

especialmente no compartimento pelágico o fitoplâncton pode ser visto como produtor primário de planícies costeiras e de inundações. Devido às suas características funcionais, morfológicas e fisiológicas (Reynolds et al. 2002; Weithoff 2003; Litchman & Klausmeier 2008) o fitoplâncton é considerado um componente fundamental para entender a produtividade dos ecossistemas em diversos corpos d'água (Vallina et al. 2017; Abonyi et al. 2018).

As comunidades de fitoplâncton e zooplâncton desempenham papéis cruciais na manutenção do equilíbrio biológico dos ambientes aquáticos (Li et al. 2019). O fitoplâncton fornece oxigênio e nutrientes, enquanto o zooplâncton transfere energia para níveis tróficos mais altos, regulando o crescimento do fitoplâncton por herbivoria (Li et al. 2019). A eficiência no uso de recursos – EUR é considerada um preditor das taxas de funcionamento dos ecossistemas (Ptanick et al. 2008; Fistrup et al. 2014; Vallina et al. 2017; Li et al. 2019). Mecanismos como efeitos de complementaridade (uso complementar de recursos pelas espécies) devido a diferenças de características funcionais e seleção de espécies (presença de espécies que produzem alta biomassa) devido ao aumento da dominância das espécies mais produtivas, são decisivos para a direção do efeito (positivo *versus* negativo) na relação EUR – diversidade (Ptanick et al. 2008; Ebeling et al. 2014; Fistrup et al. 2014; Smeti et al. 2018; Li et al. 2019). Nesse contexto, o papel de diferentes mecanismos como complementaridade e seleção de espécies, pelos quais a diversidade pode influenciar os processos dos ecossistemas ainda é uma fonte de debate em ecologia para os ecossistemas aquáticos temporários e perenes (Smeti et al. 2019; Setubal et al. 2020).

A diversidade de espécies nos ecossistemas aquáticos perenes é maior do que nos ecossistemas temporários (Smeti et al. 2019). Neste sentido, é razoável esperar que em ambientes perenes efeitos de complementaridade possam resultar em uma relação positiva entre diversidade e processos ecossistêmicos, devido a diferenças nas características das espécies decorrentes da estabilidade hidrológica nesses ambientes (Smeti et al. 2019). Em contraste, em ambientes temporários, os efeitos da seleção de espécies podem resultar em uma relação positiva entre diversidade e processos ecossistêmicos, devido ao aumento da dominância das espécies mais produtivas, com comunidades capazes de tolerar distúrbios naturais e antropogênicos e eventos climáticos extremos (Datry et al. 2014; Smeti et al. 2019). Em ambientes temporários, a duração dos períodos de seca varia de curto (diurno, sazonal) a grande escala (longo prazo), afetando as altas taxas de rotatividade de espécies decorrentes do conjunto heterogêneo de variáveis hidrológicas e ambientais (Heino et al. 2015; Antón – Pardo 2016; Kippen et al. 2018; Lischeid et al. 2018).

Independentemente de serem perenes ou temporários, os ecossistemas lênticos

dependem do equilíbrio entre as taxas de precipitação, evaporação e também por aporte de rios e/ou águas subterrâneas (Lischeid et al. 2018). Por exemplo, os ambientes aquáticos perenes são responsáveis pela regulação da água e pela transferência de matéria e energia entre terra, sistemas aquáticos continentais e oceano, além de fornecer serviços ecossistêmicos vitais, como a recarga da água (Brito et al.2010;Carmo et al.2012; Newton et al. 2014). Os ambientes temporários são amplamente reconhecidos como altamente produtivos e heterogêneos, que fornecem refúgios de áreas de predação e alimentação para várias espécies, abrigando centenas de espécies raras, incluindo espécies ameaçadas de extinção (Costa et al. 2005; Carmo et al. 2012; Franco et al.2006; Willaert et al.2014). Portanto, devido à importância biológica, econômica e social desses ambientes, é crucial entender os processos que governam os seus funcionamentos.

O principal objetivo deste estudo foi, avaliar o papel da diversidade funcional do fitoplâncton para os processos ecossistêmicos aqui representados pela produtividade primária, biomassa fitoplanctônica e eficiência do uso de recursos em sistemas aquáticos perenes e temporários lênticos nos trópicos. A hipótese considerada foi que, em ambientes temporários a heterogeneidade ambiental irá determinar mais fortemente os processos ecossistêmicos, uma vez que esses ambientes são mais susceptíveis a mudanças ambientais (hidroperíodo e variação hidrológica), enquanto a diversidade funcional será preponderante para os processos ecossistêmicos nos ambientes perenes, uma vez que as comunidades do fitoplâncton tendem a serem mais diversas funcionalmente, devido à estabilidade hidrológica.

3.Material e Métodos

Área de estudo

Corpos d'água perenes e temporários foram selecionados em duas unidades brasileiras de conservação no sudeste o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – PNRJ (22 ° 14'S; 41 ° 31'W) e no norte na Floresta Nacional de Carajás – FNC (6 ° 11'S; 50 ° 18 'W) (Figura 1). Os sistemas aquáticos do PNRJ estão localizados em uma planície costeira arenosa coberta por vegetação arbustiva. O clima da região é caracterizado como úmido, com temperatura média anual em torno de 26°C (Caliman et al. 2010; Macedo - Soares et al. 2010). As lagoas perenes, são estruturadas com macrófitas aquáticas e cercadas por gramíneas, enquanto as lagoas temporárias são preenchidas por água da chuva e percolação de águas subterrâneas (Caliman et al.2010; Macedo - Soares et al. 2010). Os sistemas aquáticos amazônicos da FNC estão localizados no topo das serras, a uma altitude de aproximadamente 700m. O clima desta seção da Amazônia é caracterizado como tropical chuvoso, com forte

período de seca, onde a precipitação anual varia entre 2000 e 2400 mm, a umidade relativa do ar média é de aproximadamente 80% e a temperatura média é de cerca de 24 ° C anualmente (Carmo et al.2012). Ambientes temporários e perenes das duas regiões podem estabelecer uma conexão hidrológica na estação chuvosa.

Amostragens de campo

Amostras d' água foram coletadas para determinação das concentrações de clorofila – a (Nusch & Palmer 1975), nutrientes (fósforo total; (Golterman et al. 1978)) e carbono orgânico dissolvido (COD; Shimadzu TOC - 5000 carbon analyzer). *In situ*, foram determinadas a temperatura d' água (°C), salinidade (para sistemas costeiros; YSI-30), oxigênio dissolvido e pH (YSI - 550A). Cada ambiente foi amostrado em quatro ocasiões, duas durante a estação chuvosa e duas durante a estação seca (consulte a **Tabela 1 - Material Suplementar** para obter mais detalhes sobre o cronograma). O fitoplâncton foi amostrado em frascos de 100 ml e fixado com lugol. As amostras de zooplâncton foram coletadas através de uma rede de plâncton de 50 µm. As amostras foram condicionadas em frascos de 100 ml fixados com formalina a 4%.

Análises de dados

Procedimentos de laboratório

As identificações taxonômicas do fitoplâncton foram realizadas com o auxílio de um microscópio binocular (OLYMPUS BH-2) até o menor nível taxonômico possível, utilizando literatura especializada (Round 1992; Komárek & Anagnostidis 2005; Bicudo & Menezes 2017). A contagem e abundância (ind.mL⁻¹) dos organismos fitoplanctônicos foram estimadas de acordo com o método de sedimentação descrito por Utermohl (Utermohl 1958) com microscópio invertido (Leica CTR4000, aumento de até 400x). Cada célula, colônia ou filamento, foi considerada um indivíduo, enumerado em campos aleatórios (Uhelinger 1964), suficientes para atingir 100 indivíduos das espécies mais frequentes, sendo o menor erro para 20% com um coeficiente de confiança de 95% (Lund 1958). O biovolume do fitoplâncton foi calculado através de formas geométricas e a biomassa expressa através do biovolume total (mm³ L⁻¹) de acordo com Hillebrand (1999). Os organismos zooplanctônicos foram contados na câmara de Sedgewick - Rafter sob um microscópio óptico Olympus BX 50 e identificados até o menor nível taxonômico possível. A biomassa zooplanctônica foi calculada multiplicando a abundância de cada taxa (ind m⁻³) pelo peso seco individual (mg DW) expresso em mg DW m⁻³ (Dumont 1975; Bottrell 1976; Azevedo & Verdade 2012).

As taxas de produção primária (PP) foram estimadas para cada ambiente através das concentrações médias de clorofila - a e biomassa fitoplanctônica (Tilman et al. 2012; Melo

et al.2018). A eficiência do uso de recursos (EUR) disponível para o zooplâncton foi obtida através da razão entre a biomassa fitoplanctônica (BF) e a biomassa zooplânctônica (BZ), com base em Ptanick et al.(2008) e Filstrup et al.(2014).

Análises da Diversidade Funcional

A diversidade funcional do fitoplâncton foi avaliada através da diversidade de espécies (Ssp) e de quatro métricas funcionais: (i) riqueza funcional (Fric), baseada na presença e ausência de características funcionais; (ii) divergência(FDiv), (iii) uniformidade (FEve) e (iv) dispersão funcional (FDis)(FDiv, FEve e FDis foram baseados em dados quantitativos - biovolume). Os índices foram calculados no ambiente R através da função dbFD do pacote FD (Mason et al., 2005; Villéger, Mason & Mouillot, 2008; Laliberté & Legendre, 2010). Os traços funcionais considerados neste estudo foram: i) máxima dimensão linear do indivíduo - (MDL - espécies $\leq 20 \mu\text{M}$ foram consideradas palatáveis); ii) capacidade de fixação de nitrogênio (presença de heterócitos); iii) parede celular com sílica; iv) parede celular sem sílica; v) formas biológicas (unicelulares, filamentosas ou colônias); vi) mucilagem; vii) aerótopos; viii) flagelos e ix) composição dos pigmentos (azul, verde, marrom ou misto). Essas características foram selecionadas devido à sua relação com atributos ecológicos, como crescimento(característica i), predação (características i,v,vii,viii.) e aquisição de recursos (características de luz e nutrientes i até ix) (Weithoff 2003; Kruk et al. 2010; Rangel et al. 2012), sendo considerado os mais eficientes para melhor definir a diversidade funcional do fitoplâncton (Brasil et al. 2011).

Para avaliar a composição das características funcionais do fitoplâncton, calculamos a média ponderada da comunidade (CWM) para cada característica funcional. O CWM é baseado na média dos valores das características e na abundância relativa de espécies. A análise CWM de cada característica também avalia a variabilidade da composição funcional em diferentes amostras entre os locais. Os valores de CWM foram obtidos pela função `functcomp` do pacote FD (Laliberté & Legendre 2010) em R.

Análises estatísticas

A *priori* foi feita uma distinção entre ecossistemas lênticos temporários e perenes. As métricas de diversidade foram calculadas separadamente para cada período de amostragem e ecossistema. Análises de variâncias (ANOVAs one – way) foram usadas para avaliar o efeito dos ambientes nas variáveis respostas relacionadas à diversidade do fitoplâncton em termos de Ssp, FRic, FEve, FDiv e FDis, heterogeneidade ambiental, processos ecossistêmicos (PP, BF e EUR) e composição das características funcionais entre os ecossistemas temporários e perenes (variáveis preditoras). O pós – testes de Tukey foi aplicado

sempre que efeitos significativos foram encontrados nas ANOVAs. Todos os conjuntos de dados foram transformados em (\log_{10}) para atender às premissas das ANOVAs (a normalidade foi verificada pelo testes de Shapiro - Wilk e a homocedasticidade pelo teste de Levene). Além disso, quando necessário, usamos a transformação boxcox. As análises foram realizadas no Statistic 7 (Statistic 2007) e no ambiente R, através das funções `aov`, `shapiro.test` do pacote `stats` e da função `levene.test` do pacote `car` (Fox 2011). A heterogeneidade ambiental foi estimada através de um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP) (Anderson et al. 2006). O PERMDISP, com base nas distâncias euclidianas, foi empregado para avaliar as variáveis ambientais (profundidade, fósforo total, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade e COD – dados transformados em \log_{10}), para cada hidroperíodo de cada sistema investigado. O PERMDISP também foi realizado no R 2.13.2 (Oksanen et al. 2011), usando a função `betadisper` em `vegan` (Oksanen et al. 2011).

Para avaliar o efeito da diversidade funcional do fitoplâncton nos processos ecossistêmicos, foram estimados modelos lineares de efeitos mistos (LMMs) (com limite máximo de verossimilhança restrito) para cada processo ecossistêmico (PP, BF e EUR) em cada hidroperíodo de cada sistema investigado. As variáveis consideradas como fatores de efeitos fixos nos modelos foram: FRic, FDiv, FDis e HA. A significância ($P < 0,05$) foi testada com o teste tipo II (teste Wald F com graus de liberdade de Kenward - Roger). As análises foram realizadas em R usando o pacote `lmer` função `lme4` (Bates et al. 2012). O teste de Wald foi realizado usando a função `vif` (Fox 2011) e os valores marginais de R^2 (Nakagawa 2012) foram calculados para cada modelo usando o pacote `MuMin` (Barton 2014). Todos os valores foram previamente logaritimizados para atender às premissas de normalidade e homocedasticidade.

3.Resultados

As variáveis representativas dos fatores bióticos, abióticos e dos processos ecossistêmicos diferiram significativamente entre os tipos de sistemas de corpos d'água (Tabela 1). Os ecossistemas perenes apresentaram, em média, os maiores valores de riqueza de espécies, riqueza e divergência funcional do fitoplâncton (Figura 2a, 2b e 2c), enquanto os ecossistemas temporários apresentaram maiores valores de heterogeneidade ambiental (Figura 3). A composição das características funcionais representadas pela máxima dimensão linear, presença de heterócitos, parede celular com sílica, formas biológicas: (colônias e filamentosas), presença de aerótopos e pigmentos (verde, azul e marrom) diferiram significativamente entre os sistemas perenes e temporários (Tabela 2).

As variáveis que expressam processos ecossistêmicos variaram entre os dois tipos de sistemas aquáticos. Os ecossistemas perenes apresentaram valores médios de PP (Costeira: 0,28 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^3$ e Amazônia: 0,48 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^3$), BF (Costeira: 0,23 $\text{mm}^3 / \text{L}\cdot\text{d}$ e Amazônia: 0,34 $\text{mm}^3 / \text{L}\cdot\text{d}$) e valores médios de EUR (Costeira: 0,65 e Amazônia: 0,27)(Tabela 2 – *Material Suplementar*). Os ecossistemas temporários apresentaram valores médios de PP (Costeira: 1,40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^3$ e Amazônia: 0,85 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^3$), BF (Costeira: 3,37 $\text{mm}^3 / \text{L}\cdot\text{d}$ e Amazônia: 0,84 $\text{mm}^3 / \text{L}\cdot\text{d}$) e valores médios de EUR (Costeira: 3,74 e Amazônia: 1,03) (Tabela 2- *Material Suplementar*). Os sistemas temporários apresentaram os maiores valores de PP, BF e EUR, sendo caracterizados como os mais produtivos em relação aos sistemas perenes (Figuras 4a, 4b e 4c).

As análises lineares de modelos mistos mostraram que os modelos compostos, principalmente de métricas de diversidade funcional proporcionaram o melhor ajuste aos processos do ecossistema. No entanto, diferentes variáveis foram selecionadas para os modelos de acordo com o tipo de corpo de água (Tabelas 3 e 4). Para sistemas perenes, a biomassa fitoplantônica foi melhor explicada por FRic (efeitos positivos) e HA (efeitos positivos). Nesses ambientes, o modelo mais adequado para produtividade primária incluiu apenas a FRic (efeitos positivos). Para a eficiência de uso de recurso, o modelo foi composto por FRic e FDis com efeitos positivo e negativo, respectivamente (Tabelas 3 e 4). Para sistemas temporários, a biomassa fitoplantônica foi melhor explicada pela métrica FDiv (efeitos positivos) e HA (efeitos positivos). Nesses ambientes, o modelo mais adequado para produtividade primária foi explicado pela FDiv (efeitos positivos), FDis (efeitos negativos) e HA (efeitos positivos). Para eficiência de uso de recursos, o modelo que apresentou o melhor ajuste foi composto por FDiv (efeitos positivos) e HA (efeitos positivos)(Tabelas 3 e 4).

4.Discussão

Nosso estudo demonstrou que a diversidade funcional dos produtores primários foi uma importante preditora de processos ecossistêmicos, em todos os corpos d'água estudados e não apenas para os sistemas perenes, como prevíamos inicialmente. A predominância de fatores bióticos nos processos ecossistêmicos tem sido amplamente documentada (Tilman et al. 2012; Ebeling et al.2014; Machado et al. 2017). No entanto, o papel da diversidade funcional ainda é pouco compreendida em muitos ambientes (Machado et al.2017; Abonyi et al.2018). Para os sistemas perenes, foram encontrados altos índices de riqueza de espécies. Esse fato pode estar relacionado à estabilidade hidrológica de ambientes com maior tempo de permanência na água, o que proporciona maior estabilidade física (Lischeid et al.2018), e por

consequente alta variabilidade de espécies fitoplanctônicas (Schindler 2006; Rangel et al. 2012; Kippen et al. 2018). A riqueza de espécies de fitoplâncton é influenciada principalmente por um conjunto de fatores ambientais, como heterogeneidade, hidroperíodo e interações bióticas (Ptanick et al. 2008; Ozkan et al. 2013; Heino et al.2015). Além disso, a disponibilidade de recursos e nutrientes (Reynolds et al.2002; Schindler 2006) também são indicadores de regulamentação das comunidades biológicas em vários ecossistemas (Bini et al.2014).

A alta diversidade funcional encontrada nos sistemas perenes sugere que as espécies são altamente diferentes porque compartilham poucas características funcionais. Espécies com características funcionais complementares tendem a maximizar a produtividade ambiental dos ecossistemas (Loreau 2010; Vallina et al. 2017). A presença de espécies de fitoplâncton com diferentes características funcionais adaptadas a condições hidrológicas mais estáveis, resulta nos efeitos positivos da diversidade na produção primária e na eficiência do uso de recursos em sistemas aquáticos perenes, como evidenciado pela métrica FRic, enquanto, FDis foi selecionado negativamente com eficiência do uso de recursos. No entanto, os efeitos negativos da FDis na eficiência do uso de recursos indicam uma diminuição das características funcionais, decorrente de herbivoria. O fitoplâncton com diferentes características morfológicas, fisiológicas e comportamentais (Reynolds et al. 2002; Kruk et al. 2010) representa um dos principais recursos para a comunidade zooplânctônica, influenciando diretamente o sucesso adaptativo dessa comunidade nos ecossistemas. Nos sistemas aquáticos, o zooplâncton é um dos principais consumidores e predadores, com importantes características e estratégias ecológicas na estruturação do fluxo de matéria e energia, reforçando a importância das relações ecológicas nos sistemas de águas doces (Litchman et al. 2013). Portanto, em sistemas perenes as comunidades fitoplanctônicas funcionalmente diversas, apresentam características funcionais ecologicamente superiores afetando a produtividade e a eficiência do uso de recurso em uma escala espaço-temporal e aumentando o desempenho do ecossistema (Petchey & Gaston 2002; Vallina et al.2017 ; Abonyi et al. 2018; Kippen et al.2018).

Para os sistemas temporários, a riqueza de espécies foi menor. No entanto, sua alta heterogeneidade ambiental parece proporcionar condições estratégicas para algumas espécies. Esses ambientes temporários são caracterizados pela presença de macrófitas e vegetação aquáticas, que podem atuar como base para uma compensação funcional, o que aumenta a importância da biodiversidade no funcionamento do ecossistema. Ao analisar nossos resultados em ecossistemas temporários, fomos capazes de observar a resiliência das comunidades aos regimes de hidroperíodo, que juntamente com a heterogeneidade ambiental contribuem significativamente para a manutenção da biodiversidade (Leibold et al. 2004;

Scheffer et al. 2006). O hidroperíodo é um regime natural derivado do tempo e do espaço (Elmqvist 2003; Lischeid et al. 2018), causando na maioria dos casos, mudanças drásticas nas características ambientais dos ecossistemas aquáticos, principalmente no nível da água/profundidade (Lischeid et al. 2018). Esses achados estão de acordo com a teoria de nicho, onde fatores ambientais atuam como filtros na seleção de espécies capazes de estabelecer populações viáveis (Leibold et al. 2004). O filtro ambiental atua selecionando características funcionais que mantêm os processos dos ecossistemas (isto é, PP, BF e EUR), ilustrando a capacidade funcional de espécies emergentes para suportar mudanças ambientais (Cardinale et al. 2011; Elmqvist 2003).

A baixa diversidade funcional encontrada nos sistemas temporários indica um número menor de espécies com diferentes características funcionais, compartilhando um maior número de características funcionais, tornando esses ambientes mais similares funcionalmente. Nesses ambientes, a FDiv foi selecionada como uma importante variável de efeito positivo para biomassa fitoplanctônica e eficiência do uso de recursos. Enquanto, o modelo para produtividade primária demonstrou efeitos positivos e negativos das métricas FDiv e FDis, respectivamente. Efeitos positivos da FDiv para processos ecossistêmicos em sistemas temporários podem estar associados à maior competição por recursos e maior grau de semelhança de nicho entre espécies com maior biovolume (Villegger, Mason & Mouillot 2008; Mouchet et al. 2010). No entanto, mesmo havendo maior sobreposição de nicho e competição por recurso, a baixa FDiv que ocorre nessas comunidades de ambientes temporários são suficientes para ocasionar efeitos positivos nas taxas dos processos ecossistêmicos. Por outro lado, os efeitos negativos da FDis sobre a produtividade primária podem ser explicados devido à baixa variabilidade de características funcionais, representada por baixos valores de FDis. Em sistemas temporários, os indivíduos experimentam maiores flutuações de recursos, são mais imprevisíveis e, portanto, mais propensos a extinções estocásticas de espécies (Smetti et al. 2018). No entanto, as espécies existentes substituirão ou compensarão as espécies extintas, mantendo as funções do ecossistema. Portanto, ecossistemas com alto grau de heterogeneidade ambiental são responsáveis por altas taxas de produtividade fitoplanctônica por meio da montagem de comunidades de diversas origens e com características funcionais adaptadas a regimes de distúrbios naturais, como o hidroperíodo (Dodson et al. 2000; Smith 2007; Bini et al. 2014; Heino et al. 2015; Abonyi et al. 2018).

Em sistemas perenes, as comunidades fitoplanctônicas com características funcionais ecologicamente superiores em termos de riqueza funcional afetam positivamente a produtividade e a eficiência do uso de recurso em uma escala espaço - temporal, uma vez que

as comunidades funcionalmente diversas são capazes de sustentar processos ecossistêmicos sob condições ambientais menos variadas, aumentando o desempenho do funcionamento do ecossistema (Petchey & Gaston 2002; Vallina et al. 2017; Abonyi et al. 2018; Kippen et al. 2018). Por outro lado, espécies de sistemas temporários diferem principalmente em suas estratégias de sobrevivência e captura de recursos, exibindo compensação funcional ao longo do tempo, uma vez que espécies dominantes consideram as condições ambientais naquele momento ideais para o crescimento e sustentação de seus atributos funcionais (Petchey & Gaston 2002 ; Abonyi et al. 2018; Griselda et al. 2019). Em resumo, nosso estudo tem implicações importantes para a discussão da biodiversidade no funcionamento dos sistemas aquáticos tropicais, contribuindo para o amplo entendimento dos processos fundamentais governados pela comunidade fitoplânctônica. Portanto, o presente estudo demonstra que a diversidade funcional do fitoplâncton teve papel determinante para os processos ecossistêmicos, seja por efeitos de alta complementaridade (alta riqueza e diversidade funcional) em sistemas perenes ou baixa complementaridade (baixa riqueza e diversidade funcional) que pode estar relacionada a seleção de espécies em sistemas temporários.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos técnicos de laboratório, estudantes de graduação e pós-graduação pelo processamento de amostras e trabalho de campo. O apoio financeiro foi fornecido pelo *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq 501201 / 2009-2; 558270 / 2009-3), *Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior*, *Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo e Pesquisa no Estado do Rio de Janeiro* (FAPERJ E-26 / 111.738 / 2012) e PELD (PIAP e RLaC) / CNPq e a Empresa VALE. Os autores também agradecem ao *Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade* (NUPEM / UFRJ) e ao *Center of Functional Ecology for People and Planet – University of Coimbra* pelo apoio logístico e intelectual, respectivamente.

Figuras e Tabelas

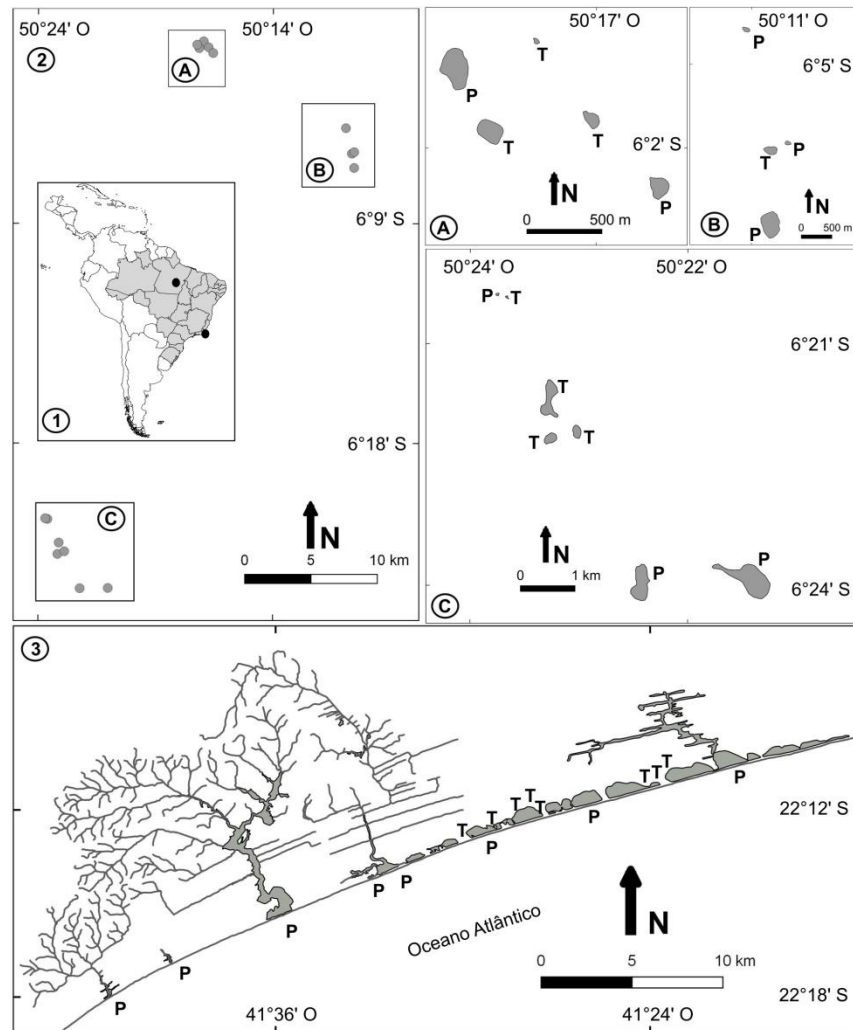


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo. 1: Localização do Brasil e América do Sul. 2: Sistemas aquáticos amazônicos, localizados na Floresta Nacional de Carajás (FLONA) – PA. A = Lagoas da porção noroeste. B = Lagoas da porção nordeste. C = Lagoas da porção sudoeste. 3: Sistemas aquáticos costeiros, localizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) – RJ. T = Sistemas Temporários e P = Sistemas Perenes.

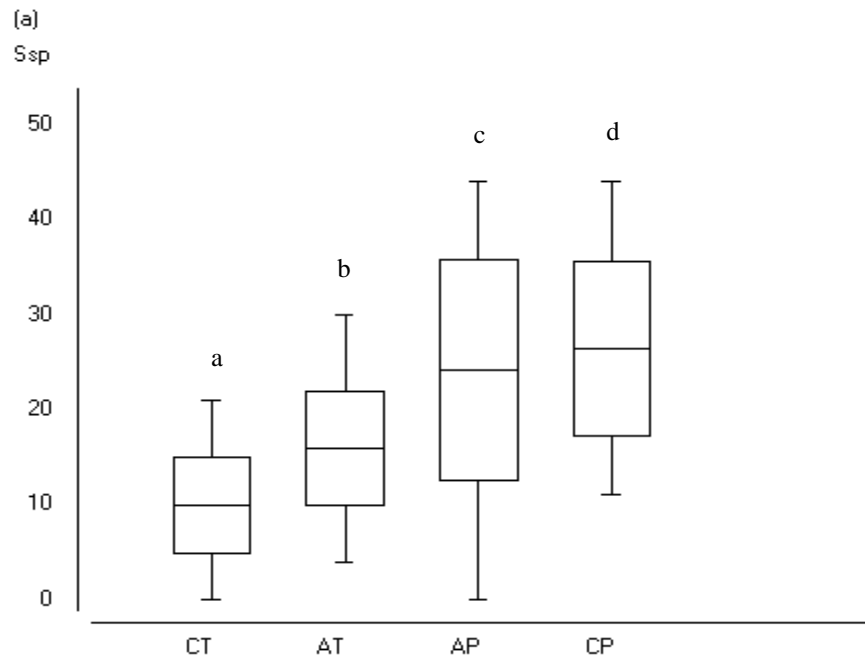


Figura 2a: Box - plot representando os valores médios da riqueza de espécies de fitoplâncton = Ssp. Eixo Y: (a) Ssp = Riqueza de espécies de fitoplâncton ao longo do período de estudo (2010 – 2018) para cada tipo de sistema aquático estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás (FLONA) - PA(consulte a Tabela 1- Material suplementar). Eixo X: Sistemas Aquáticos - CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP = Amazônico Perene; CP = Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos eixos = Y. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

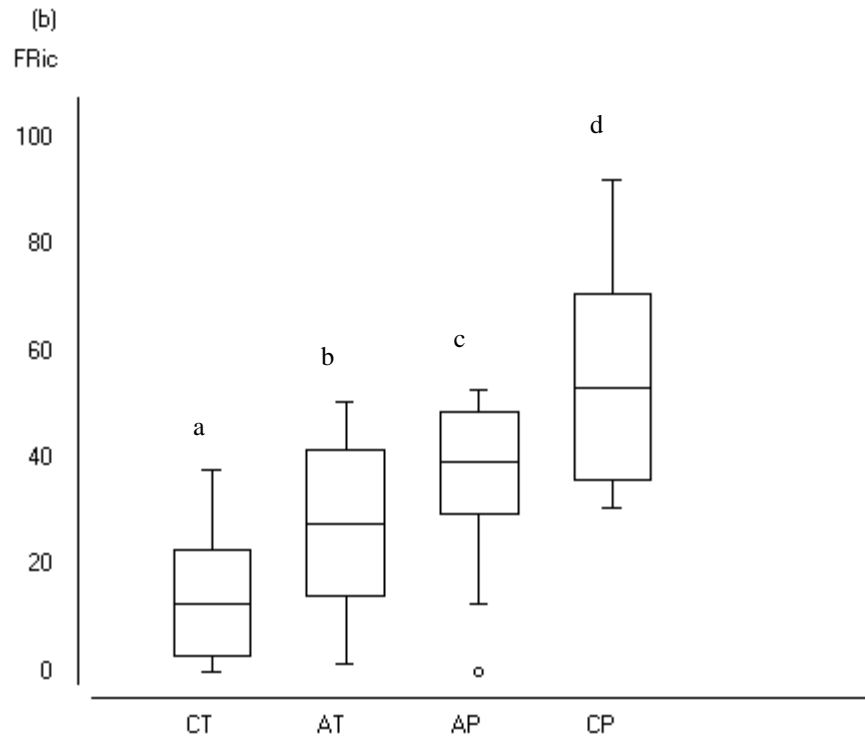


Figura 2b: Box - plot representando os valores médios da riqueza funcional. Eixo Y: (b) FRic = Riqueza funcional ao longo do período de estudo (2010 – 2018) para cada tipo de sistema aquático temporário e perene estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás (FLONA) - PA (consulte a Tabela 1- Material Suplementar). Eixo X: Sistemas Aquáticos - CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP = Amazônico Perene; CP = Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos y = eixos. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. . Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

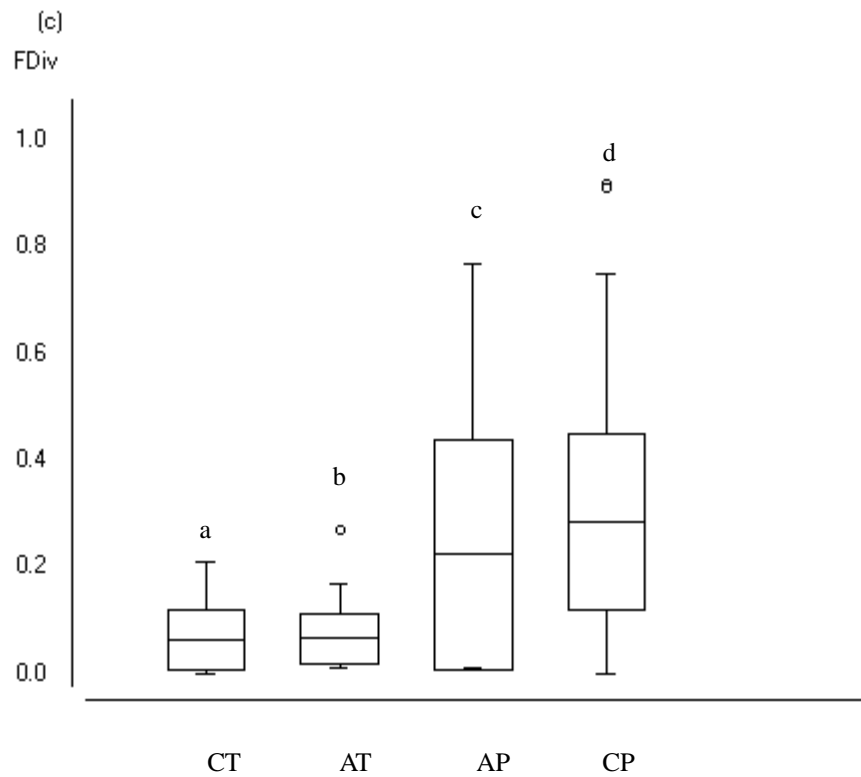


Figura 2c: Box - plot representando os valores médios da divergência funcional. Eixo Y: (c) FDiv = Divergência funcional ao longo do período de estudo (2010 – 2018) para cada tipo de sistema aquático temporário estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás (FLONA) - PA (consulte a Tabela 1- Material Suplementar). Eixos X: Sistemas Aquáticos - CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP= Amazônico Perene; CP= Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos eixos = Y. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

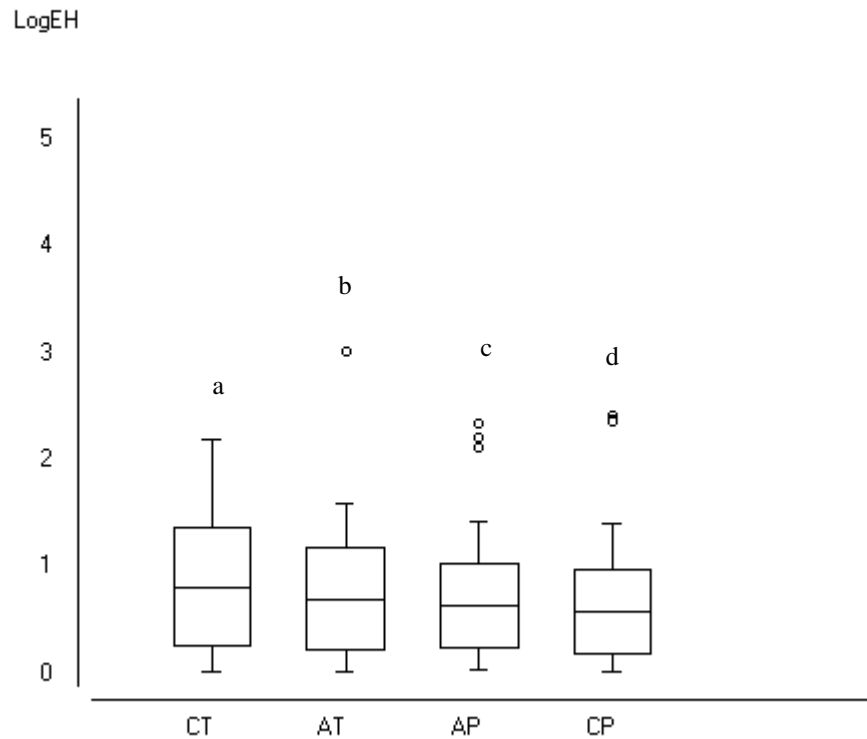


Figura 3: Box - plot representando os valores médios da Heterogeneidade Ambiental. Eixo Y: EH = Heterogeneidade ambiental ao longo do período de estudo (2010 – 2018) para cada tipo de sistema aquático estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA (consulte a Tabela 1- Material Suplementar). Eixo X – Sistemas aquáticos: CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP = Amazônico Perene; CP = Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos eixos = Y. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. . Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

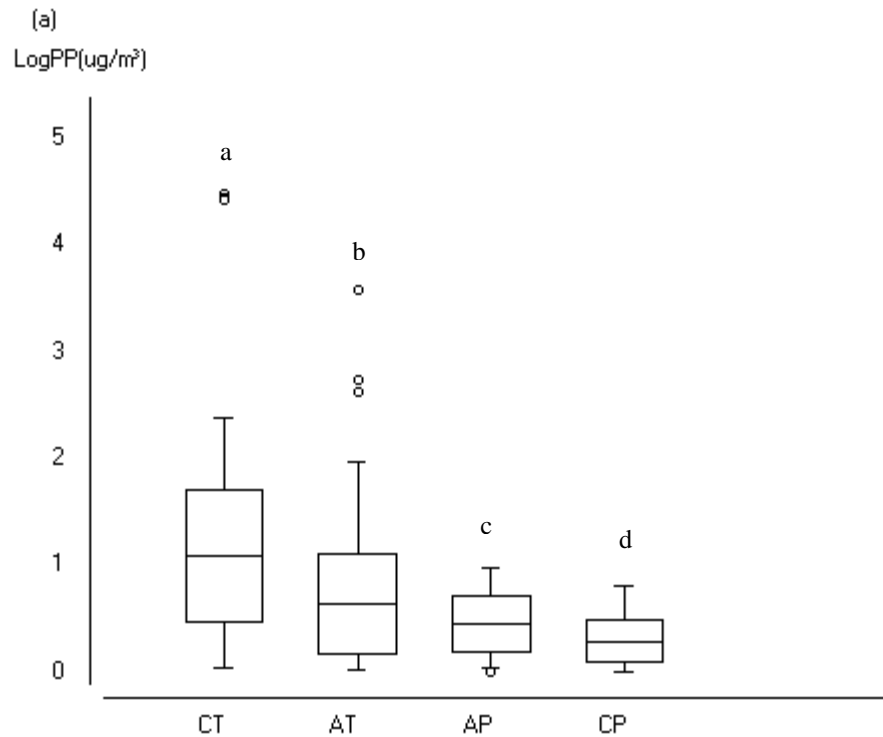


Figura 4a: Box - plot representando os valores médios do processo ecossistêmico Produção Primária (PP). Eixo Y: LogPP = Produção Primária ao longo do período de estudo (2010 – 2018) para cada tipo de sistema aquático estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA (consulte a Tabela 1- Material Suplementar). Eixo X – Sistemas aquáticos: CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP = Amazônico Perene; CP = Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos eixos = Y. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

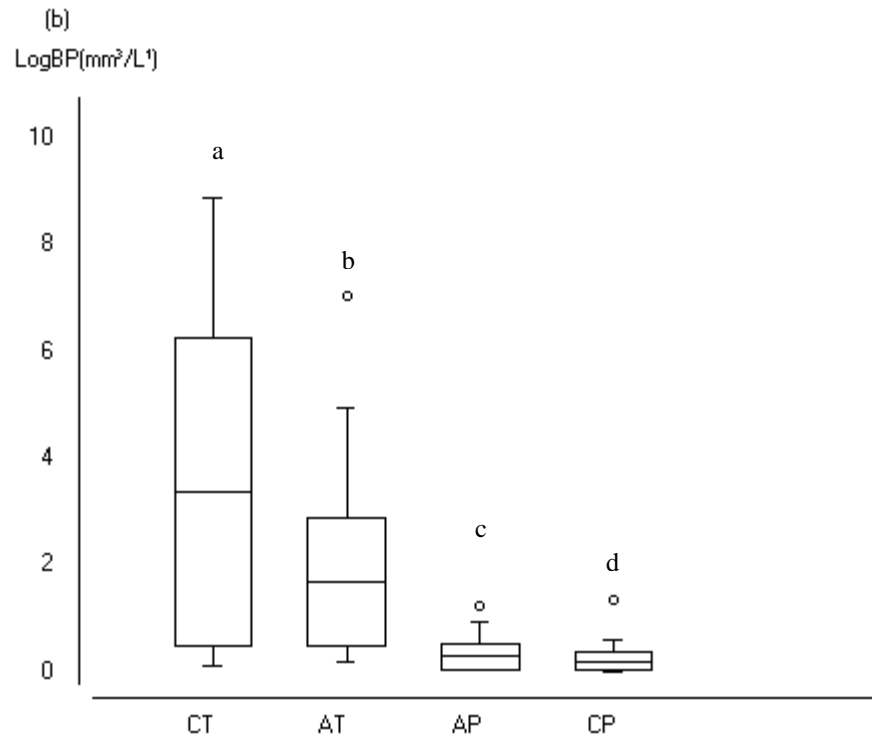


Figura 4b: Box - plot representando os valores médios do processo ecossistêmico Biomassa Fitoplantônica (BF). Eixo Y: LogBF = Biomassa fitoplantônica ao longo do período de estudo (2010 – 2018) para cada tipo de sistema aquático estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA (consulte a Tabela 1- Material Suplementar). Eixo X – Sistemas aquáticos: CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP= Amazônico Perene; CP= Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos eixos = Y. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

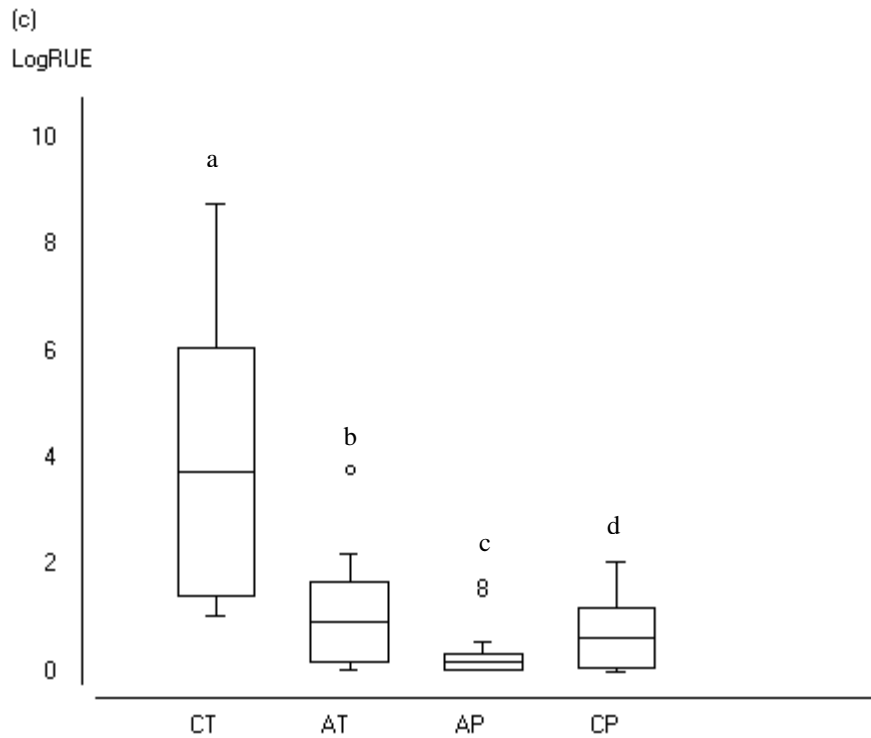


Figura 4c: Box - plot representando os valores médios do processo ecossistêmico Eficiência de Uso de Recurso (EUR). Eixo Y: LogEUR = Eficiência de uso do recurso ao longo do período de estudo para cada tipo de sistema aquático estudado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA (consulte a Tabela 1- Material Suplementar). Eixo X – Sistemas aquáticos: CT = Costeiro Temporário; AT = Amazônico Temporário; AP= Amazônico Perene; CP = Costeiro Perene. Observe que os gráficos têm escalas diferentes nos eixos = Y. Box = desvio padrão. Whisker = valores máximos e mínimos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Tabela 1: Resultados das ANOVAs para fatores bióticos, processos ecossistêmicos e heterogeneidade ambiental, avaliando a influência de sistemas aquáticos temporários e perenes do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e da Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA na diversidade funcional fitoplanctônica durante o período estudado (2010 – 2018). Os valores de F em negrito indicam efeitos estatisticamente significativos ($p < 0,05$); df = graus de liberdade. Ssp = diversidade de espécies fitoplanctônicas. FRic = riqueza funcional. FEVE = uniformidade funcional. FDiv = divergência funcional. FDis = dispersão funcional. EUR = Eficiência do uso de recursos. PP = Produção Primária. BF = Biomassa fitoplanctônica. HA = Heterogeneidade Ambiental. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	df	F	P
Fatores Bióticos			
Ssp	3	35,5	***
FRic	3	89,3	*
FEve	3	11,51	0,06
FDiv	3	20,06	**
FDis	3	29,03	***
Processos Ecossistêmicos			
PP	3	27,1	**
BF	3	14,7	*
EUR	3	17,8	*
Heterogeneidade Ambiental			
HA	3	58,2	**

Tabela 2: Resultados das ANOVAs para características funcionais avaliando a influência de sistemas aquáticos temporários e perenes no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ e na Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA da diversidade funcional ao longo do período do estudo (2010 – 2018). Os valores de F em negrito indicam efeitos estatisticamente significativos ($p < 0,05$); df = graus de liberdade. MDL = máxima dimensão linear. FN = fixação de nitrogênio. PCS = parede celular com sílica. $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Traços Funcionais	df	F	P
Máxima dimensão linear	3	6,29	*
Fixação de nitrogênio	3	11,53	*
Parede celular com sílica	3	17,86	**
Unicelular	3	2,20	0,09
Colonial	3	3,07	*
Filamentosa	3	14,63	**
Mucilagem	3	1,66	0,18
Aerótopos	3	4,39	**
Flagelados	3	6,05	0,07
Verde	3	3,23	*
Azul	3	6,10	***
Marrom	3	4,86	*
Misto	3	0,86	0,46

Tabela 3: Resumos dos modelos lineares mistos entre as variáveis resposta (BF = biomassa fitoplanctônica, PP = produção primária, EUR = eficiência no uso de recursos) e os fatores fixos (FRic = riqueza funcional, FDiv = divergência funcional, FDis = dispersão funcional, HA = heterogeneidade ambiental) dos sistemas aquáticos costeiros temporários e perenes do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) - RJ durante o período de estudo (2010 – 2018). R² Marginal = representa a variância explicada pelos fatores fixos. Na tabela, as variáveis estatisticamente significativas (P < 0,05) estão em negrito. SE = erro padrão. p < 0,05; ** p < 0,01; **** p < 0,001.

Amostras: n = 25				
Sistemas= Costeiros Temporários				
	Modelos	Estimativa	SE	P
Marginal R ² = 0,38				
BF				
	Intercept	3,06	0,68	
	Fric	-0,13	0,08	0,11
	Fdiv	2,26	1,48	*
	Fdis	0,39	0,51	0,06
	HA	2,30	2,04	*
Marginal R ² = 0,46				
PP				
	Intercept	1,78	0,16	
	Fric	0,17	0,09	0,07
	Fdiv	2,48	0,13	*
	Fdis	-1,01	0,34	*
	HA	1,40	0,42	*
Marginal R ² = 0,67				
EUR				
	Intercept	-3,62	0,22	
	Fric	-0,84	0,14	0,09
	Fdiv	1,28	0,19	**
	Fdis	0,96	0,04	0,07
	HA	2,73	0,30	**

Amostras: n = 32

Sistemas = Costeiros Perenes

	Modelo	Estimativa	SE	P
Marginal R ² = 0,39				
BF				
	Intercept	4,80	0,23	
	Fric	2,71	0,09	*

Fdiv	0,91	-0,05	0,08
Fdis	0,65	0,21	0,54
HA	4,06	0,10	*

Marginal R² = 0,53

PP			
Intercept	3,40	0,02	
FRic	1,21	0,06	*
FDiv	0,14	0,10	0,25
FDis	0,11	0,17	0,73
EH	1,98	0,22	0,09

Marginal R² = 0,34

EUR			
Intercept	-4,57	0,28	
FRic	1,26	0,07	*
FDiv	0,84	0,32	0,38
FDis	0,51	-0,38	0,47
EH	1,97	0,06	0,21

Tabela 4: Resumo dos modelos lineares mistos entre as variáveis resposta (BF = biomassa fitoplanctônica, PP = produção primária, EUR = eficiência no uso de recursos) e os fatores fixos (FRic = riqueza funcional. FDiv = divergência funcional. FDis = dispersão funcional. HA = heterogeneidade ambiental) dos sistemas aquáticos amazônicos temporários e perenes na Floresta Nacional de Carajás – (FLONA) - PA durante o período de estudo (2010 – 2018). R² Marginal = representa a variância explicada pelos fatores fixos. Na tabela, as variáveis estatisticamente significativas (P < 0,05) estão em negrito. SE = erro padrão. p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001.

Amostras: n = 25

Sistemas = Amazônicos Temporários

Modelos	Estimativa	SE	P
Marginal R ² = 0,68			
BF			
Intercept	6,09	0,23	
FRic	1,23	1,02	0,22
FDiv	4,31	0,86	**
FDis	1,20	1,19	0,24
HA	3,29	2,63	**

Marginal R² = 0,38

PP			
Intercept	3,44	0,09	
FRic	0,18	0,04	0,13
FDiv	1,69	0,22	*
FDis	1,20	2,19	0,24

	HA	4,62	0,86	**
--	-----------	------	------	----

Marginal R² = 0,42

		EUR		
	Intercept	-3,81	0,58	
	FRic	-0,07	0,10	0,21
	FDiv	2,28	0,17	*
	FDis	-1,20	1,19	2,24
	HA	2,63	0,54	*

Amostras: n = 32

Sistemas = Amazônicos Perenes

	Modelos	Estimativa	SE	P
--	---------	------------	----	---

Marginal R² = 0,48

		BF		
	Intercept	2,68	0,22	
	FRic	2,21	0,10	*
	FDiv	1,92	0,30	0,68
	FDis	0,81	0,26	0,50
	HA	2,01	0,17	*

Marginal R² = 0,36

		PP		
	Intercept	2,49	0,18	
	FRic	2,10	0,27	*
	FDiv	0,11	0,10	0,06
	FDis	0,34	0,38	0,46
	HA	1,50	0,74	0,20

Marginal R² = 0,51

		EUR		
	Intercept	4,60	0,16	
	FRic	3,41	0,02	*
	FDiv	0,54	0,10	0,47
	FDis	-2,39	0,82	0,59
	HA	0,54	0,46	0,36

3. CAPÍTULO II

Importância relativa da diversidade funcional do fitoplâncton para processos ecossistêmicos frente a mudanças ambientais

Capítulo elaborado e submetido ao periódico
Freshwater biology.

Importância relativa da diversidade funcional do fitoplâncton para processos ecossistêmicos frente a mudanças ambientais

Thiago Martins^{1*} | Rayanne Setubal² | Elder Sodré² | Reinaldo Luiz Bozelli² | Francisco de Assis Esteves^{1 2}

¹ Laboratório de Ecologia Aquática, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade – NUPEM / UFRJ

² Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

Correspondência: * Email: thiagomartinsplancton@ufrj.br

Resumo:

O objetivo deste estudo foi avaliar a importância relativa da diversidade funcional do fitoplâncton no ciclo da matéria e fluxo de energia, através de medidas de produtividade primária e eficiência do uso de recursos em um experimento com (i) diferentes níveis de diversidade funcional do zooplâncton e (ii) estresse ambiental ocasionado pela adição de sal. Análises de variância e modelos lineares generalizados foram aplicados e desenvolvidos, para testar os melhores atributos da diversidade funcional do fitoplâncton na previsão da produção primária e eficiência do uso de recursos. Os resultados demonstraram que, a riqueza funcional fitoplanctônica foi o atributo mais importante para os processos ecossistêmicos nos tratamentos de alta e baixa diversidade funcional zooplanctônica (com e sem adição de sal). Os tratamentos de alta diversidade funcional apresentaram maiores taxas de produção primária e eficiência do uso de recursos quando comparados aos tratamentos de baixa diversidade. No entanto, em tratamentos de baixa diversidade a produção primária e a eficiência do uso de recursos foram mantidas, devido a presença de espécies com características funcionais resilientes a mudanças ambientais. Portanto, o presente estudo demonstrou que a diversidade funcional fitoplanctônica foi importante no funcionamento de ecossistemas com alta e baixa diversidade zooplanctônica expostos a mudanças ambientais.

Palavras - chave: Riqueza Funcional, Produtividade, Eficiência do Uso de Recursos, Funcionamento dos Ecossistemas.

1| Introdução

A relação entre diversidade de espécies e funcionamento dos ecossistemas é uma questão central em ecologia, como evidenciado em estudos experimentais e empíricos (Isbell et al. 2011; Alberti et al. 2017). Entender como as comunidades biológicas operam sobre os processos ecossistêmicos e em seus serviços subjacentes é crucial, pois mais de 60% dos serviços prestados à humanidade encontram-se deteriorados ou esgotados quando analisados em escala global (Millenium Ecosystem Assessment 2005; Alberti et al. 2017; Su et al. 2018). O aumento global da perda de espécies, tem recebido considerável atenção em vários estudos na contemporaneidade, reforçando a importância para a compreensão dos efeitos de comunidades biológicas nos processos ecossistêmicos, com destaque para abordagens de diversidade funcional (Tilman et al. 2012; Abonyi et al. 2018; Liu et al.2019).

A diversidade funcional, pode ser definida como o valor e a variedade das espécies e de seus traços funcionais (Tilman 2001). Traços funcionais são quaisquer características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas mensuráveis em nível individual (Violle et al. 2007) e possui forte relação com o funcionamento e a manutenção dos processos que governam comunidades e ecossistemas (Cianciaruso et al. 2009; Dias et al. 2013; Duffy et al.2017). Neste sentido, a composição funcional de um ecossistema é a força motriz por trás dos processos e serviços ecossistêmicos, uma vez que a perda ou adição de espécies com determinadas características funcionais podem gerar um grande impacto no funcionamento dos ambientes sujeitos a distúrbios naturais e / ou antropogênicos (Hopper et al.2012; Fu et al .2013; Filstrup et al. 2014).

Os distúrbios ambientais alteram a composição funcional de comunidades e essas modificações levam a mudanças nos processos ecossistêmicos e no declínio dos serviços dos ecossistemas(Hopper et al. 2012; Su et al. 2018; Shemera et al. 2009; Setubal et al.2020). Distúrbios naturais ou antropogênicos podem afetar e/ou modificar drasticamente a diversidade de espécies (Moretti et al.2013). Neste sentido, diante do cenário de mudanças climáticas global, o aumento da salinidade pode ser uma ameaça à sobrevivência e manutenção dos ecossistemas aquáticos de águas doces, podendo ocasionar uma forte diminuição na biodiversidade dos organismos aquáticos (IPCC 2007; Jeppesen et al.2007; Waterkeyn et al. 2011). No entanto, os efeitos da salinização são ainda maiores em lagoas costeiras, onde a salinidade pode aumentar em decorrência da influência marinha e abertura de bancos arenosos (Esteves et al.2008). Além disto, o aumento projetado no nível do mar para as próximas décadas podem acelerar esses efeitos (Jeppesen et al.2015). Embora os efeitos negativos da salinização sobre o funcionamento

dos ambientes lênticos sejam reconhecidos (Castillo et al. 2018), ainda existem lacunas importantes a respeito da compreensão dos efeitos da salinidade sobre as mudanças em mecanismos de resiliência, seleção de espécies e complementaridade baseados em traços funcionais e conseqüentemente, nos processos e serviços que governam esses ambientes (Jeppesen et al.2015).

Ambientes com alta diversidade tendem a apresentar relações positivas com a produtividade dos ecossistemas (Cardinale et al.2006; Hooper et al.2012). Neste sentido, é razoável esperar que em ambientes com alta diversidade funcional, efeitos de complementaridade sejam preponderantes em decorrência da partição de nicho complementar (Cardinale et al. 2002; Diaz & Cabido 2001). Por exemplo, estudos mostraram que quando várias espécies coexistem em um determinado ambiente e se complementam na utilização de seus recursos sem grandes competições por interferências, facilitam as interações e elevam o desempenho das comunidades no uso eficiente dos recursos e do funcionamento do ecossistema (Cardinale et al. 2002; Diaz & Cabido 2001; Loreau & Hector 2001; Smeti et al. 2019). Por outro lado, é cabível esperar que efeitos de seleção de espécies sejam subjacentes em ambientes com baixa diversidade e/ou sujeitos a distúrbios ambientais. Esses efeitos resultam no domínio de espécies com características competitivas (por exemplo, tolerância ao estresse ,capacidade de fixação de nitrogênio e altas taxas de germinação de sementes) capazes de manter as taxas e magnitudes dos processos ecossistêmicos, por serem melhores concorrentes e também mais produtivas dentro de uma comunidade (Huston 1997; Loreau 2010; Cardinale 2011; Isbell et al. 2013).

Entre as comunidades aquáticas, o fitoplâncton desempenha papel fundamental na produtividade total dos ecossistemas aquáticos (Derot et al. 2020). Além disso, são altamente sensíveis a alterações químicas (ex.: conteúdo de nutrientes), físicas (ex.:temperatura), bióticas (ex.: pressões por herbivoria) e recurso primordial para as comunidades zooplânctônicas (Guo et al.2019; Li et al. 2019). O zooplâncton desempenha papel importante nos processos ecossistêmicos, promovendo reciclagem de nutrientes e transferência de matéria através de teias alimentares (Setubal et al. 2020). Além disso, a pressão predatória sobre o fitoplâncton é capaz de impactar todo o ecossistema (Li et al.2019). Neste sentido, compreender como as comunidades planctônicas interagem funcionalmente pode revelar como mudanças na dinâmica do fitoplâncton afetam o crescimento e desenvolvimento de comunidades zooplânctônicas (Li et al. 2019). Por exemplo, estudos usando modelos matemáticos mostraram que cianobactérias potencialmente tóxicas, foram definidas como o componente biológico principal de interferência no crescimento de cladóceros (Anas & Bernadette 1998). Portanto, organismos fitoplanctônicos

podem ser considerados modelos apropriados para detectar respostas das comunidades às mudanças ambientais (Gu et al. 2019). Entretanto, estudos que abordam a diversidade funcional do fitoplâncton na produtividade dos ecossistemas e suas interações planctônicas funcionais são escassos.

Estudos experimentais investigando a importância da diversidade funcional do fitoplâncton para a produtividade primária e a eficiência do uso de recursos (EUR = aqui definida como a quantidade de biomassa zooplancônica produzida por unidade de biomassa fitoplanctônica) (Ptanick et al.2008; Filstrup et al.2014), são extremamente relevantes para entender os efeitos finais nos processos ecossistêmicos que governam os ecossistemas aquáticos expostos aos distúrbios naturais e/ou antropogênicos (Funk et al. 2008; Abonyi et al. 2018). O principal objetivo deste estudo foi avaliar a importância relativa da diversidade funcional do fitoplâncton no ciclo da matéria e no fluxo de energia em um experimento com (i) diferentes níveis de diversidade funcional do zooplâncton e (ii) estresse ambiental ocasionado pela adição de sal. Diante disto, espera-se que comunidades fitoplanctônicas com maior diversidade funcional apresentem maiores taxas de produção primária e de eficiência do uso de recursos, mesmo sob condições de estresse ambiental.

2| Métodos

2.1| Desenho Experimental

Um experimento de mesocosmos foi realizado no Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade da Universidade Federal do Rio de Janeiro (NUPEM / UFRJ). O experimento continha 20 mesocosmos de 80 litros, compostos de dois tratamentos com dois níveis cada: baixa e alta diversidade funcional zooplancônica e com e sem adição de sal. Desta forma, haviam quatro possíveis combinações de tratamentos com diversidade e estresse, com cinco repetições cada ($n = 20$). Em seguida, 2 kg de sedimento esterelizado (sem um banco de ovos viável) da mesma lagoa foi adicionado em todos os mesocosmos para criar condições semelhantes ao ambiente natural. Todos os tratamentos foram preenchidos com água da lagoa de Jurubatiba, localizada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - RJ / Brasil (Figura 1), após dupla filtração através de uma rede de plâncton de 50 μ m para a remoção de organismos zooplancônicos. Nos tratamentos com adição de sal, foram adicionados sal marinho comercial até que a salinidade 6psu fosse atingida medida com uma sonda Horiba U-50 após a homogeneização. Este valor foi estabelecido com base em estudos anteriores que demonstraram que os valores de salinidade superior a 5 psu têm efeitos negativos na comunidade zooplancônica (Santangelo et al. 2013) já que está foi a comunidade manipulada. O sal foi

adicionado antes da terceira amostragem, de modo que houvesse duas amostras antes e duas amostragens após esta adição.

Para tratamentos com baixa diversidade funcional, um conjunto de espécies de zooplâncton foram coletadas em um ponto central da lagoa de Jurubatiba, enquanto que para tratamentos com alta diversidade funcional, a coleta ocorreu em três pontos diferentes da lagoa (Figura 1), contemplando uma maior variabilidade das características funcionais das espécies presentes. A lagoa de Jurubatiba é classificada como meso-oligotrófica (Enrich - Prast et al. 2004) e apresenta alta biodiversidade em termos de organismos planctônicos (Mello & Suzuki 1998; Branco et al. 2008). Informações sobre as espécies presentes nos conjuntos de diversidade funcional baixa e alta, bem como os respectivos valores de diversidade funcional zooplancônica, podem ser encontrados no material complementar (Tabelas 1 e 2).

O volume total de água filtrada, o volume final e o volume das alíquotas foram calculados para evitar efeitos de densidade e manter uma amostra representativa da diversidade funcional desejada. Um total de 880 litros foi filtrado em um único ponto central da lagoa para os tratamentos de baixa diversidade e 880 litros de três pontos diferentes na lagoa foram filtrados para os tratamentos de alta diversidade funcional (293 litros filtrados em cada um dos três pontos), ambos concentrados para o volume final de 11 litros. Cada mesocosmos recebeu 1 litro de amostra contendo o respectivo *pool* de espécies. Nos tratamentos, a primeira amostra de zooplâncton foi coletada após 24h (tempo de aclimação), onde foram filtrados 10% do volume de cada mesocosmos (8 litros). O experimento durou quatro semanas (começando em agosto e terminando em setembro de 2017) e as amostragens ocorreram uma vez por semana. Este período de experimento foi baseado em resultados de um estudo piloto anterior que indicou que quatro semanas eram suficientes para documentar os efeitos da salinidade na produção do zooplâncton.

2.2| Variáveis bióticas

As identificações taxonômicas do fitoplâncton foram realizadas com o auxílio de um microscópio binocular (OLYMPUS BH-2) até o menor nível taxonômico possível, utilizando literatura especializada (Round 1992; Komárek & Anagnostidis 2005; Bicudo & Menezes 2017). A contagem e abundância (ind.mL^{-1}) dos organismos fitoplancônicos foi estimada de acordo com o método de sedimentação descrito por Utermohl (Utermohl 1958) com microscópio invertido (Leica CTR4000, aumento de até 400x). Cada célula, colônia ou filamento, foi considerada um indivíduo, enumerado em campos aleatórios (Uhelinger 1964), suficientes para atingir 100 indivíduos das espécies mais frequentes, sendo o menor erro para

20% com um coeficiente de confiança de 95% (Lund 1958). O biovolume do fitoplâncton foi calculado através de formas geométricas e a biomassa expressa através do biovolume total ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de acordo com Hillebrand (1999). Os organismos zooplanctônicos foram contados na câmara de Sedgewick - Rafter sob um microscópio óptico Olympus BX 50 e identificados até o menor nível taxonômico possível. A biomassa do zooplâncton foi calculado multiplicando a abundância de cada taxa (ind m^{-3}) pelo peso seco individual (mg DW) expresso em mg DW m^{-3} (Dumont 1975; Bottrell 1976; Azevedo & Verdade 2012).

2.3| Análises da Diversidade Funcional

A diversidade funcional do fitoplâncton foi avaliada através da diversidade de espécies (Ssp) e de quatro métricas funcionais: (i) riqueza funcional (Fric), baseada na presença e ausência de características funcionais; (ii) divergência(FDiv), (iii) uniformidade (FEve) e (iv) dispersão funcional (FDis)(FDiv, FEve e FDis foram baseados em dados quantitativos - biovolume). Os índices foram calculados no ambiente R através da função dbFD do pacote FD (Mason et al., 2005; Villéger, Mason & Mouillot, 2008; Laliberté & Legendre, 2010). Os traços funcionais considerados neste estudo foram: i) máxima dimensão linear do indivíduo (MDL - espécies $\leq 20 \mu\text{M}$ foram consideradas palatáveis); ii) capacidade de fixação de nitrogênio (presença de heterócitos); iii) parede celular com sílica; iv) parede celular sem sílica; v) formas biológicas (unicelulares, filamentosas ou colônias); vi) mucilagem; vii) aerótopos; viii) flagelos e ix) composição dos pigmentos (azul, verde, marrom ou misto). Essas características foram selecionadas devido à sua relação com atributos ecológicos, como crescimento(característica i), predação (características i,v,vii,viii,) e aquisição de recursos (características de luz e nutrientes i até ix) (Weithoff 2003; Kruk et al. 2010; Rangel et al. 2012), sendo considerado os mais eficientes para melhor definir a diversidade funcional do fitoplâncton (Brasil et al. 2011).

Para avaliar a composição das características funcionais do fitoplâncton, calculamos a média ponderada da comunidade (CWM) para cada característica funcional. O CWM é baseado na média dos valores das características e na abundância relativa de espécies. A análise CWM de cada característica também avalia a variabilidade da composição funcional em diferentes amostras entre os locais. Os valores de CWM foram obtidos pela função `functcomp` do pacote FD (Laliberté & Legendre 2010) no ambiente estatístico R.

2.4| Processos Ecológicos

As taxas de produção primária líquida (PPL) foram estimadas em cada mesocosmo no início do experimento e uma vez por semana, totalizando quatro medições

durante o experimento. A estimativa utilizou garrafas claras e escuras (Wetzel & Likens 2000; Zhang 2018). Os valores de PPL foram convertidos em carbono usando a razão de 0,375 mol de carbono para 1 mol de oxigênio (Wetzel & Likens 2000; Melo et al. 2018; Zhang 2018). A eficiência no uso de recursos (RUE) disponível para o zooplâncton foi obtida através da razão entre a biomassa fitoplanctônica (BF) e a biomassa zooplanctônica (BZ), com base em Ptanick et al.(2008) e Filstrup et al. (2014).

2.5| Variáveis Ambientais

As concentrações de clorofila *a* foram estimadas usando o método de Nusch & Palmer (1975). As concentrações de fósforo total foram determinadas pelo método de Golterman et al. (1978). A concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) foi obtida pelo analisador de carbono shimadzu TOC - 5000. Os dados de temperatura da água (° C), salinidade, oxigênio dissolvido (mg/L) e pH foram obtidos *in situ* através de uma sonda multiparâmetros Horiba U-50. Resultados dos valores médios dessas variáveis em cada tratamento podem ser encontrados (*Material Suplementar* - tabela 3).

2.6| Análises de dados

Análises de variância (ANOVAs) fatorial de medidas repetidas foram realizadas para comparar variáveis respostas relacionadas à diversidade do fitoplâncton em termos de Ssp, FRic, FEve, FDiv e FDis, processos ecossistêmicos (PP, EUR) e composição das características funcionais entre os níveis de diversidade funcional zooplanctônica, nível de sal e suas interações (fatores preditivos). Todos os conjuntos de dados foram transformados em (log10) para atender às premissas das ANOVAs (a normalidade foi verificada pelo testes de Shapiro - Wilk e a homocedasticidade pelo teste de Levene). Cabe ressaltar que, como a adição de sal ocorreu apenas antes da terceira amostragem, as duas primeiras foram consideradas parte dos mesmos tratamentos (ou seja, sem adição de sal), variando apenas no nível de diversidade. Neste sentido, as análises gráficas relacionadas as variáveis e processos investigados irão contemplar os valores médios de cada variável analisada. Considerando que o objetivo principal deste estudo foi verificar a importância da diversidade do fitoplâncton para compreensão dos seus efeitos finais nos processos ecossistêmicos. Em seguida, foram utilizados modelos lineares generalizados para verificar a importância da diversidade funcional fitoplanctônica (variáveis preditoras: FRic, FEve, FDiv e FDis) entre os valores de produção primária e eficiência do uso de recursos (variáveis respostas). Todos os valores foram previamente logarítmicos para atender às premissas dos testes. Todas as análises foram realizadas no Statistic 7 Statsoft (2007).

3| Resultados

3.1| Respostas do fitoplâncton e dos processos ecossistêmicos aos níveis de diversidade funcional zooplanctônica e a salinização

As variáveis representativas dos índices de diversidade funcional do fitoplâncton e dos processos ecossistêmicos diferiram significativamente entre os tratamentos de alta e baixa diversidade funcional do zooplâncton (Tabela 1). A Fric do fitoplâncton foi afetada pelos níveis de diversidade funcional, pelo estresse e pelas suas interações, sendo significativamente maior em condições de alta diversidade funcional zooplanctônica (Tabela 1; Figura 2). A Feve e Fdis foram afetadas pelo nível de diversidade funcional e pelo estresse, enquanto Fdiv não foi afetada por nenhum dos fatores avaliados (Tabela 1). Com relação aos processos ecossistêmicos, a produção primária foi afetada apenas pelos níveis de diversidade funcional, sendo significativamente maior em condições de alta diversidade funcional zooplanctônica (Tabela 1; Figura 3), enquanto a eficiência do uso de recursos foi afetada pelos níveis de diversidade funcional, estresse e suas interações, sendo significativamente maior em tratamentos de alta diversidade funcional zooplanctônica (Tabela 1; Figura 4). Também observamos diferenças significativas na composição das características funcionais máxima dimensão linear, fixação de nitrogênio (presença de heterócitos), parede celular com sílica, formas biológicas (coloniais e filamentosas), aerotópos e pigmentos (verde, azul e marrom) entre os tratamentos de alta e baixa diversidade funcional (Tabela 2).

3.2| Relações entre a diversidade funcional do fitoplâncton e processos ecossistêmicos

Em uma escala geral do estudo, as análises dos modelos generalizados mostraram que a riqueza funcional foi a métrica que melhor ajustou-se aos processos ecossistêmicos estudados (Figuras 5a e 5b). Em tratamentos de alta diversidade funcional (sem sal), a eficiência do uso de recurso foi melhor explicada pela métrica Fric (Figura 6) e Fdis (Tabela 3) através de relações positivas. Para tratamentos de alta diversidade funcional (com sal), o modelo mais adequado para a produtividade primária e a eficiência de uso de recurso incluiu Fric (relações positivas) (Figuras 7 e 8). Para tratamentos com baixa diversidade funcional (com e sem sal), a eficiência do uso de recursos foi melhor explicada pelas métricas Fric e Feve (relações positivas e negativas – Figuras 9 e 10) respectivamente (Tabela 3).

Em geral, esses resultados demonstraram que nos tratamentos de alta diversidade funcional zooplanctônica (com e sem sal) houve uma maior expressão funcional do fitoplâncton, ou seja, uma alta complementaridade (alta riqueza de espécies e diversidade funcional) mantendo de maneira integrada as funções ecossistêmicas da comunidade (Tabela 3 –

Material Suplementar). Por outro lado, nos tratamentos com baixa diversidade funcional zooplancônica (com e sem sal), foi observada uma redundância funcional do fitoplâncton (alta riqueza de espécies e baixa diversidade funcional), principalmente, nos tratamentos com adição de sal (Tabela 3 – *Material Suplementar*). Este fato proporcionou a dominância de alguns grupos de espécies com características funcionais resilientes, com a seleção de algumas espécies capazes de manter as funções da comunidade.

4| Discussão

Em geral, nosso estudo demonstrou a importância relativa da diversidade funcional do fitoplâncton para o ciclo da matéria e fluxo de energia, através de suas respostas aos diferentes níveis de diversidade funcional do zooplâncton (com e sem sal). Esse fato pode ser explicado *a priori* pela escolha dos componentes de diversidade funcional, que demonstraram ser uma maneira eficaz de investigar a importância das funções da comunidade fitoplanctônica nos processos ecossistêmicos. Vários estudos realizados em diferentes ecossistemas e com diferentes comunidades evidenciaram os efeitos da diversidade sobre a produtividade ecossistêmica (Ptacnik et al. 2008; Tilman et al. 2012; Dias et al. 2013; Alberti et al. 2017; Machado et al. 2017; Vallina et al. 2017; Abonyi et al. 2018). Portanto, características funcionais podem ser eficientes na determinação das funções dos organismos fitoplanctônicos, capazes de prever como elas interagem em relação ao funcionamento dos ecossistemas com alta ou baixa diversidade funcional zooplancônica, expostos a mudanças ambientais (Petchey & Gaston 2006; Mouchet et al. 2010; Machado et al. 2017; Vallina et al. 2017; Abonyi et al. 2018; Setubal et al. 2020).

A alta diversidade do fitoplâncton encontrada nos tratamentos de alta diversidade funcional zooplancônica (com e sem sal), sugere efeitos de complementaridade funcional das espécies, maximizando a produtividade destes ambientes. Estudos anteriores sugerem que a produtividade de um ecossistema está diretamente associada a comunidades funcionalmente mais diversificadas (Cardinale et al. 2009; Lewandowska et al. 2012; Ebeling et al. 2014; Vallina et al. 2017), como resultado dos efeitos de complementaridade de espécies por partição de nicho e uma maior propensão a conter espécies altamente produtivas (Petchey et al. 2006; Cardinale et al. 2009; Loreau 2010), maximizando o desempenho da comunidade (Thomas et al. 2012). Portanto, a alta variabilidade de características funcionais do fitoplâncton, explicam as relações positivas da diversidade com a produção primária e eficiência de uso de recursos em tratamentos com alta diversidade funcional, como evidenciado pelas métricas Fric e Fdis em ambientes mais

diversos o uso dos recursos disponíveis aumenta e, conseqüentemente, os ecossistemas tornam-se mais produtivos (Ptanick et al.2008; Vogt et al. 2010; Ebeling et al. 2014; Filstrup et al. 2014).

Em tratamentos de alta diversidade funcional do zooplâncton, foram encontradas altas taxas de eficiência de uso do recurso. Os efeitos positivos na eficiência do uso de recursos, em tratamentos de alta diversidade funcional zooplânctônica podem ser explicados pela expressividade da dimensão linear máxima e palatabilidade do fitoplâncton diretamente relacionadas à aquisição de recursos pelo zooplâncton, representadas pelas espécies: (*Aulacoseira* sp., *Cyclotella* sp., *Navicula* sp., *Asterococcus limneticus*, *Coelastrum* sp., *Desmatractum* sp., *Desmodesmus denticulatus*, *Pediastrum* sp., *Scenedesmus* sp.).Comunidades fitoplanctônicas diversificadas favorecem as estratégias de alimentação, aumentam a previsibilidade dos fluxos de pastejo do zooplâncton e seu impacto (Segura et al. 2012; Litchman et al. 2013; Colina et al. 2015). Por exemplo, em um estudo avaliando os efeitos da diversidade funcional sobre a produtividade do zooplâncton, foi observado que uma maior dispersão funcional encontrada em tratamentos com alta diversidade, permitiu um uso mais amplo dos recursos disponíveis por meio do consumo de fitoplâncton pelas espécies filtrantes (Setubal et al.2020). Portanto, o tamanho dos organismos fitoplanctônicos determinam sua suscetibilidade à predação, de acordo com a faixa ideal de tamanho de presas para cada grupo do zooplâncton aumentando a eficiência de uso do recurso(Filstrup et al.2014; Colina et al.2015).

A baixa diversidade do fitoplâncton encontrada nos tratamentos de baixa diversidade funcional do zooplâncton, sugerem efeitos de seleção de espécies por redundância funcional, principalmente em tratamentos com adição de sal. Relações positivas entre a diversidade funcional do fitoplâncton e eficiência do uso de recursos em tratamentos com estresse de salinidade demonstram a capacidade de resistência de algumas espécies. Vários estudos em todo o mundo já relataram o efeito da salinidade em comunidades planctônicas (Santagelo et al.2013; Van Meerssche & Pinckney 2017; Gutierrez et al. 2018; Santana et al. 2018). Algumas espécies de fitoplâncton podem ser capazes de se adaptar e tolerar a essas condições de perturbação ambiental e resistir a filtragem ambiental (Santana et al. 2018; Liu et al.2019;) levando à seleção ecológica, dominância de espécies e causando implicações significativas para a coexistência de espécies fitoplanctônicas (Barton et al. 2010; Santana et al. 2018; Liu et al. 2019).

Por outro lado, a relação negativa encontrada entre Fefe e a eficiência de uso de recursos nos tratamentos de baixa diversidade funcional corrobora com os resultados de Duffy et al. (2007) e contrasta com os resultados encontrados por Hillebrand e Cardinalle (2004). Estudos anteriores sugerem que, essas relações estão associadas a uma combinação de gradientes ambientais e interações biológicas (Thomas et al. 2012; Yvon - Durocher et al. 2015). Portanto,

as relações negativas entre diversidade e eficiência de uso de recursos resultam em uma maior probabilidade de aumentar a diversidade de presas intragáveis no ecossistema, podendo levar a um impacto mais pronunciado nas funções dos ecossistemas como a proliferação de cianobactérias (Mouillot et al. 2013; Duffy et al. 2017). Características funcionais como células fixadoras de nitrogênio, espécies filamentosas, aerótopos e pigmentos azuis representados neste estudo pelas espécies de cianobactérias: (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Geitlerinema* sp., *Limnothrix* sp., *Oscillatoria* sp., *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix* sp. e *Romeria* sp.) fornecem à comunidade fitoplanctônica tolerância sob condições restritivas como resultado de exclusão competitiva, suportando pressões seletivas e mantendo as funções ecológicas da comunidade por sua dominância (Dodson et al.2000; Becker et al.2010; Frainer et al. 2014;Kruk et al.2016). Por outro lado, o estresse ocasionado pelo aumento de salinidade poderá promover o crescimento desordenado de cianobactérias, deteriorando a qualidade ambiental dos ecossistemas de água doce e se tornar um sério problema de saúde pública, especialmente nas regiões costeiras.

Em resumo, nossos resultados sugerem que a diversidade funcional do fitoplâncton afeta as funções dos ecossistemas, como produtividade primária e eficiência no uso de recursos. Isso provavelmente se deve à dinâmica compensatória que influencia a produtividade do ecossistema, mesmo diante do estresse ambiental natural ou causado pelas várias ações antropogênicas (Tilman et al.2012; Soliveres et al.2016; Vallina et al. 2017). Portanto, o presente estudo contribui para a compreensão da importância da diversidade funcional do fitoplâncton para os processos ecossistêmicos. As comunidades fitoplanctônicas funcionalmente diversas são mais produtivas, capazes de desempenhar um papel positivo na manutenção e funcionamento de ecossistemas (Fu et al. 2013; Alberti et al. 2017; Aboniy et al. 2018; Santana et al. 2018). A partir desses resultados, destacamos o potencial da abordagem funcional em prever comunidades e suas respostas a distúrbios ambientais causados, por exemplo, pela salinidade. Neste contexto, enfatizamos a necessidade de mais estudos com efeitos interativos de estressores (temperatura + salinidade). E também a inclusão de medidas de diversidade funcional em protocolos de avaliação da qualidade d'água, afim de prever o nível de produtividade em ambientes aquáticos de águas doces diante de cenários futuros de mudanças climáticas.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos alunos de graduação e pós-graduação e a todos os técnicos do laboratório de Limnologia / Ecologia Aquática que colaboraram com o experimento e ao apoio logístico oferecido pelo NUPEM / UFRJ. Esta pesquisa foi financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPQ - número do processo: 422024 / 2016-3.

Figuras e Tabelas

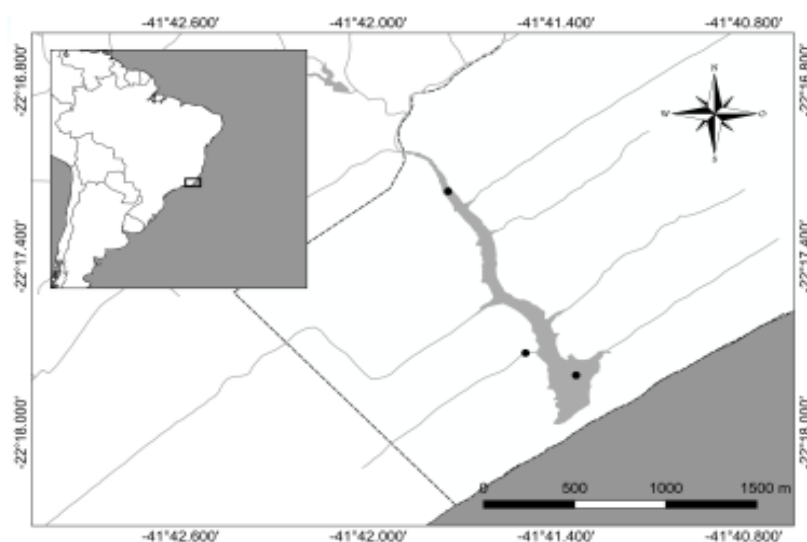


Figura 1: Mapa da localização da Lagoa de Jurubatiba localizada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - PARNA - RJ / Brasil, onde foi coletada a água para a montagem do experimento com seus respectivos pontos de amostragem e também as amostras de zooplâncton para compor o conjunto de espécies de cada tratamento. O *pool* de espécies dos tratamentos de baixa diversidade funcional foi coletado apenas no ponto 1, enquanto no tratamento de alta diversidade funcional o *pool* de espécies foi coletado nos pontos 1,2 e 3.

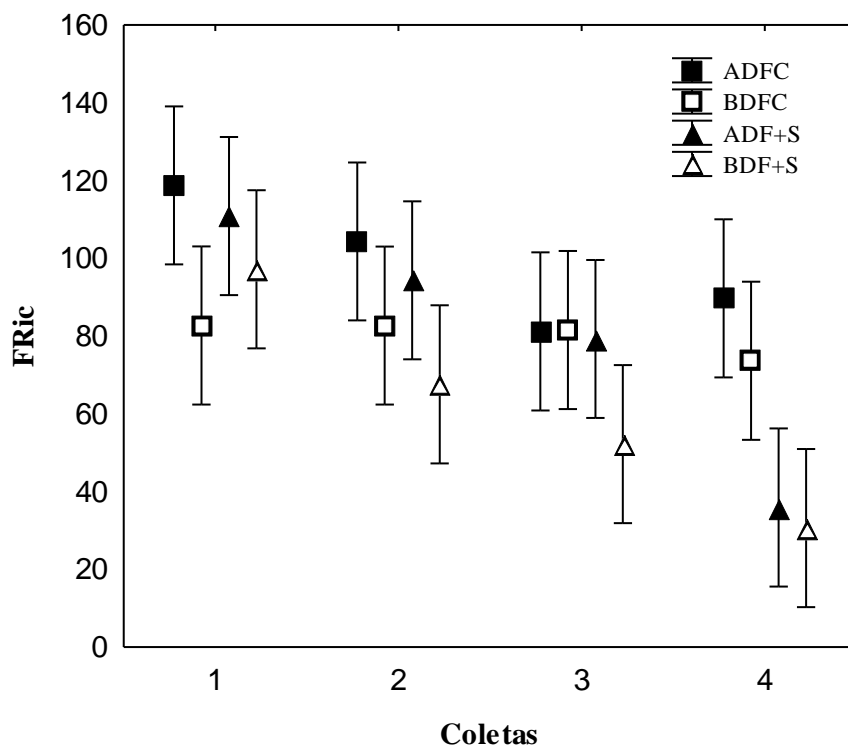


Figura 2: Valores médios da riqueza funcional (FRic) do fitoplâncton ao longo das quatro amostragens para cada tipo de tratamento em experimento com mesocosmos realizados em 2017. Alta diversidade funcional controle (ADFC). Baixa diversidade funcional controle (BDFC). Alta diversidade funcional zooplânctônica + sal (ADFS+S). Baixa diversidade funcional zooplânctônica + sal (BDFS+S). As barras verticais denotam 0,95 do intervalo de confiança.

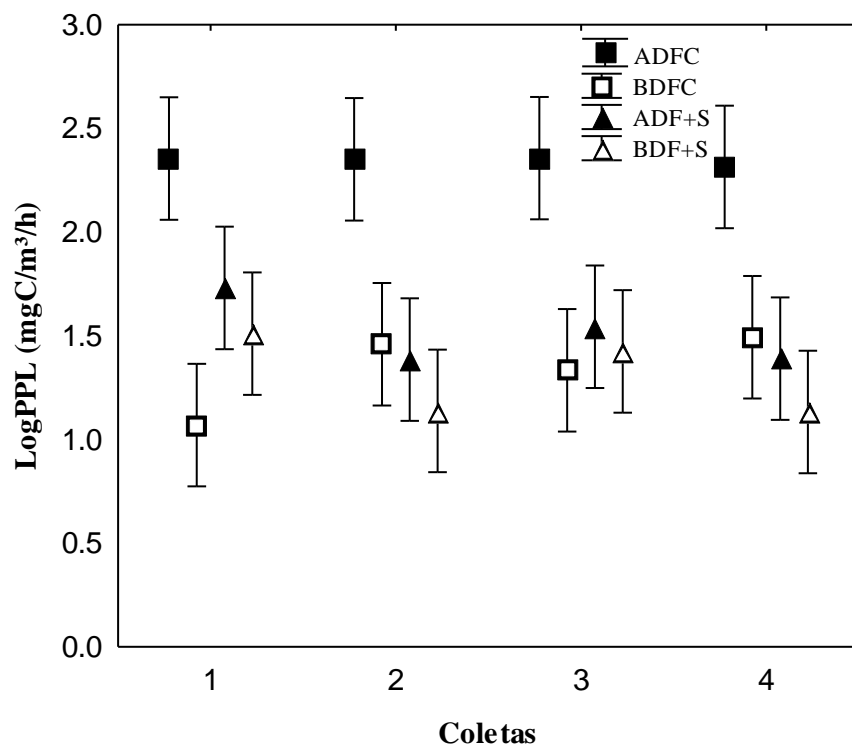


Figura 3: Valores médios da produção primária (PP) ao longo das quatro amostragens para cada tipo de tratamento em experimento com mesocosmos realizados em 2017. Alta diversidade funcional controle (ADFC). Baixa diversidade funcional controle (BDFC). Alta diversidade funcional + sal (ADF+S). Baixa diversidade funcional + sal (BDF+S). As barras verticais denotam 0,95 do intervalo de confiança.

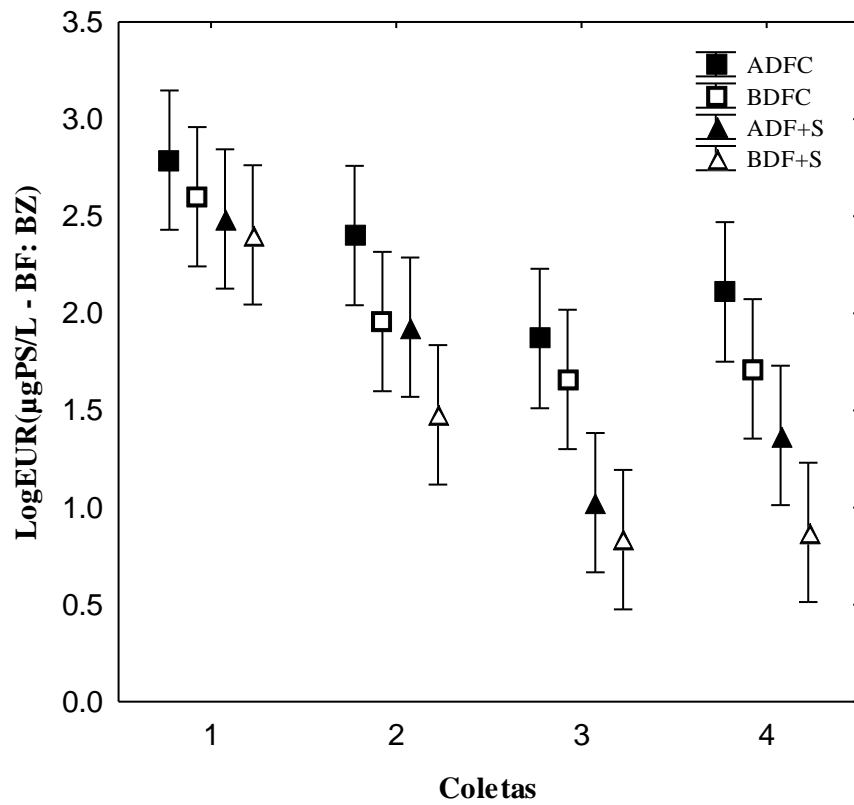


Figura 4: Valores médios da eficiência de uso do recurso (EUR) ao longo das quatro amostragens para cada tipo de tratamento em experimento com mesocosmos realizados em 2017.. Alta diversidade funcional controle (ADFC). Baixa diversidade funcional controle (BDFC). Alta diversidade funcional + sal (ADF+S). Baixa diversidade funcional + sal (BDF+S). As barras verticais denotam 0,95 do intervalo de confiança.

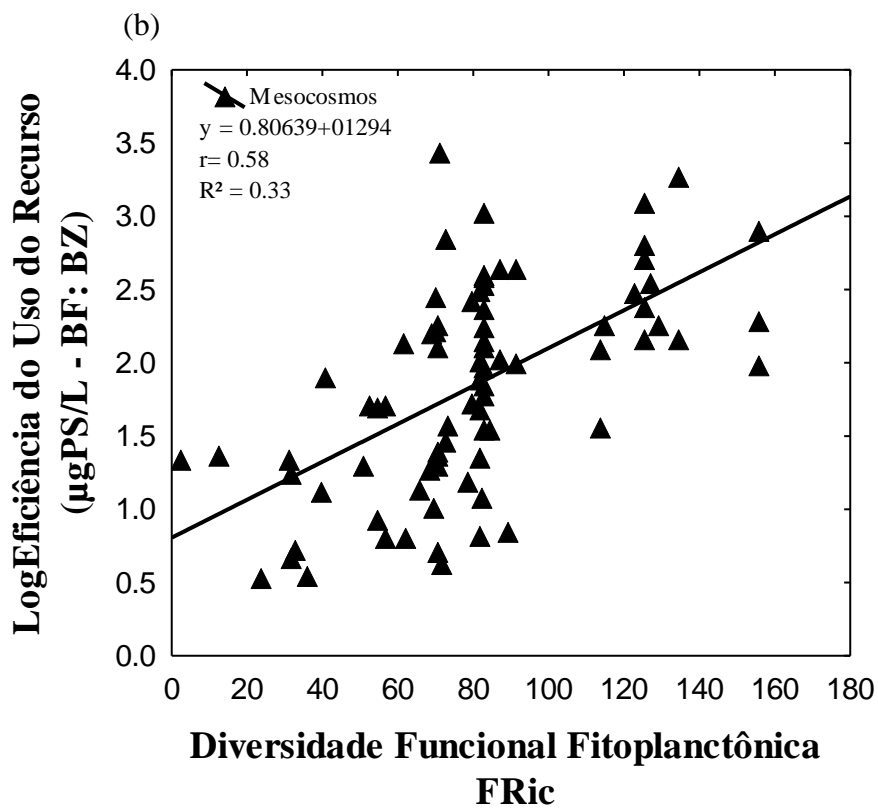
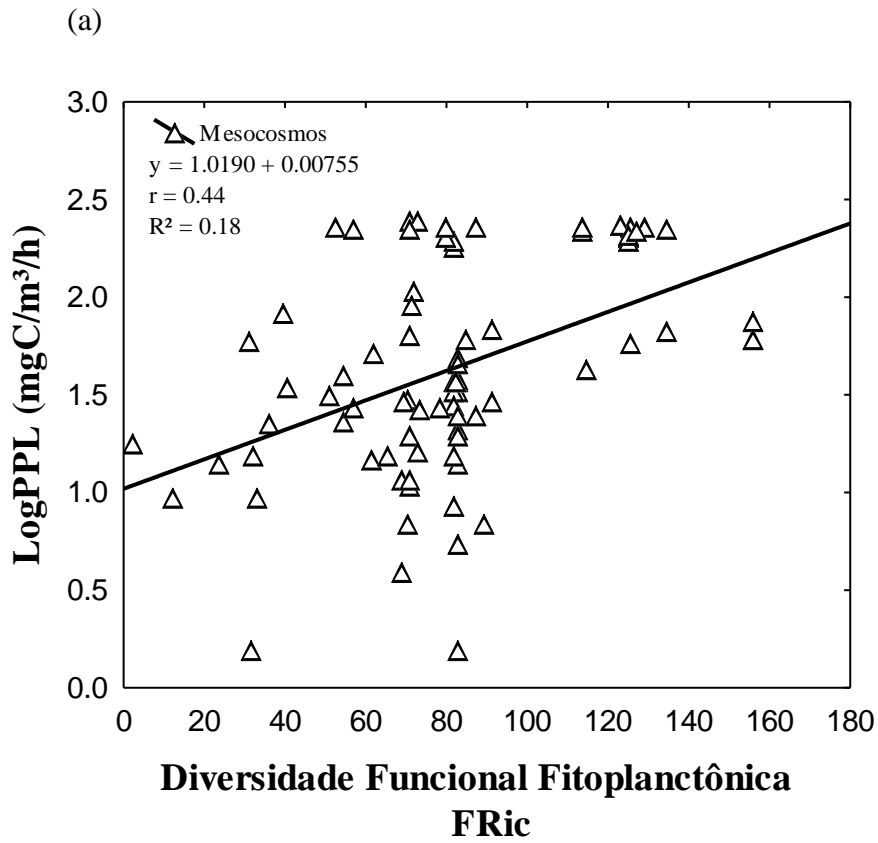


Figura 5a e 5b: Relações entre (a) produtividade primária líquida e (b) eficiência de uso de recursos - (EUR) e a diversidade funcional fitoplanctônica em termos de riqueza funcional (FRic) em uma escala geral do experimento com todas as coletas ($n = 4$) e mesocosmos ($n = 20$) durante o período experimental em 2017.

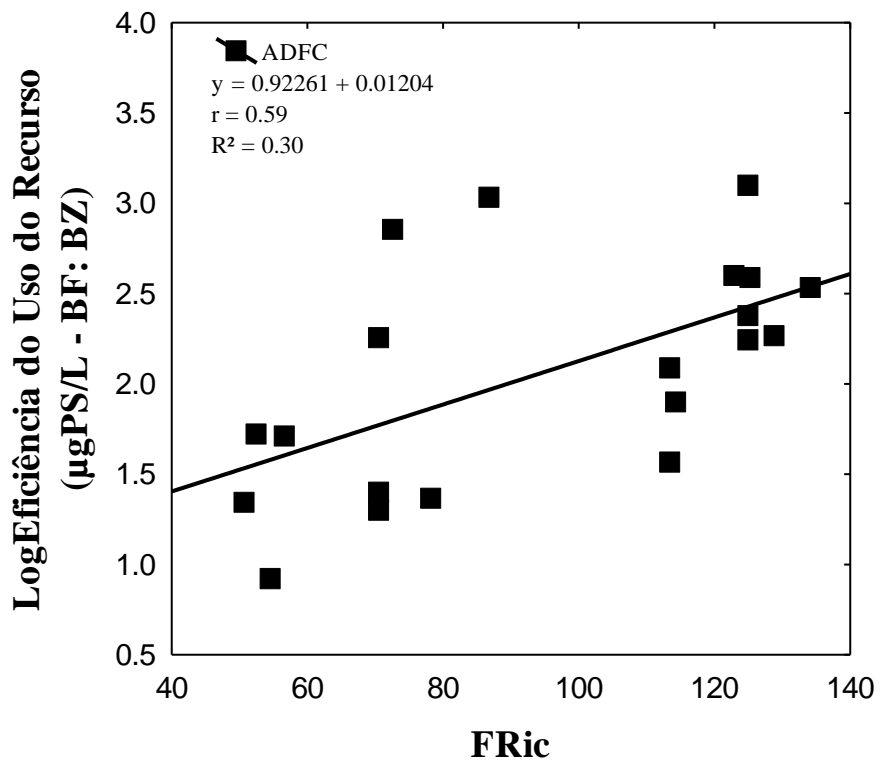


Figura 6: Relação entre a eficiência do uso de recurso e a riqueza funcional do fitoplâncton ao longo do período experimental (04 semanas) no tratamento de alta diversidade funcional controle –ADFC (sem adição de sal).

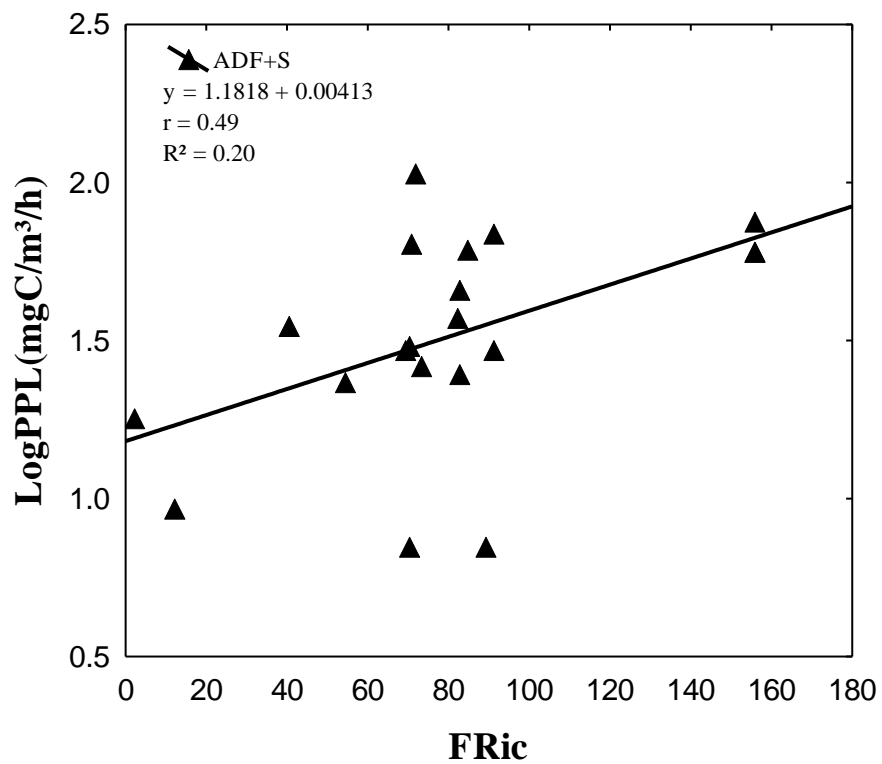


Figura 7: Relação entre a produção primária líquida (PPL) e a riqueza funcional do fitoplâncton ao longo do período experimental (04 semanas) no tratamento de alta diversidade funcional com adição de sal – ADF+S.

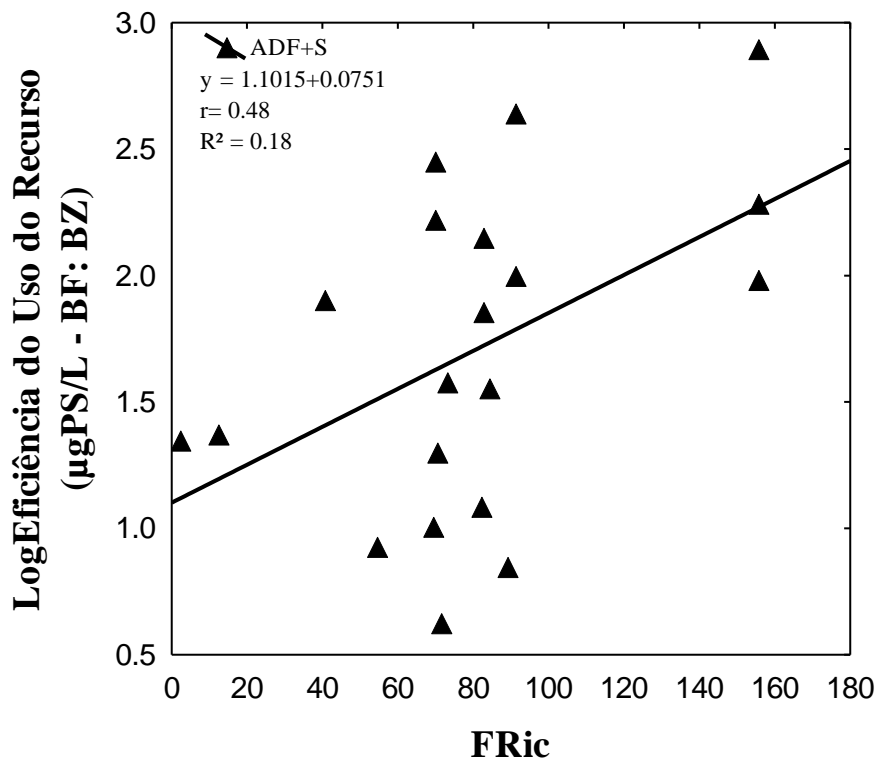


Figura 8: Relação entre a eficiência do uso de recurso e a riqueza funcional do fitoplâncton ao longo do período experimental (04 semanas) no tratamento de alta diversidade funcional com adição de sal – ADF +S.

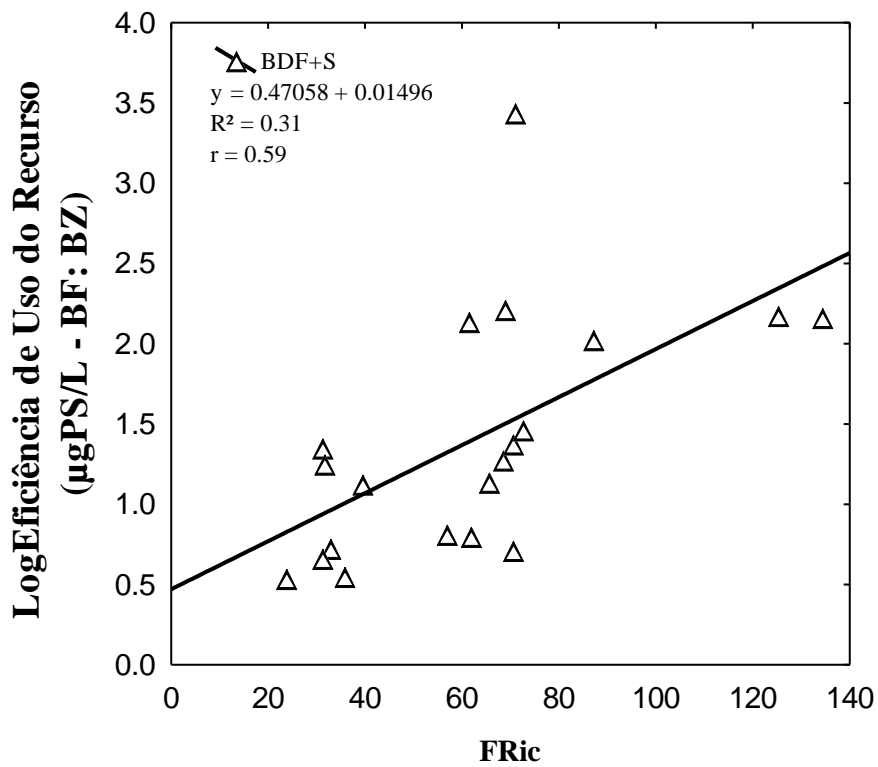


Figura 9: Relação entre a eficiência do uso de recurso e a riqueza funcional do fitoplâncton ao longo do período experimental (04 semanas) no tratamento de baixa diversidade funcional com adição de sal – BDFZ+S.

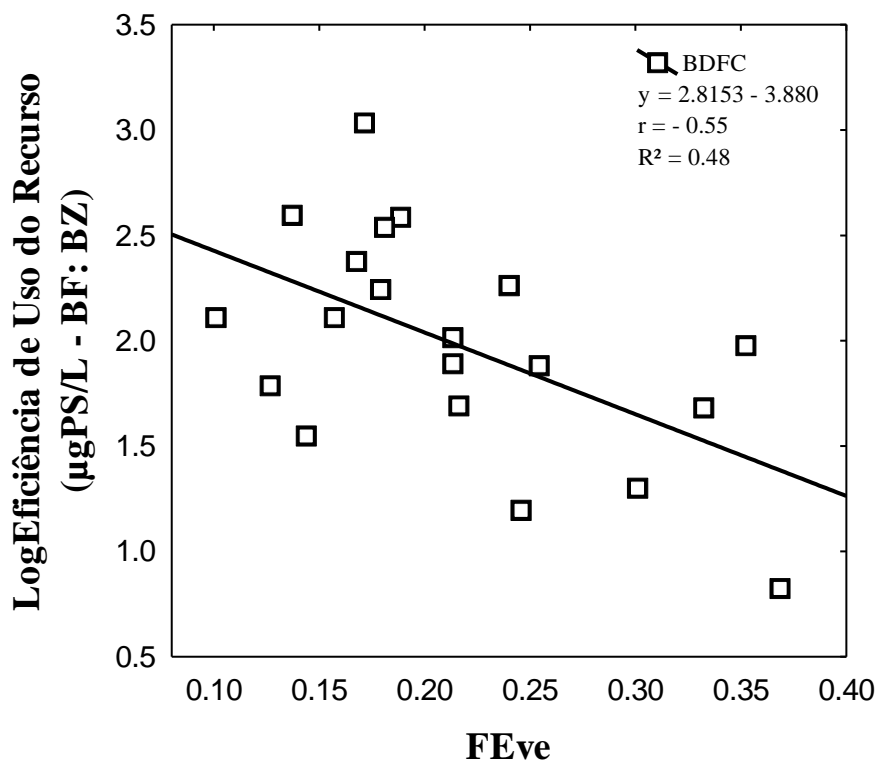


Figura 10: Relação entre a eficiência do uso de recurso e a equitabilidade funcional do fitoplâncton ao longo do período experimental (04 semanas) no tratamento de baixa diversidade funcional controle – BDFC (sem adição de sal).

Tabela 1: Resultados da RM – ANOVAs fatorial para os fatores bióticos e processos ecossistêmicos, avaliando a influência dos diferentes níveis de diversidade funcional zooplanctônica, estresse ambiental (Salinização) e suas interações nos processos do ecossistema e da diversidade funcional fitoplanctônica. Os valores de F em negrito indicam diferenças estatisticamente significantes ($p < 0,05$). df = graus de liberdade. Fric = riqueza funcional; Feve = uniformidade funcional; Fdiv = divergência funcional; Fdis = dispersão funcional. EUR = Eficiência no uso de recursos. PP = Produção Primária. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	df	Ssp	Fric	Feve	Fdiv	Fdis	PP	EUR
Diversidade funcional zooplanctônica	3	18,92***	16,57**	6,48**	1,21	9,21**	42,56***	36,74***
Estresse (salinização)	3	13,71**	11,43***	10,1**	3,47	4,01*	15,20**	4,22*
Diversidade funcional zooplanctônica * Estresse	3	6,29*	4,00***	1,25	4,2	3,71	1,80	19,87**

Tabela 2: Resultados da RM – ANOVAs fatorial para as características funcionais, avaliando a influência dos diferentes níveis de diversidade funcional zooplanctônica - DFZ, estresse ambiental (salinização) e suas interações durante o período experimental. Os valores de F em negrito indicam diferenças estatisticamente significantes ($p < 0,05$). df = graus de liberdade. 1 = máxima dimensão linear. 2 = fixação de nitrogênio (presença de heterócitos). 3 = parede celular com sílica. 4= unicelular. 5= colonial. 6 = filamentosas. 7 = mucilagem. 8 = aerotópos. 9 = flagelos. 10 = verde. 11 = azul. 12 = marrom. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

	df	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
DFZ	3	5,6**	0,38	10,49	0,89	11,7**	2,28	1,43	2,54	0,06	16,8***	6,19*	5,49**
Estresse	3	1,02	8,01**	0,26	0,68	5,1*	9,56*	1,25	7,39*	0,81	8,47**	4,68*	0,52
DFZ * Estresse	3	8,03**	6,4	5,74*	0,71	1,83	7,02*	0,90	5,41**	1,04	4,42	18,01***	5,1*

Tabela 3: Resultados das análises de modelos lineares generalizados (GLM) entre as variáveis respostas (PP = Produção Primária e EUR = Eficiência do Uso do Recurso) e variáveis preditivas (FRic, FEve e FDis) para diferentes níveis de diversidade funcional do zooplâncton (DFZ). Alta diversidade funcional (ADF); Baixa diversidade funcional (BDF); Alta diversidade funcional + Sal (ADF + S) e Baixa diversidade funcional + Sal (BDF + S). V.R = variável resposta. Os valores de R² e P em negrito indicam estatisticamente significante (p < 0,05). r = correlação de Spearman. FRic = riqueza funcional. FEve = uniformidade funcional. FDis = dispersão funcional. * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001.

V. R. / DFZ	Variável Preditora	r	R ² modelo ajustado	P
ADFZ				
PP	FRic	0,34	0,03	0,56
	FEve	0,28	0,04	0,74
	FDis	0,40	0,09	0,30
EUR	FRic	0,55	0,26	**
	FEve	0,46	0,02	0,61
	FDis	0,52	0,23	*
BDFZ				
PP	FRic	0,24	0,05	0,86
	FEve	0,19	0,04	0,70
	FDis	0,21	0,09	0,62
EUR	FRic	0,34	0,06	0,14
	FEve	-0,55	0,48	**
	FDis	0,20	0,10	0,08
ADFZ+S				
PP	FRic	0,49	0,20	*
	FEve	0,19	0,04	0,69
	FDis	0,17	0,13	0,54
EUR	FRic	0,48	0,18	**
	FEve	0,35	0,07	0,12
	FDis	0,42	0,22	0,49
BDFZ+S				
PP	FRic	0,34	0,06	0,13
	FEve	0,32	0,05	0,92
	FDis	0,40	0,09	0,38
EUR	FRic	0,59	0,31	***
	FEve	0,34	0,06	0,14

4.CAPÍTULO III

Percepção integrada dos discentes de uma escola pública sobre a temática cianobactérias: Um exemplo de serviço ecossistêmico cultural

Capítulo elaborado e submetido ao periódico
Ensino de Biologia.

Percepção integrada dos discentes de uma escola pública sobre a temática cianobactérias: Um exemplo de serviço ecossistêmico cultural

Thiago Martins^{1*}; Laísa Freire²; Vanessa Campos¹; Maycon Granados³; Reinaldo Luiz Bozelli²; Francisco de Assis Esteves^{1 2}

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro – Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM/UFRJ), Laboratório de Ecologia Aquática. Av. Rotary Club 764, São José do Barreto, Macaé – RJ, CEP 27973 030, Brasil.

² Laboratório de Limnologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Av. Carlos Chagas Filho, 373, Prédio CCS, Bloco A, sub - solo, Rio de Janeiro, CEP 21941 – 902, RJ, Brasil.

³ Professor da Escola Estadual Jornalista Álvaro Bastos – Macaé / RJ

*Endereço de email: thiagomartins_icbiologicas@yahoo.com.br

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a percepção integrada de alunos de uma escola pública sobre a temática cianobactérias. Este estudo foi realizado em uma escola pública com uma turma do segundo ano do ensino médio em Macaé/RJ – Brasil. Foram realizadas, ações educativas através de metodologias ativas para o ensino e a aprendizagem da temática cianobactérias. Os resultados revelaram que, as metodologias aplicadas e as ações educativas facilitaram o entendimento da temática para 90% dos alunos, com rendimento de aprendizagem superior a 50% do conteúdo abordado. Concluímos que, foi possível a construção de conhecimentos sobre o tema, promovendo a experiência e a reflexão sobre os impactos gerados na saúde humana e no meio ambiente, decorrentes da proliferação de cianobactérias potencialmente tóxicas em ecossistemas aquáticos. Ações estratégicas de educação científica que promovam a interação entre a universidade e a escola demonstram efeitos positivos da abordagem da temática dos serviços ecossistêmicos no âmbito educacional do ensino médio.

Palavras - chave: Ensino e aprendizagem. Meio Ambiente. Saúde humana. Educação.

1. Introdução

Os serviços ecossistêmicos são contribuições diretas e indiretas para o bem-estar humano e podem beneficiar as pessoas de várias maneiras, por exemplo, provisão de alimentos, saúde, lazer, ecoturismo, identidade cultural e serviços educacionais. Esses serviços são formados pela interação de processos bióticos e abióticos (Diaz et al. 2006; Postchin – Young et al. 2017; Hutcheson et al. 2018; Journal Nature Conservation 2018) considerados complexos, mais diretamente ligados à natureza e, mais especificamente, à biodiversidade. No entanto, estamos chegando a um ponto crítico na história da humanidade, onde a perda de biodiversidade e habitats está aumentando como resultado do aumento acelerado das atividades humanas (Diaz et al. 2006; Journal Nature Conservation 2018). O fortalecimento dos esforços científicos para uma compreensão mais profunda da ligação entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos pode desempenhar um papel relevante no apoio às políticas públicas (Hutcheson et al. 2018; Journal Nature Conservation 2018).

Atualmente, uma das principais preocupações socioambientais é a degradação dos recursos hídricos como resultado de seus múltiplos usos (Tundisi & Tundisi 2008). Os ambientes aquáticos são de grande interesse para as sociedades humanas, porque esses ecossistemas suportam alta produtividade biológica, atividades econômicas, socioculturais e educacionais. No entanto, muitos desses ecossistemas sofrem degradação ecológica, principalmente, devido a impactos humanos, incluindo enriquecimento excessivo de nutrientes, contaminação e destruição de habitats (Audoit et al. 2019). A eutrofização artificial é um dos principais problemas causados pelas atividades humanas, por meio da descarga de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio), comprometendo a qualidade da água, resultando no crescimento desordenado de produtores primários aquáticos como as cianobactérias (Calijuri et al. 2006; Molica & Azevedo 2009).

As cianobactérias são microorganismos procarióticos e fotossintéticos, presentes na maioria dos ecossistemas aquáticos da terra (Calijuri et al. 2006). Esse grupo de microorganismos inclui cerca de 150 gêneros descritos, dos quais 40 estão relacionados à produção de algum tipo de cianotoxina (Brasil 2015). As cianotoxinas são toxinas produzidas por cianobactérias, que podem causar a morte de mamíferos, incluindo humanos devido a parada respiratória, hemorragia intra-hepática, diarreia, vômito, diminuição do movimento, danos renais, pulmonares, cardíacos e hemorragia interna (Carmichael 1994; Azevedo et al. 2002). A contaminação das águas com cianobactérias é um sério problema ambiental e de saúde pública que precisa ser conhecido, discutido e tratado em todas as esferas da sociedade, a fim de evitar maiores danos ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos e à saúde da população humana. O

estudo e o ensino do tema das cianobactérias são bastante amplos, englobando vários aspectos relevantes que permitem ao educador tratá-lo de forma integrada a temas da educação, do meio ambiente e da saúde humana. Neste estudo, argumentamos que a educação é uma ação possível e efetiva para abordar e enfrentar problemas de eutrofização artificial e cianobactérias, considerando-a dentro do campo da prestação de serviços ecossistêmicos como um serviço cultural.

A lagoa costeira Imboassica, localizada na cidade de Macaé - Estado do Rio de Janeiro - RJ, é impactada pela urbanização sem planejamento ou infraestrutura para sistemas de esgoto (Santos et al. 2013). Escolhemos a lagoa Imboassica como um estudo de caso, porque nosso grupo de pesquisa estuda a lagoa há mais de três décadas e já observamos nela, através de monitoramento contínuo a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas. Esses fatos demonstram alguns de seus problemas ambientais e a falta de gerenciamento adequado dos recursos hídricos. Além disso, a lagoa Imboassica tem sido utilizada como um ecossistema modelo para pesquisas no campo da educação através da implementação de metodologias ativas (Graúdo & Freire 2016).

A educação tem um papel importante na sociedade ao integrar agentes em um processo pelo qual o educador convida os educandos a reconhecer e desvendar a realidade de forma crítica, ao perceber os fios que tecem a realidade social e ambiental. Os protagonistas desse processo são alunos e professores que, juntos dialogam, problematizam e constroem conhecimentos sobre a realidade social e ambiental (Freire 1985; Menezes & Santiago 2014). Em uma perspectiva integradora, metodologias ativas se destacam como uma das novas formas de ensino e aprendizagem (Marin et al. 2010). Metodologias ativas permitem que, os alunos desenvolvam habilidades e competências para resolver problemas, desenvolvendo sua criticidade e posicionamento em questões contemporâneas (Rocha & Lemos 2014). Nesse sentido, o uso de recursos lúdicos (oficinas, jogos, experiências estéticas, experiência de campo) e recursos tecnológicos são extremamente relevantes para o processo construtivo de ensino e aprendizagem (Grun 2008; Cunha 2012; Payne et al. 2018). A aplicação dessas metodologias podem proporcionar maior produtividade, aprendizado e motivação nas ações pedagógicas por suas características lúdicas e ativas, tornando o processo de ensino e aprendizagem mais atraente e dinâmico (Souza & Nascimento Júnior 2005; Moraes & Rezende 2009).

A educação assume cada vez mais a forma de um processo intelectual ativo como aprendizado social, baseado no diálogo e na interação, em um processo constante de recreação e reinterpretação de informações, conceitos e significados, originados na aprendizagem em sala de aula ou na experiência pessoal do aluno (Jacobi 2005). Portanto, o objetivo deste trabalho foi

avaliar a percepção integrada de discentes do ensino médio sobre a temática cianobactérias através de ações e metodologias ativas em uma escola pública de Macaé - RJ como ferramenta para discutir a prestação de serviços ecossistêmicos.

2. Metodologia

O estudo foi realizado na Escola Estadual Jornalista Álvaro Bastos, localizada em Macaé - RJ, com uma turma do segundo ano do ensino médio, com um total de 20 alunos e em duas etapas. Etapa I: Intervenção através de oficinas e dinâmicas participativas. Etapa II: Aplicação de questionários.

Etapa I: *Oficina I* - Conhecendo as cianobactérias de um ecossistema aquático impactado (Lagoa Imboassica – Macaé/RJ) como um estudo de caso. Nesta oficina, utilizamos recursos didáticos como: apresentação de slides e interação direta com os alunos para aulas expositivas e dialogadas. *Oficina II* - Aplicação de um jogo interativo - Ciano Quiz: Conhecendo o risco à saúde de contaminação da água por cianobactérias. Este jogo foi adaptado de Nunes & Chaves (2017). Ciano Quiz, é um jogo de perguntas e respostas sobre cianobactérias e seu impacto no meio ambiente e na saúde humana. O jogo é composto por 20 perguntas oficiais e três perguntas extras em caso de empate. Cada questão possui quatro alternativas (A, B, C e D), sendo apenas uma correta.

Oficina III: Os alunos visitaram um ecossistema aquático impactado (Lagoa Imboassica) onde foram realizadas as seguintes atividades: experiências estéticas através da confecção de fotos pelos alunos. Coleta de cianobactérias para posterior observação. *Oficina IV:* Os alunos visitaram o laboratório de Ecologia Aquática na universidade. No laboratório didático, eles prepararam lâminas e observaram ao microscópio cianobactérias coletadas na oficina III. *Oficina V:* Durante a visita à universidade, discutimos o papel da Educação no tratamento de questões socioambientais.

Etapa II: Nessa etapa, dois questionários foram aplicados aos alunos. *Questionário I:* avaliação pedagógica de todas as atividades e metodologias do projeto. As respostas dos alunos foram analisadas e classificadas como sim ou não. *Questionário II:* avaliação de aprendizagem sobre o conteúdo específico do tema integrador cianobactérias. As respostas dos alunos foram analisadas e classificadas como corretas e incorretas. Os dados obtidos, foram tabulados e analisados em uma perspectiva descritiva qualitativa e quantitativa (Diehl 2004) e discutidos de acordo com a literatura pertinente.

3. Resultados

Avaliação Pedagógica

Os resultados evidenciaram um elevado grau (80%) de satisfação na participação do projeto pelos alunos, como mostra a figura 1. De acordo com os alunos, o projeto foi 100% objetivo nas informações e o assunto foi interessante para 95% deles. As metodologias aplicadas facilitaram a compreensão do tema para 90% dos alunos, 85% responderam que o tema abordado se relaciona ao seu cotidiano despertou o interesse de 80% da turma e colaborou com a mudança de atitudes no estilo de vida de 85% dos alunos. Além disso, 95% dos estudantes se sentiram beneficiados pelo aprendizado dos conteúdos abordados e 80% dos estudantes não tinham conhecimento prévio sobre o tema das cianobactérias (tabela 1).

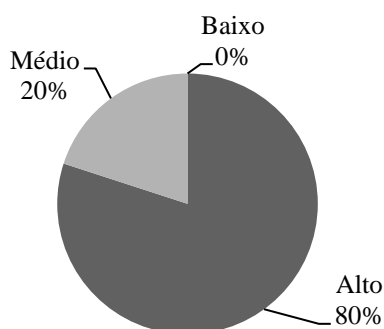


Figura 1: Grau de satisfação dos alunos em participar do projeto. $n = 20$ alunos.

Tabela 1: Resultados da Avaliação Pedagógica sobre a Percepção Integrada dos alunos no Ensino da Temática Cianobactérias em uma Escola Pública de Macaé / RJ. n = número de alunos. E = Educação. SH = Saúde Humana. MA = Meio Ambiente. % = valor expresso em porcentagem.

Perguntas / Respostas	Sim		Não	
	n	%	n	%
O projeto foi objetivo nas informações?	20	100	0	0
O assunto foi interessante?	19	95	1	5
As metodologias aplicadas ao longo do projeto facilitaram a compreensão da temática?	18	90	2	10
A temática abordada faz relação com o seu dia-a-dia?	17	85	3	15
A temática abordada é motivadora e	16	80	4	20

desperta seu interesse?				
O projeto colaborou para que ocorram mudanças de atitudes em seu estilo de vida?	17	85	3	15
O projeto ajudou na aprendizagem dos conteúdos abordados?	19	95	1	5
A partir desse projeto, as questões ambientais fará mais sentido em sua vida?	19	95	1	5
Você já tinha conhecimentos sobre a temática Cianobactérias?	4	20	16	80

Avaliação da Aprendizagem

“[...] A experiência que tivemos sobre as cianobactérias nos ensinou muito sobre como elas podem prejudicar a nossa saúde. A experiência que tive no projeto foi muito dinâmica, aprendi muito sobre as cianobactérias e o trabalho que da analisar e descobrir os tipos. O conhecimento que adquiri vai ficar para toda minha vida e vou passar tudo que aprendi para as pessoas que não conhecem sobre as cianobactérias e o impacto que elas causam na saúde dos seres humanos e na água [...]” *Aluno 1.*

“[...] A participação no projeto e a nossa vivência na universidade foi de uma importância extremamente significativa e essencial, pois acrescentou conhecimento que não tínhamos, como por exemplo, a variedade de campos da ciência dentro da abordagem de cianobactérias. No Nupem, utilizamos o microscópio para identificarmos os tipos de cianobactérias, vimos o catálogo de espécies, conversamos com os estudantes sobre o tema de estudo deles. Por isso aprendi que as cianobactérias abrangem várias áreas de nossa vida [...]” *Aluno 2.*

Os resultados, com base na aplicação do questionário de aprendizagem sobre o conteúdo trabalhado mostraram que, todas as perguntas foram respondidas com rendimento acima de 50% de respostas corretas pelos alunos (n=20) (tabela 2 e *material suplementar*). Na questão 1, 55% dos estudantes responderam corretamente sobre quais organismos vivos são capazes de produzir cianotoxinas; na questão 2, 55% identificaram corretamente o tipo de cianotoxina de acordo com os sintomas apresentados; na questão 3, 100% dos estudantes relacionaram corretamente o processo de eutrofização com a proliferação de cianobactérias; na pergunta 4, 85% dos alunos responderam corretamente sobre atitudes cotidianas que podem contribuir para reduzir a contaminação das águas por cianobactérias; na questão 5, 75% dos

estudantes responderam corretamente sobre os sinais que podem ajudar a identificar as florações das cianobactérias (tabela 2).

Tabela 2: Resultados da avaliação de aprendizagem dos alunos sobre a temática cianobactérias. *n* = número de alunos. % = valor expresso em porcentagem.

Questões	Correto		Incorreto	
	<i>n</i>	%	<i>n</i>	%
Questão 1	11	55	9	45
Questão 2	11	55	9	45
Questão 3	20	100	0	0
Questão 4	17	85	3	15
Questão 5	15	75	5	25

4. Discussão

Nossos resultados demonstraram uma integração positiva entre os eixos temáticos educação, meio ambiente e saúde pública no processo de ensino e aprendizagem das cianobactérias. De maneira geral, os resultados corroboram outros estudos que discutiram o processo e a eficiência do uso de metodologias ativas e diversificadas como oficinas, jogos interativos, aulas expositivas e dialogadas com o uso de recursos multimídias (Yamazaki & Yamazaki 2006; Santos et al. 2012; Nunes & Chaves 2017).

O alto grau de satisfação dos alunos ao participarem deste estudo, esteve relacionado às metodologias e ações educacionais aplicadas ao longo da execução do projeto. Experiências estéticas e práticas de campo e na universidade foram aspectos que tornaram o processo de ensino e aprendizagem mais atraente, dinâmico e satisfatório. No entanto, essas metodologias, geralmente, não são aplicadas na rotina escolar. Nas escolas, a ausência dessas metodologias podem ser explicadas pela abordagem curricular, infraestrutura no fornecimento e manutenção de laboratórios. No caso de não uso frequente de metodologias ativas, esse fato corresponde aos sistemas de avaliação padronizados impostos pelo próprio sistema educacional. Métodos educacionais envolvendo aulas de campo em ambientes aquáticos, ajudam aos alunos a conhecerem e se conscientizarem sobre os problemas ambientais sofridos pelos ambientes costeiros e desenvolver ações contínuas com a comunidade escolar, buscando alcançar uma cidadania científica orientada (Santos et al. 2013). Cientistas, gestores públicos e agentes escolares são desafiados a produzir conhecimento científico, juntamente, com outras informações e abordagens diferentes para ajudar a garantir maneiras de preservar e gerenciar os recursos hídricos (Santos et al. 2013; Hutcheson et al. 2018; Audoit et al. 2019).

O papel da ciência e da tecnologia na sociedade torna-se indispensável para a discussão em sala de aula sobre questões relacionadas à economia, política, cultura, ética e meio ambiente (Santos 2007). Neste sentido, metodologias ativas são formas de levar o aluno à construção do conhecimento, tornando o processo de aprendizagem mais significativo, estabelecendo entre o objeto de estudo, o aluno e o professor uma relação de reciprocidade (Santos 2007; Rocha & Lemos 2014). Em uma perspectiva educacional, temáticas e metodologias trabalhadas neste estudo, permitem a abordagem de conteúdos de ensino e geram conhecimento próprio da ciência, propiciando a inovação de abordagens metodológicas que geralmente, não são consideradas no ambiente escolar (Acevedo 1995; Nunes & Chaves 2017; Hutcheson et al. 2018). Ações educativas que ofereçam estratégias para a melhoria da educação e a formação de cidadãos para a vida em sociedade, tornam-se uma base importante de pesquisa, gerando qualidade de vida e bem-estar humano (UNESCO 2011; Freire et al. 2018)

O presente estudo, demonstrou modos de acesso para a construção de conhecimentos sobre uma temática integradora como a das cianobactérias. Através das ações e metodologias desenvolvidas, foi possível promover a experiência e a reflexão sobre os impactos antrópicos, gerados em ambientes aquáticos e sua influência na saúde humana. Através de metodologias ativas e experiências de campo na realidade local, é possível obter de maneira significativa um processo integrado de ensino e aprendizagem. Tais estratégias podem promover o interesse e contribuir para a formação de cidadãos mais críticos, despertando a consciência de seu papel como membros ativos responsáveis pela tomada de decisões sobre questões ambientais.

A importância dos serviços ecossistêmicos é uma consequência esperada para o ensino e aprendizagem. O serviço ecossistêmico no âmbito educacional, deve ser realizado por meio de ações integradas entre pesquisadores de ecologia, professores de ensino fundamental e médio e a escola como um todo, contribuindo para a formação de cidadãos com melhores instrumentos e capacidades para participarem do gerenciamento e conservação dos ecossistemas aquáticos. Enfatizamos que, o vínculo entre a universidade e a escola pública como estratégia e fortalecimento de educação reforça a importância da conservação dos recursos hídricos e dos serviços ecossistêmicos relacionados a este bem vital.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade - NUPEM / UFRJ pelo apoio logístico e aos professores e alunos do Colégio Estadual Jornalista Álvaro Bastos por aceitarem participar desta pesquisa.

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO GERAL

5. Discussão e Conclusão Geral

Em decorrência da perda de biodiversidade global, diversos esforços de pesquisas têm sido desenvolvidos para investigar as ligações entre a biodiversidade e os processos ecossistêmicos em diversos ambientes (Reiss et al. 2009; Ebeling et al. 2014; Duffy et al.2017). Os ambientes aquáticos continentais têm sido de grande interesse para as sociedades humanas, em termos de bens e serviços que eles fornecem para a humanidade (Hutcheson et al. 2018). Esses ecossistemas suportam alta produtividade biológica e são base de suporte para atividades econômicas, educacionais e socioculturais (Audoit et al.2019). No entanto, esses ambientes vêm sofrendo grandes degradação ecológica, principalmente, em decorrência dos impactos humanos, incluindo destruição de habitats, eutrofização e mudanças climáticas (Abonyi et al.2018; Audoit et al.2019). Portanto, estudos que buscam elucidar o papel das comunidades biológicas e os efeitos da diversidade funcional sobre os processos ecossistêmicos, são imperativos para entender o funcionamento dos ecossistemas, especialmente os ambientes aquáticos continentais que estão entre aqueles mais ameaçados (Setubal et al. 2020).

Considerando a importância ecológica do fitoplâncton para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, tornam-se relevantes estudos voltados para abordagem funcional desta comunidade e suas respostas frente aos processos e serviços ecossistêmicos (Kruk et al.2017; Abonyi et al.2018; Derot et al.2020). Neste sentido, o presente estudo contribui para a elucidação do papel e da importância da diversidade funcional fitoplanctônica para a produtividade e eficiência do uso de recursos de ambientes aquáticos tropicais. Além do uso desta comunidade como exemplo de serviço ecossistêmico no âmbito educacional, em ambientes aquáticos que sofrem distúrbios ambientais como eutrofização e aumento de salinidade. Dentre os fatores que influenciam a diversidade, o hidroperíodo e a heterogeneidade ambiental são preponderantes em diversos estudos (Bini et al.2014; Heino et al. 2015). Em contrapartida, mecanismos como complementaridade, seleção, predação, competição e facilitação são amplamente reconhecidos por afetar padrões estruturais de comunidades (Carpenter et al.2013; Smeti et al.2018; Smeti et al. 2019). Nossos resultados demonstraram que a diversidade funcional foi determinante para os processos ecossistêmicos avaliados ao longo dos estudos realizados. Comunidades com alta diversidade apresentaram altas taxas de produção primária e eficiência do uso de recursos, atribuída aos efeitos de complementariedade funcional

das espécies (Petchey, Hector & Gaston 2004). Por outro lado, comunidades com baixa diversidade funcional conseguiram manter as funções ecossistêmicas das comunidades, podendo estar atribuídas aos efeitos de seleção de espécies (Smeti et al.2018).

O presente estudo elucidou a importância dos mecanismos de complementariedade e de seleção de espécies para comunidades fitoplanctônicas em ambientes sujeitos a distúrbios ambientais como hidroperíodo (secas periódicas – Capítulo I) e salinidade (Capítulo II). Em paralelo com esses resultados, foi possível demonstrar que as cianobactérias representam uma temática importante e integradora sobre a eutrofização artificial e o fornecimento de serviços ambientais para a sociedade. A utilização das cianobactérias como organismo modelo para subsidiar o entendimento do conceito de serviço ecossistêmico no campo da educação, pode contribuir para a formação de cidadãos críticos, ajudando a garantir maneiras de preservar e gerenciar os recursos hídricos (Santos et al., 2013; Hutcheson et al. 2018; Audoit et al., 2019).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

6.Referências Bibliográficas

- Abonyi, A.; Ács, E.; Hidas, A.; Grigorszky, I.; Varbíró, G.; Borics, G.; Kiss, K.T. (2018). Functional diversity of phytoplankton highlights long-term gradual regime shift in the middle section of the Danube River due to global warming human impacts and oligotrophication. *Freshwater Biology*. 1 -17.
- Acevedo, J.A. (1995). Educación tecnológica desde una perspectiva CTS. Una breve revisión del tema. *Alambique*. 3: 75 – 84.
- Alberti, G.; Nock, C.; Fornasier, F.; Lorenzen-Scherer, M.; De Nobili, M.; Peressotti, A.; Hoenig, L.; Bruelheide, H., Bauhus, J. (2017). Tree functional diversity influences belowground ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology*. 120: 160 – 168.
- Albertoni, E.F.; Palma – Silva, C.; Trindade, C.R.T.; Furlanetto, L.M. (2014). Field evidence of the influence of aquatic macrophytes on water quality in a shallow eutrophic lake over a 13 – year period. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 26 (2): 176 – 185.
- Anas, G.; Bernadette, P.A. (1998). Relationships between zooplankton community structure and phytoplankton in two lime-treated eutrophic hardwater lakes. *Freshwater Biology*. 39: 775 – 790.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E; McArdle, B.H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*. 9: 683 – 693.
- Antón – Pardo M. (2016). Zooplankton biodiversity and community structure vary along spatio temporal environmental gradients in restored peridunal ponds. *J. Limnol*. 75: 193 – 203.
- Audoit, C.; Pasqualini, V.; De Wit, R.; Flanquart, H.; Deboudt, P.; Rufin – Soler, C.(2019).Comparing social representation of water quality coastal lagoons with normative use of ecological indicators. *Marine Policy*. 101: 137 – 146.
- Azevedo, F.C.C.; Verdade, L.M. (2012). Predator – prey interactions: Jaguar predation on caiman in a floodplain forest. *Journal of Zoology*. 286: 200 – 207.
- Azevedo, S.M.F.O.; Carmichael, W.W.; Jochimsen, E.M.; Rinehart, K.L.; Lau, S.; Shaw, G.R; Eaglesham, G.K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru / Brazil. *Toxicology*. 181 – 182: 441 – 446.

- Barton, K. (2014). MuMIn: Multi – model inference. R package version 1100. Available: [http:// CRANR - projector/package = MuMIn](http://CRANR-projector/package=MuMIn).
- Barton, A.; Dutkiewicz, S.; Flierl, G.; Bragg, J.G.; Follows, M.J. (2010). Patterns of diversity in marine phytoplankton. *Science*. 327: 1509 – 1511.
- Bates, D.; Machler, M.; Bolker, B.; Walker, S. (2012). Lme4: Linear mixed – effects models using Eigen and S4 R package version 10-4 Available: [http:// CRANRprojectorg/](http://CRANRprojectorg/).
- Becker, V.; Cardoso, L.S.; Huszar, V. (2010). Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology*. 43: 285 – 293.
- Bicudo, C.E.M & Menezes, M. (2017). Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 3ª Ed. São Carlos – SP: Rima, 552p.
- Bini, L.M.; Landeiro, V.L.; Padial, A.A.; Siqueira, T.; Heino, J. (2014). Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology*. 95: 1569 – 1578.
- Bottrell, H.H.; Duncan, A.; Gliwicz, Z. M.; Grygierek, A.; Herzig, A.; Hillbricht – Ilkowska, H.; Kurasawa, P.L.; Weglenska, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*. 24: 419 – 456.
- Branco, C.C.; Kozłowsky –Suzuki, B.; Esteves, F.A; Aguiaro, T. (2008). Zooplankton Distribution and Community Structure in a Brazilian Coastal Lagoon. *Vie Et Milieu – Life and Environment*. 58 (1): 1 – 9.
- Brasil J.; Huszar, V.L.M. (2011). O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*. 15 (4):799 – 834.
- Brasil. Ministério da Saúde. Secretária de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. (2015). Cianobactérias / cianotoxinas: procedimentos de coleta, preservação e análise. Brasília. 106p.
- Brito, A.C.; Newton, A.; Tett, P.; Fernandes, T.F. 2010. Sediment and water nutrients and microalgae in a coastal shallow lagoon, Ria Formosa (Portugal). Implications for the water framework directive. *Journal of Environmental Monitoring*. 12: 318 – 328.
- Calça, A. N.; Grelle, E. V. (2016). Diversidade Funcional de Comunidades: Discussões Conceituais e Importantes Avanços Metodológicos. *Oecologia Australis*. 20 (4): 401 – 416.
- Calijuri, M.C.; Alves, M.A.; Santos, A.C.A.(2006). Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos: Editora Rima. 118p. CARMICHAEL, W.W. The Toxins of Cyanobacteria. 1994. *Scientific American*, New York. 270: 64 – 72.

Caliman, A.; Carneiro, L.S.; Santangelo, J.M.; Guariento, R.D.; Pires, A.F.; Suhett, A.L., et al. (2010). Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. *70*: 803 – 814.

Cardinale, B.J.; Palmer, M.A.; Collins, S.L. (2002). Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature*. 415: 426 – 429.

Cardinale, B.J.D.; Srivastava, S.; Duffy, J.E.; Wright, J.P.; Downing, L.; Sankaram, M.; Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*. 443: 4-7.

Cardinale, B.J.; Bennett, D.M.; Nelson, C.E.; Gross, K. (2009). Does productivity drive diversity or vice versa? A test of multivariate productivity – diversity hypothesis in streams. *Ecology*. 90(5): 1227 – 1241.

Cardinale, B.J.; Matulich, K.L.; Hopper, D.U.; Byrnes, J.E.; Duffy, E.; Gamfeldt, L.; Balvanera, P.; O'Connor, M.I.; Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *Am J Bot*. 98: 572 – 592.

Castillo, A.M.; Sharpe, D.M.T.; Ghalambor, C.K.; Leo'n, L.F. (2018). Exploring the effects of salinization on trophic diversity in freshwater ecosystems: a quantitative review. *Hydrobiologia*. 807: 1-17.

Carmo, F.F.; Carmo, F.F.; Campos, I.C.; Jacobi, C.M. (2012). Cangas: Ilhas de ferro estratégicas para a conservação. *Ciência Hoje*. 50: 49 – 54.

Cienciaruso, M.V.; Batalha, M.A.; Petchey, O.L. (2013). High loss of plant phylogenetic and functional diversity due to simulated extinctions of pollinators and seed dispersers in a Tropical Savanna. *Natureza & Conservação*. 11: 36 – 42.

Cienciaruso, M.V.; Silva, I.A.; Batalha, M. A. (2009). Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. *Biota Neotropical*. 9 (3): 94 – 104.

Colina, M.; Calliari, D.; Carballo, C.; Kruk, C. (2015). A trait – based approach to summarize zooplankton – phytoplankton interactions in freshwaters. *Hydrobiologia*. 1 – 13.

Costa, M.L.; Carmo, M.S.; Behling, H. (2005). Mineralogia e geofísica de sedimentos lacustres com substrato laterítico na Amazônia Brasileira. *Revista Brasileira de Geociência*. 35: 165 – 176.

Cottenie, K.; Michels, E.; Nuytten, N.; De Meester, L. (2003). Zooplankton metacommunity structure: Regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*. 84: 991 – 1000.

Cunha, M.B. (2012). Jogos no Ensino de Química: Considerações Teóricas para sua utilização em sala de aula. *Química nova escola*. 34 (2): 92 – 98.

- Daily, G.C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- Datry, T.; Larned, S.T.; Fritz, K.M.; Bogan, M.T.; Wood, P.J.; Meyer, E.I. Santos, A.N. (2014). Broad scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. *Ecography*. 37: 94 – 104.
- De Bie, T.; Meester, L.D.; Brendonck, L.; Martens, K.; Godderis, B.; Ercken, D. et al. (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*. 15: 740 – 747.
- De Meester, L.; Declerck, S.; Stoks, R.; Louette, G.; Van de Meutter, F.; De Bie, T.; Michels, E. & Brendonck, L. (2005). Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. 15: 715 – 725.
- Declerck, S.; De Bie, T.; Ercken, D.; Hampel, H.; Schrijvers, S.; Van Wichelen, J.; Gillard, V.; Mandiki, R.; Losson, B.; Bauwens, D.; Keijers, S.; Vyverman, W.; Godderis, B.; De Meester, L.; Brendonck, L. & Martens, K. (2006). Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biological Conservation*. 131: 523 – 532.
- Derot, J.; Jamoneau, A.; Teichert, N.; Rosebery, J.; Morin, S.; Laplace – Treytire, C. (2020). Response of phytoplankton traits to environmental variables in French lakes: New perspectives for bioindication. *Ecological Indicators*. 108: 1- 9.
- Dias, A. T. C.; Berg, M. P.; Bello, F.; Oosten, A. R. V.; Bila, K.; Moretti, M. (2013). An experimental framework to identify community functional components driving ecosystem processes and services delivery. *Journal of Ecology*. 101: 29 – 37.
- Diaz, S.; Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*. 16 (11): 646 – 655.
- Diaz, S.; Fargione, J.; Chapin, F.S.; Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well – being. *PlosBiol*. 4(8): 1300 – 1305.
- Diehl, A.A. (2004). *Pesquisa em ciências sociais aplicadas: métodos e técnicas*. São Paulo: Prentice Hall.
- Dodson, S.I.; Arnott, S.E; Cottingham, K. L. (2000). The relationship in lakes communities between primary productivity and species richness. *Ecology*. 81: 2662 – 2679.
- Downing, J. A.; Duarte, C. M. (2010). Abundance and size distribution of lakes, ponds and impoundments. In Likens, G.E., ed. *Lake ecosystem ecology*. London: Elsevier. 220 – 229.

Duffy, J.E.; Cardinale, B.J.; France, K.E.; McIntyre, P.B.; Thebault, E.; Loreau, M. (2007). The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters*. 10: 522 – 538.

Duffy, J.E.; Godwin, C.M.; Cardinale, J.B. (2017). Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. *Nature*. 549: 261 – 264.

Duffy, J.E.; Cardinale, B.J.; France, K.E.; McIntyre, P.B.; Thebault, E.; Loreau, M. (2007). The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters*. 10: 522 – 538.

Dumont, H.J.; Van de Velde I.; Dumont, S. (1975). The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*. 19: 75 – 97.

Ebeling, A.; Pompe, S.; Baade, J.; Eisenhauer, N.; Hillebrand, H.; Proulx, R.; Roscher, C.; Schmid, B.; Wirth, C.; Weisser, W. (2014). *Basic and Applied Ecology*. 15: 229-240.

Elmqvist, T.; Folke, C.; Nystrom, M.; Peterson, G.; Bengtsson, J.; Walker, B. et al. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1: 488 – 494.

Enrich - Prast, A.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Meirelles, F. P. (2004). Lagoas Costeiras da Restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. In: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A.; Scarano, F.R. Ed. *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. Editora RIMA: Rio de Janeiro, p. 376.

Esteves, F.A.; Caliman, A.; Santagelo, J.M.; Guariento, R.D.; Farjalla, V.F.; Bozelli, R.L. (2008). Neotropical coastal lagoons: na appraisal of their biodiversity, functioning, theats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*. 68: 967 – 981.

Filstrup, C.; Hillebrand, H.; Heathcote, A. J.; Harpole, W. S.; Downing, J. A. (2014). Cyanobacteria dominance influences resource use efficiency and community turnover in phytoplankton and zooplankton communities. *Ecology Letters*. 17: 464 - 474.

Fox J. & Weisberg S. 2011. *Na (R) Companion to Applied Regression, Second Edition*. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>.

Frainer, A.; Mckie, B.G.; Malmqvist, B. (2014). When does diversity matter? Species functional diversity and ecosystem functioning across habitats and seasons in field experiment G. Woodward (ed). *J. Anim. Ecol.* 83: 460 – 469.

Franco, A.; Franzoi, P.; Malavassi, S.; Riccato, F.; Torricelli, P.; Mainardi, D. (2006). Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 66: 67 – 83.

- Freire, L.M.; Bozelli, R. L.; Azevedo, V. K.; Graúdo, D.; Santos, M.N.; Bruck, M. (2018). Vida na Água, Água na vida: Análise de ações educativas entre universidade e escola para promoção do ensino de ciências. 1 – 21.
- Freire, P.(1985). The politics of education: culture, power and liberation. Westport CT: Bergin and Garvey. 209p.
- Fu, B.; Wang, S.; Su,C.; Forsius,M. (2013). Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5: 4-10.
- Funk,J.L.;Cleland, E.E.; Suding, K.N.; Zavaleta, E.S. (2008). Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends Ecol. Evol.* 23: 695 – 703.
- Gessner, M.O.; Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12: 498 – 510.
- Golterman, H. L.; Climo, R.S.; Ohnstad, M. A. M. (1978). Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters. In: I. B. P. Handbook no 8. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Graúdo, D.G.S; Freire, L.M. (2016). Uma Proposta Educativa no Ensino de Ciências e Biologia: articulando a educação ambiental e a gestão de lagoas costeiras. *Revista da SBEnBIO*. v. (9): 2495 – 2506.
- Griselda, C.; Farrell, I.O.; Thomas, H. (2019). Multi-Scale analysis of functional plankton diversity in floodplain wetlands: Effects of river regulation. *Science of the Total Environmental*. 667: 338 – 347.
- Grun, M. (2008). A importância dos lugares na Educação Ambiental. *Revista eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*. v. especial: 1517 – 1256.
- Guo, K.; Wu, N.; Whang, C.; Yang, D.; He, Y.; Luo, J.; Chai, Y.; Duan, M.; Huang, X.; Riis, T. (2019). Trait dependent roles of environmental factors, spatial processes and grazing pressure on lake phytoplankton metacommunity. *Ecological Indicators*. 103: 312 – 320.
- Gutierrez, M.F.; Yu, J.; Mello, F.T.; Cakiroglu, A.I. (2018). Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. *Hydrobiologia*. 813: 237 – 255.
- Heino, J.; Melo, A.S.; Bini, L.M. (2015). Reconceptualising the beta diversity – environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*. 60: 223 – 235.
- Hillebrand, H.; Blenckner,T. (2002). Regional and local impact on species diversity from pattern to processes. *Oecologia*. 132: 479 – 491.

Hillebrand, H.; Cardinale, B. J.(2004).Consumer effects decline with prey diversity. *Ecology Letters*. 7: 192 – 201.

Hillebrand, H.; Durselen, C.D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U. & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*. 35: 403 – 424.

Hooper, D. U. E. C.; Adair, B. J.; Cardinale, J. E. K.; Byrnes, B. A.; Hungate, K. L.; Matulich, A.; Gonzalez, J. E.; Duffy, L. G.; M. I. O'Connor. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*. 486: 105 - 129.

Huston, M.A. (1997). Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*. 110: 449 – 460.

Hutcheson,W.; Hoagland, P.; JIN, D. (2018). Valuing environmental education as a cultural ecosystem service at Hudson River Park. *Ecosystem Services*. 1 – 8.

Intergovernmental Painel on Climate Change. (2007). Climate change and its impacts in the near and long term under different scenarios. In: Pachauri, R.K. & Reisinger, A., eds. *Climate change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Geneva: IPCC. 43–54.

Isbell, F.; Reich, P.B.; Tilman,D.; Hobbie, S.E.; Polasky, S.; Binder, S. (2013). Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceeding of the National Academy of Sciences*. 110: 11911 – 11916.

Loreau,M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*. 477: 199 -202.

Jacobi, P. (2005). Educação Ambiental: O desafio da construção de um pensamento crítico, complexo e reflexivo. *Educação e Pesquisa*. 31: 233 – 250.

Jeppesen, E.; Sondergaard, A.R.; Pedersen, K.; Jurgens.; A, Strzelczak; Lauridsen, T.L. & Johansson, L.S. (2007). Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems*. 10: 47 – 57.

Jeppesen, E.; Brucet,S.; Eva,L.N.; Papastergiadou, K.; Stefanidis, T.N.; Attayde, J.L.; Zohary,T.; Coppens, J.; Bucak, T.; Menezes, R.F.; Freitas, F.R.S.; Keman, M.; Sonderggard, M.; Beklioglu, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*. 750: 201 – 227.

Journal for Nature Conservation. (2018). Assessing quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. 44: 50 – 65.

Kiorboe, T. (2008). *A mechanistic approach to Plankton Ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

- Kippen NK. & Pronin, M. (2018). Diversity and zooplankton species associated with certain hydroperiods and fish state in field ponds. *Ecological Indicators*. 90: 171 – 178.
- Komárek J.; Anagnostidis K. (2005). *Cyanoprakaryota II. Oscillatoriales*. Spektrum Akademischer Verlag, Munchen.
- Kruk, C.; Huszar, V. L. M.; Peeters, E. T. H. M.; Bonilla, S.; Costa, L.; Lurling, M.; Reynolds, C. S.; Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*. 55: 614 – 627.
- Kruk, C.; Segura, A.M.; Costa, L.S.; Lacerot, G.; Kosten, S.; Peeters, E.T.H.M.; Huszar, V.L.M.; Mazzeo, N.; Scheffer, M. (2016). Functional redundancy increases towards the tropics in lake phytoplankton. *Journal Plankton Research*. 1-13.
- Laliberté, E.; Legendre, P. (2010). A distance – based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. 91: 299 – 305.
- Leibold, M.A.; Holyoak, M.; Mouquet, X.; Amarasekare, P.; Chase, J.M. et al. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*. 7: 601 – 613.
- Lewandowska, A.; Breithaupt, P.; Hillebrand, H.; Hoppe, H.G.; Jurgens, K.; Sommer, U. (2012). Responses of primary productivity to increased temperature and phytoplankton diversity. *Journal of Sea Research*. 72: 87 – 93.
- Li, C.; Feng, W.; Chen, H.; Li, X.; Song, F.; Guo, W.; Giesy, J.P.; Sun, F. (2019). Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taibu – a large freshwater lake in China. *Environmental Pollution*. 245: 1050 – 1057.
- Lischeid, G.; Kalettka, T.; Hollander, M.; Steidl, J.; Merz, C.; Dannowski, R.; Hohenbrink, T.; Lehr, C.; Onandia, G.; Reverey, F.; Patzig, M. (2018). Natural ponds in an agricultural landscape: External drivers, internal processes and the role of the terrestrial aquatic interface. *Limnologica*. 68: 5 -16.
- Litchman, E.; Klausmeier, C.A. (2008). Trait – based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 39: 615 – 639.
- Litchman, E.; Ohman, M.; Kiorboe, T. (2013). Trait – based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*. 35: 473 – 484.
- Litchman, E.; Klausmeier, C.A. (2008). Trait – based community ecology of phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 39: 615 – 639.
- Liu, X.; Liu, X.; Wu, L.; Tian, Z. (2019). Diversity in phytoplankton communities: A Field test of the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology*. 129: 54 – 60.

Loreau, M., Hector, A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*. 412: 72 – 76.

Loreau, M. (2010). *From Populations to Ecosystems: Theoretical Foundations for a New Ecological Synthesis*. Princeton University Press, Princeton NJ.

Loreau, M. (2010). Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.* 365: 49 – 60.

Lund, J.W.G.; Kipling, C.; Lecren, E.D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*. 11: 143 – 170.

Macedo – Soares, P. H. M.; Petry, A.C.; Farjalla, V.F.; Caramaschi, E.P. (2010). Hydrological connectivity in coastal inland systems: Lessons from a Neotropical fish metacommunity. *Ecology of Freshwater Fish*. 19: 7 – 18.

Machado, K.B.; Teresa, F.B. and Nabout, J.C. (2017). Assessing the spatial variation of functional diversity estimates based on dendrograms in phytoplankton communities. *Acta Botanica Brasilica*. 31(4): 571 – 582.

Magurran, A. E. (2011). *Medindo a Diversidade Biológica*. Curitiba: Ed. Da UFPR, 261p.

Margalef, R. (1983). *Limnologia*. Barcelona: Omega S.A. 1010p.

Marin, M. J. S.; Lima, E. F. G.; Matsuyama, D.T.; Silva, L. K. D.; Gonzales, C.; Deuzian, S.; Ilias, M. (2010). Aspectos das fortalezas e fragilidades no uso das Metodologias Ativas de Aprendizagem. *Revista Brasileira de Educação Médica*, 34 (1): 13–20.

Marquet, P.A., Fernandez, M., Navarrete, S.A.; Valdovinos, C. (2004). Diversity emerging: towards a deconstruction of biodiversity patterns. In: *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature* (Eds. M. Lamolino & L. Heaney), pp: 191 – 209. Cambridge University Press, Cambridge.

Mason, N.W.H.; Mouillot, D.; Lee, W.G.; Wilson J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. v. 111, p. 112 – 118.

Melo, S.; Suzuki, M.S. (1998). Variações temporais e espaciais do fitoplâncton das lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. In: Esteves, F.A. (Ed.). *Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro – UFRJ. p. 177 – 203.

Melo, T.X.; Dias, J.D.; Simões, N.R.; Bonecker, C.C. (2018). Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: an experimental approach. *Hydrobiologia*. 827: 171 – 181.

Menezes, M.G.; Santiago, M.E. (2014). Contribuição para o pensamento de Paulo Freire para o paradigma curricular crítico – emancipatório. *Pro – Posições*. 25 (3): 45 – 62.

Molica, R.; Azevedo, S. (2009). Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro. 13 (2): 229 – 246.

Moraes, E.; Rezende, D. (2009). Atividades lúdicas como elementos mediadores da aprendizagem no ensino de ciências da natureza. *Ensenanza de las Ciencias*. VIII Congreso Internacional sobre Investigación en Didáctica de las Ciencias. Barcelona. 1008 – 1012.

Morreti, M.; Bello, F.; Ibanez, S.; Fontana, S.; Pezzatti, G.B.; Dziok, F.; Rixen, C.; Lavorel, S. (2013). Linking traits between plants and invertebrate herbivores to track functional effects of land-use changes. *Journal Of Vegetation Science*. 24: 949 – 962.

Mouchet, M.A.; Vileger, S.; Mason, N. W. H.; Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*. 24: 867 – 876.

Mouillot, D.; Dumay, O.; Tomasini, J.A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 71:443-45.

Naeem, S.; Wright, J.P. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecol. Lett.* 6: 567 – 579.

Nakagawa S.; Schielzeth H. (2012). A general and simple method for obtaining R² from Generalized Linear Mixed – Effects Models *Methods in Ecology and Evolution*. 4: 11 – 142.

Newton, A.; Cristina, S.V.; Icely, J.; Brito, A.C. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 140: 95 – 122.

Nock, C.A.; Vogt, R.J.; Beisner, B.E. (2016). Functional traits. *eLs*. 1 – 8.

Nunes, P. R.; Chaves, A.C.L. (2017). Ciano Quiz: Um jogo digital sobre Cianobactérias como instrumento para a educação ambiental no ensino médio. *Revista Ciências & Ideais*. 324 – 349.

Nusch, E. A.; Palmer, G. (1975). Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung. In: *GWF -Wasser / Abwasser*. 116:562-565.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. (2011). Vegan: community ecology package. Version 1.17-11. Available from: <http://vegan.r.force.rproject.org/>.

Ozkan, K.; Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Liboriussen, L.; Svenning, J.C. (2013). Constrasting role of water chemistry, lake morphology, land-use, climate and spatial processes in driving phytoplankton richness in the Danish landscape. *Hydrobiologia*. 710: 173 – 187.

Pacala, S.W.; Kinzig, A.P. (2002). Introduction to theory and the common ecosystem model. In S. W. Pacala, A.P. Kinzig, & D. Tilman (Eds.). *The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Process and Theoretical Extensions* (pp. 169 – 174). New York: Princeton University Press.

Passy S.I. (2017). Framework for community functioning: synthesis of stress gradient and resource partitioning concepts. *PeerJ* 5, e3885.

Payne, P.; Rodrigues, C.; Carvalho, I.C.M.; Aguayo, C. (2018). Affectivity in Enviromental Education Research. *Pesquisa em Educação Ambiental*. v. 12 – especial: 93 – 114.

Petchey, O.L.; Gaston, K.J. (2002). Functional diversity (FD), species richenss and community composition. *Ecology Letters*. 5: 402 – 411.

Petchey, O. L.; Hector, A.; Gaston, K. J. (2004). How do different measures of functional diversity perform. *Ecology*. 85: 847-857.

Petchey, O. L.; Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basic and looking forward. *Ecology Letters*. 9: 741 – 758.

Potschin – Young, M.; Haines – Young, R.; Gorg, C.; Heink, U.; Jax, K.; Schleyer, C. (2017). Understanding the role of conceptual frameworks: reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Service*. 29: 428 – 440.

Ptacnick, R., Solimini, A., Anderson, T., Tamminen, T., Brettum, P., Lepisto, L., Willen, E.; Rekolainen, S. (2008). Diversity predicts stability and resourcse use efficiency in natural phytoplankton communities. *PNAS*. 105: 5134 - 5138.

R Development Core Team. (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3 – 900051-07-0, Available: <http://www.R – project.org/>.

Rangel, L.M.; Silva, L.H.S.; Rosa, P.; Roland, F.; Huszar, V.L.M.(2012). Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*. 693: 13 – 28.

Rangel, L.M.; Silva, L.H.S.; Arcifa, M.S.; Peticarrari, A. (2009). Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. 69(1): 75 – 85.

Reiss, J.; Bridle, J.R.; Montoya, J.M.; Woodward, G. (2009). Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends Ecol. Evol.* 24. 505 – 514.

Reynolds, C.; Huszar, V.; Kruk, C.; Naselli – Flores, L.; Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. 24: 417 – 42.

Reynolds, C.S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Rocha, H.M.; Lemos, W.M. Metodologias ativas: do que estamos falando? Base conceitual e relato de pesquisa em andamento. (2014). IX Simpósio Pedagógico e Pesquisas em Comunicação. Simped. Disponível em <<https://www.aedb.br/wp-content/uploads/2015/05/41321569.pdf>>.

Round, F.E.; Crawford, R.M.; Mann, D.G. (1992). *The diatoms: Biology and Morphology of the genera*. Cambridge, Cambridge University Press.

Santagelo, J.M.; Esteves, F.A.; Manca, M.; Bozelli, R.L. (2013). Disturbances due to increased salinity and the resilience of zooplankton communities: the potential role of the resting egg bank. *Hydrobiologia*. 722: 103 – 113.

Santana, R.M.C.; Dolbeth, M.; Barbosa, J.E.; Patrício, J. (2018). Narrowing the gap: phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. *Ecological Indicators*. 86: 81 – 93.

Santos, L.M.F.; Steagall, E.; Ferreira, D.M.; Esteves, F.A.; Bozelli, R.L. (2013). The use of aquatic environments for scientific Education purposes: the case of the Imboassica Lagoon, Macaé – RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 25: 352 – 360.

Santos, N.S.; Costa, F.J.; Dias, V.A.; Amorim, J.R.A. (2012). Educação em saúde: Estudo preliminar sobre a utilização de ferramentas alternativas para o ensino de conteúdos relacionados à alimentação em escola básica de Belo Horizonte – MG. Encontro Nacional de Ensino de Ciências da Saúde e do Ambiente. Disponível em: <http://www.ensinosaudeambiente.com.br/eneciencias/anaisiiieneciencias/trabalhos/T34.pdf>.

Santos, V.M.N.; Bacci, D.L. (2019). Educação e aprendizagem social para geoconservação: proteção de services ecossistêmicos e governance ambiental na Macrometrópole Paulista. *Terrae Didatica*. 15: 1- 8.

Santos, W.L.P. (2007). Contextualização no ensino de ciências por meio de temas CTS em uma perspectiva crítica. *Ciência & Ensino*. 1: 1 – 12.

Scheffer, M.; Van Geest, G.J.; Zimmer, K.; Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Butler, M.G.; Hason, M.A.; Declerck, S.; De Meester, L. (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: second – order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*. 112: 227 – 231.

Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*. 51: 356 – 363.

Schmera, D.; T. Eros; J. Podani. (2009). A measure for assessing functional diversity in ecological communities. *Aquatic Ecology*. 43: 157 – 167.

Segura, A. M., Kruk, C.; Calliari, D.; Fort, H. (2012). Use of a morphology-based functional approach to model phytoplankton community succession in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology* 58: 504–512.

Setubal, R.B.; Petry, A.C.; Bonecker, C.C.; Martins,T.; Casa Nova, C.; Figueiredo – Barros, M.P.; Bozelli, R.L. (2020). Biotic factors determine ecosystem processes in environments with different hydrological regimes. *Freshwater biology*. 65: 1376 – 1391.

Setubal,R.B.; Sodr e,E.O.; Martins,T.; Bozelli, R.L. (2020). Effects of functional diversity and salinization on zooplankton productivity: an experimental approach. *Hydrobiologia*. 847: 2845 – 2862.

Smeti, E.; Karaouzas, I.; Laschou, S.; Vardakas, L.; Sabater, S. et al. (2019). Multiple stressor effects on biodiversity and ecosystem functioning in a Mediterranean temporary river. *Science of Total Environment*. 647: 1179 – 1187.

Smeti, E.; Roelke, D.I.; Tsirtsis, G.; Spatharis, S. (2018). Species extinctions strengthen the relationship between biodiversity and resource use efficiency. *Ecological Modelling* 384: 75 – 86.

Smith, V.H. (2007). Microbial diversity – productivity relationships in aquatic ecosystems. *FEMS. Microbiol Ecology*. 62: 181 – 186.

Soliveres, S.; Plas, F.V.D.; Allan, E.(2016). Biodiversity at multiple trophic levels in needed for ecosystem multifunctionality. *Nature*. 536: 456 – 459.

Souza, D.C.; Nascimento - Júnior, A.F. (2005). Jogos didático – pedagógicos ecológicos: uma proposta para o ensino de ciências, ecologia e educa o ambiental. In: Anais do V Encontro Nacional de Pesquisa em Educa o em Ciências. 1 – 12.

- Srivastava, D.S.; Kolasa, J.; Bengtsson, J.; Gonzalez, A.; Lawler, S.P.; Miller, T.E.; Munguia, P.; Romanuk, T.; Schneider, D.C.; Trzcinski, M.K. (2004). Are natural microcosms useful model systems for ecology? *Trends in Ecology and Evolution*. 19: 379 – 384.
- Statsoft . *Statistica for Windows version 7.0*. 2007. Statsoft Inc.; Tulsa, OK. USA.
- Su, C.; Liu, H.; Wang, S. (2018). A process-based framework for soil ecosystem service study and management. *Science of the total Environment*. 627: 282-289.
- Suding, K.N.; Lavorel, S.; Chapin, F.; et al. (2008). Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*. 14: 1125 - 1140.
- Thomas, M.K.; Kremer, C.T.; Klausmeier, C.A.; Litchman, E.A. (2012). Global pattern of thermal adaptation in marine phytoplankton. *Science*. 338: 1085 – 1088.
- Tilman D. 2001. Functional diversity. In: Levin SA. (ed) *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego, Academic Press. 109 – 120.
- Tilman, D.; Reich, B. R. & Forest, I. 2012. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 109: 10394 - 10397.
- Tundisi, J.G.; Tundisi, T. (2008). *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 632p.
- Uhelinger, V. (1964). Étude Statistique des Méthodes de Dénombrement Planctonique. *Archives Science*. 17 (2): 121 – 223.
- Unep. (2005). *The Millennium Ecosystem Assessment Programme. Ecosystems and human well – being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Unesco. Programa da UNESCO no Brasil 2011-2012. (2011). Unidade de Publicações da Representação da UNESCO no Brasil. Brasília. 48p.
- Utermohl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitative phytoplankton: methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1- 38.
- Vallina, S.M.; Cermenó, P.; Dutkiewicz, S.; Loreau, M.; Montoya, J.M. (2017). Phytoplankton functional diversity increases ecosystem productivity and stability. *Ecological Modelling*. 361: 184 – 196.
- Van Meerssche, E.; Pinckney, J.L. (2017). The influence of salinity in the domoic acid effect on estuarine phytoplankton communities. *Harmful Algae*. 69: 65 – 74.
- Villéger, S.; Mason, N.W.H.; Moullot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. 89: 2290 – 230.

Violle, C., Navas, M., Vile, D. Kazakou, E.; Fortunel. C. (2007). Let the concept of trait be functional. *Oikos*. 116 (5): 882 – 892.

Vogt, R.J.; Peres – Neto, P. R.; Beisner, B.E. (2013). Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*. 122: 1700 – 1709.

Vogt, R.J.; Beisner, B.E.; Praire, Y.T. (2010). Functional diversity is positive associated with biomass for lake diatoms. *Freshwater Biology*. 55: 1636 – 1646.

Waterkeyn, A.; Vanschoenwinkel, B.; Vercamp, H.; Grillas, P.; Brendonck, L. (2011). Long-term effects of salinity and disturbance regime on active and dormant crustacean communities. *Limnol. Oceanogr*. 56(3):1008–1022.

Weithoff, G. (2003). The concepts of plant functional types and functional diversity in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*. 48: 1669 – 1675.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (2000). *Limnological Analyses*. Springer. 3ª edição Verlag, New York.

Willaert, T. (2014). Valuation of marine and coastal ecosystems: The role of ecological economic modeling.

Yamazaki, S.; C.; Yamazaki, R.M.O. (2006). Sobre o uso de metodologias alternativas para ensino – aprendizagem de ciências. *Educação e Diversidade na Sociedade Contemporânea*. Ed. Coelho, N. – ISBN 85 – 98598 – 22 – 4.

Yvon-Durocher, G., Allen, A. P., Cellamare, M., Dossena, M., Gaston, K. J.; Leitao, M. (2015). Five years of experimental warming increases the biodiversity and productivity of phytoplankton. *PloS Biol*. 13.

Zhang, Y.; Wang.T.; Li. H.; Bao. N.; Hall – Spencer, J.M.; Gao. K. (2018). Rising levels of temperature and CO2 antagonistically affect phytoplankton primary productivity in the South China Sea. *Marina Environmental Research*.

7.ANEXOS

Material Suplementar - Capítulo I

Tabela 1: Cronograma de amostragem para cada região de estudo. Data e número de amostragens (n) para cada tipo de sistema aquático em cada região do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – PARNA/RJ e Floresta Nacional de Carajás – FLONA/PA - Brasil e período de estudo (2010 – 2018). Fev = fevereiro. Set = setembro. Nov = novembro. Dez = dezembro.

Região	Sistemas	Amostragens			
		1 ^a Amostragem		2 ^a Amostragem	
			n		n
Costeira	Temporários	Maio/10	7	Agosto/10	8
	Perenes	Março/15	8	Junho/15	8
Amazônica	Temporários	Abril/17	7	Abril/17	5
	Perenes	Abril/11	8	Nov/12	8
		Amostragens			
		3 ^a Amostragem		4 ^a Amostragem	
			n		n
Costeira	Temporários	Nov/10	6	Fev/11	4
	Perenes	Set/15	8	Dez/15	8
Amazônica	Temporários	Nov/18	6	Nov/18	7
	Perenes	Abril/12	8	Nov/12	8

Tabela 2: Valores médios e desvio padrão (entre parênteses) de fatores bióticos, processos ecossistêmicos, heterogeneidade ambiental e fatores abióticos em diferentes sistemas aquáticos. CT= Costeiro Temporário; CP = Costeiro Perene; AT = Amazônico Temporário; AP = Amazônico Perene. Fric = riqueza funcional; Feve = uniformidade funcional; Fdiv = divergência funcional. Fdis = dispersão funcional.

	CT	CP	AT	AP
Fatores bióticos				
Riqueza de espécies - fitoplâncton	10.0 (5.1)	26.4(9.2)	15.9(6.4)	23.2(11.1)
Riqueza de espécies - zooplâncton	19.2(10.98)	10.56(8.46)	27.2(7.36)	23.3(10.8)
Biomassa zooplantônica(mgDW m ⁻³)	13.94(46.78)	3.41(5.95)	6.19(0.49)	4.67(1.35)
Fric	12.8(9.9)	52.9(17.6)	27.4(13.6)	35.0(14.7)
Feve	0.13(0.10)	0.05(0.04)	0.09(0.08)	0.06(0.07)
Fdiv	0.06(0.05)	0.36(0.26)	0.07(0.05)	0.21(0.20)
Fdis	0.08(0.03)	1.33(0.80)	0.50(0.41)	0.63(0.52)
Processos Ecossistêmicos				
Produção Primária(ug.m ³)	1.40(1.14)	0.28(0.19)	0.85(0.83)	0.47(0.35)
Biomassa fitoplanctônica(mm ³ /L ⁻¹)	3.37(2.89)	0.23(0.25)	1.84(1.51)	0.34(0.33)
Eficiência do Uso de Recurso	3.74(2.33)	0.65(0.56)	1.03(0.89)	0.27(0.36)
Fatores Abióticos				
Fósforo total(μmol/L ⁻¹)	3.60 (2.08)	3.31(4.79)	3.16(0.56)	2.98(0.44)
Temperatura (°C)	24.5(2.45)	26.1(3.55)	25.4(8.08)	25.9(8.87)
pH	4.67(1.4)	6.56(0.92)	4.75(1.88)	5.08(0.49)
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	6.17(1.31)	5.13(3.49)	5.49(2.44)	7.69(2.69)
Salinidade	4.86(8.67)	18.11(3.55)	_____	_____
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	55.54(31.11)	39.52(28.46)	25.7(23.7)	14.1(6.57)
Profundidade (m)	0.58 (0.28)	1.79 (0.92)	0.60(0.54)	1.40(0.24)
Heterogeneidade ambiental	0.81(0.55)	0.74(0.65)	0.78(0.60)	0.76(0.62)

Tabela 3: Espécies fitoplanctônicas encontradas em sistemas costeiros temporários (CT), costeiros perenes (PC), amazônicos temporários (AT), amazônicos perenes (AP) e as características funcionais do fitoplâncton consideradas neste estudo. 1 = máxima dimensão linear - MDL (μM). 2 = palatabilidade (espécie $\leq 20 \mu\text{M}$ considerada palatável). 3 = fixação de nitrogênio (presença de heterócitos). 4 = célula com sílica. 5 = unicelular. 6 = colônia. 7 = filamentosas. 8 = mucilagem. 9 = aerótopos. 10 = flagelos. 11 = pigmento verde. 12 = pigmento azul. 13 = pigmento marrom. 14 = pigmento misto. 1 = Traço funcional presente. 0 = traço funcional ausente. * Valores médios para todos os ambientes e amostragens ao longo do período de estudo.

	Espécies	Ocorrência	1*	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
	Bacillariophyceae															
sp1	<i>Achnantheidium</i> sp.	CT	13.1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp2	<i>Actinella</i> sp.	CT/AT	21.3	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp3	<i>Amphipleura</i> sp.	CT	30.4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp4	<i>Asterionella formosa</i>	CT	18	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
sp5	<i>Asterionella</i> sp.	CT/AT	10.5	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
sp6	<i>Caloneis</i> sp.	CT/AT	25.4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp7	<i>Diploneis</i> sp.	CT	34	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp8	<i>Eunotia curvata</i>	AP	42.8	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp9	<i>Eunotia incisa</i>	CP	40.1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp10	<i>Eunotia pectinales</i>	AT/AP	43	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp11	<i>Eunotia</i> sp.	CT/CP/AT/AP	41.8	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp12	<i>Eunotia sudetica</i>	AP	46.1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp13	<i>Frustulia rhomboides</i>	AP	30	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp14	<i>Frustulia</i> sp.	AT/AP	30.7	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp15	<i>Gomphonema acuminatum</i>	CP	31	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp16	<i>Gomphonema</i> sp.	AT	31	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp17	<i>Navicula</i> sp.	CT/CP/AP	21.1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp18	<i>Nitzschia palea</i>	CP	20.4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp19	<i>Pinnularia acrosphaeria</i>	AP	34.1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp20	<i>Pinnularia maior</i>	AP	33.6	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp21	<i>Pinnularia perundulata</i>	AT/AP	32.8	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0

sp22	<i>Pinnularia</i> sp.	CT/CP/AT/AP	30.5	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp23	<i>Pinnularia viridis</i>	AP	34	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp24	<i>Surirella engleri</i>	AP	78.4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp25	<i>Synedra</i> sp.	CP	97.1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp26	<i>Tabelaria</i> sp.	CP	60.2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Chlorophyceae																
sp27	<i>Actinastrum</i> sp.	CT	31	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp28	<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	CT/CP/AT	26.8	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
sp29	<i>Ankistrodesmus fasciculatus</i>	CP	1.2	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp30	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	CP	31.1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp31	<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	CP	17.5	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp32	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	CT/CP/AP	23	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp33	<i>Asterococcus limneticus</i>	AT/AP	38.1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp34	<i>Asterococcus</i> sp.	CP/AT/AP	34.2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp35	<i>Botryococcus brauni</i>	AT/AP	49.1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp36	<i>Botryococcus terribilis</i>	CP	40.7	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp37	<i>Characium</i> sp.	AT	18	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp38	<i>Chlamydomonas</i> sp.	CT	9	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp39	<i>Chlorella minutissima</i>	CP	7.6	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp40	<i>Chlorella</i> sp.	CT/CP/AT/AP	8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp41	<i>Chlorella vulgaris</i>	CP/AP	5.5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp42	<i>Chlorococcum</i> sp.	AT/AP	20	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp43	<i>Choricystis minor</i>	CP	2.9	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp44	<i>Choricystis</i> sp.	AP	24.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp45	<i>Closteriopsis acicularis</i>	CP/AP	26.4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp46	<i>Closteriopsis</i> sp.	AT/AP	30.3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp47	<i>Coelastrum reticulatum</i>	CP/AT/AP	21.7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp48	<i>Coelastrum</i> sp.	CT/AT/AP	18.3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

sp49	<i>Coenocystis</i> sp.	CT/CP/AT/AP	12.8	1	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp50	<i>Desmatractum brasiliensis</i>	AT/AP	18.3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp51	<i>Desmatractum</i> sp.	AT/AP	20	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp52	<i>Desmodesmus armatus</i>	CP/AP	16.6	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp53	<i>Desmodesmus brasiliensis</i>	AT/AP	22.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp54	<i>Desmodesmus denticulatus</i>	CP	14.6	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp55	<i>Desmodesmus maximus</i>	AT	28.4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp56	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	CP/AP	17.2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp57	<i>Desmodesmus</i> sp.	CT/CP/AT	12.6	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp58	<i>Elakatothrix biplex</i>	AT	16.2	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp59	<i>Elakatothrix</i> sp.	CT/AT/AP	14.2	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
sp60	<i>Eudorina elegans</i>	CP	70	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0
sp61	<i>Eutetramorus fotti</i>	AP	30.1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp62	<i>Eutetramorus planctonicus</i>	AP	29.7	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp63	<i>Eutetramorus</i> sp.	AP	31	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp64	<i>Gloeocystis</i> sp.	CT/AT/AP	7.03	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp65	<i>Micractinium pusillum</i>	CP	61.4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp66	<i>Micractinium</i> sp.	AP	60	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp67	<i>Microspora</i> sp.	AP	30	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
sp68	<i>Monoraphidium griffithii</i>	CP	65	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp69	<i>Monoraphidium</i> sp.	AT/AP	69.3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp70	<i>Oocystis elliptica</i>	AT	10.8	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp71	<i>Oocystis lacustris</i>	CT	9.1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp72	<i>Oocystis</i> sp.	CT/AT/AP	11.6	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp73	<i>Pediastrum duplex</i>	CT/CP/AT/AP	37	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp74	<i>Pediastrum simplex</i>	CT/CP/AP	42.5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp75	<i>Pediastrum</i> sp.	CT/CP/AT/AP	26	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp76	<i>Radiococcus</i> sp.	CT	24.6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0

sp77	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	CP	21.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp78	<i>Scenedesmus arcuatus</i>	CP/AT	28.9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp79	<i>Scenedesmus aldavei</i>	AP	19	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp80	<i>Scenedesmus armatus</i>	AP	18.8	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp81	<i>Scenedesmus bijugus</i>	AT	30.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp82	<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	CP	6.3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp83	<i>Scenedesmus duplex</i>	CP	7	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp84	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	CP/AT	24.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp85	<i>Scenedesmus</i> sp.	CT/CP	5.3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp86	<i>Selenastrum</i> sp.	AT/AP	29.8	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp87	<i>Tetraedron minimum</i>	AP	7.4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp88	<i>Tetraedron regulare</i>	AT	23.4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp89	<i>Tetraedron</i> sp.	AT/AP	14.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp90	<i>Tetrastrum triangulare</i>	CP	9	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
sp91	<i>Treubaria</i> sp.	CT	19.8	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Chrysophyceae																
sp92	<i>Actinomonas</i> sp.	CT	8.2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
sp93	<i>Chrysococcus</i> sp.	CT	4.3	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp94	<i>Dinobryon divergens</i>	CP	19.5	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
sp95	<i>Dinobryon sertularia</i>	CT/CP/AT/AP	23	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp96	<i>Dinobryon</i> sp.	CT/AT/AP	22.5	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp97	<i>Mallomonas</i> sp.	CT	21.4	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp98	<i>Synura</i> sp.	CT/CP	17.6	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
Cryptophyceae																
sp99	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	CP	14.1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
sp100	<i>Cryptomonas curvata</i>	CT	14.1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
sp101	<i>Cryptomonas</i> sp.	CT	13.6	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
sp102	<i>Rhodomonas</i> sp.	CT	7.1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1

Coscinodiscophyceae																
sp103	<i>Aulacoseira ambigua</i>	CT/CP/AT/AP	221.4	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	
sp104	<i>Aulacoseira granulata</i>	CT/CP/AT	128.2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	
sp105	<i>Aulacoseira</i> sp.	CT/CP/AT/AP	54.4	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	
sp106	<i>Cyclotella</i> sp.	CT/CP/AT/AP	14.1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	
sp107	<i>Eudorina</i> sp.	CT	19.8	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
sp108	<i>Melosira</i> sp.	CT/AT	43.3	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1
sp109	<i>Nitzschia</i> sp.	CT	19.9	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cyanophyceae																
sp110	<i>Anabaena inaequalis</i>	AT/AP	11.1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp111	<i>Anabaena planctonica</i>	AT/AP	7.7	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp112	<i>Anabaena</i> sp.	CT/CP/AT/AP	5.3	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp113	<i>Aphanizomenon</i> sp.	CP	152	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
sp114	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	CP/AT/AP	46.9	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp115	<i>Aphanocapsa elachista</i>	CP/AT/AP	42.3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp116	<i>Aphanocapsa holsatica</i>	CP	42.7	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp117	<i>Aphanocapsa hyalina</i>	AP	36.4	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp118	<i>Aphanocapsa incerta</i>	CP/AT/AP	31	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp119	<i>Aphanocapsa planctonica</i>	CP/AT	51.2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp120	<i>Aphanocapsa</i> sp.	CT/AT/CP	41.5	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp121	<i>Aphanothece microscopica</i>	CP	6.9	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp122	<i>Aphanothece minutissima</i>	AT	29.1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp123	<i>Aphanothece nidulans</i>	AT	29.6	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp124	<i>Aphanotece stagnina</i>	AP	20.3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp125	<i>Chorococcus dispersus</i>	CP/AT	19.1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp126	<i>Chroococcus microscopicus</i>	CP	44.5	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp127	<i>Chroococcus minor</i>	AP	19	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
sp128	<i>Chroococcus minutus</i>	CP	11.6	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0

sp129	<i>Chroococcus</i> sp.	CT/CP/AT/AP	13.7	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp130	<i>Cyanothece</i> sp.	CT	2.9	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp131	<i>Cylindrospermum</i> sp.	AT	20.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
sp132	<i>Geitlerinema</i> sp.	CT	126.3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
sp133	<i>Limnococcus limneticus</i>	CP	30.8	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp134	<i>Limnothrix</i> sp.	CP/AT/AP	7.8	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp135	<i>Lyngbya orientalis</i>	AP	21.8	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp136	<i>Lyngbya</i> sp.	CT/AP	26	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp137	<i>Merismopedia elegans</i>	AT/AP	22.7	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp138	<i>Merismopedia</i> sp.	CT/AT/AP	18.2	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp139	<i>Merismopedia tenuissima</i>	CP/AT/AP	25.3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp140	<i>Microcystis aeruginosa</i>	CP	121.9	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
sp141	<i>Microcystis botrys</i>	CP/AT	3.9	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
sp142	<i>Microcystis natans</i>	AP	4.6	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
sp143	<i>Microcystis protocystis</i>	AT	8.2	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
sp144	<i>Microcystis</i> sp.	CT/AT	131	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
sp145	<i>Microcystis viridis</i>	AT	121	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0
sp146	<i>Oscillatoria amphibia</i>	AT/AP	25.7	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp147	<i>Oscillatoria guttulata</i>	AP	20.4	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp148	<i>Oscillatoria lacustris</i>	AT/AP	23.4	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp149	<i>Oscillatoria limosa</i>	AT	28.6	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp150	<i>Oscillatoria simplicissima</i>	AT/AP	9.3	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp151	<i>Oscillatoria</i> sp.	CT/CP/AT/AP	16	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp152	<i>Phormidium puteale</i>	AP	6.9	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp153	<i>Phormidium tenue</i>	AP	7.2	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp154	<i>Planktolyngbya limnética</i>	CT/CP/AT	34	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp155	<i>Planktolyngbya</i> sp.	CT/AT	38	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
sp156	<i>Planktothrix agardhii</i>	CP	60.9	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0

sp157	<i>Planktothrix planctonica</i>	CT	70.1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
sp158	<i>Planktothrix</i> sp.	CT/CP/AT	41.2	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
sp159	<i>Pseudoanabaena galeata</i>	CP	14.2	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
sp160	<i>Raphidiopsis</i> sp.	CT	72.4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
sp161	<i>Synechococcus linearis</i>	AP	4.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp162	<i>Synechococcus microscopicus</i>	CP	3.9	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp163	<i>Synechococcus</i> sp.	AT	4.8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp164	<i>Synechocystis aquatilis</i>	CT/CP/AT/AP	7.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp165	<i>Synechocystis</i> sp.	AT/AP	7.5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
sp166	<i>Snowella lacustris</i>	AT	13	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
sp167	<i>Spirullina</i> sp.	CP/AT	4.8	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0
Dinophyceae																
sp168	<i>Ceratium</i> sp.	CT/AP	138.8	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp169	<i>Peridiniopsis</i> sp.	CT/AT	6.6	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp170	<i>Peridinium africanum</i>	AT/AP	32.1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp171	<i>Peridinium cinctum</i>	AP	31.6	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp172	<i>Peridinium cunningtonii</i>	AP	32.1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp173	<i>Peridium bipes</i>	AT	29	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp174	<i>Peridinium</i> sp.	CT/AT/AP	31.1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Euglenophyceae																
sp175	<i>Euglena acus</i>	CT/CP/AP	51.3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp176	<i>Euglena anabaena</i>	AT	70	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp177	<i>Euglena</i> sp.	CT/CP/AT/AP	69.1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp178	<i>Euglena variabilis</i>	AP	60.4	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp179	<i>Gymnodinium</i> sp.	CT/AP	14.6	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
sp180	<i>Strombomonas fluviatilis</i>	AP	29.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp181	<i>Tetradriella</i> sp.	CT	16	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp182	<i>Trachelomonas abrupta</i>	AT/AP	29.4	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0

sp183	<i>Trachelomonas armata</i>	AP	26.2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp184	<i>Trachelomonas globularis</i>	AP	28.6	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp185	<i>Trachelomonas kellogii</i>	AP	27.2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp186	<i>Trachelomonas lacustris</i>	AT	34.8	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp187	<i>Trachelomonas</i> sp.	AT/AP	9.6	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp188	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	AP	18.3	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
sp189	<i>Ulothrix subtilissima</i>	AP	47	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Flagilariophyceae																
sp190	<i>Fragilaria</i> sp.	CT/CP/AT	64.6	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Zygnemaphyceae																
sp191	<i>Actinotaenium curcubita</i>	AP	13.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp192	<i>Actinotaenium diplosporum</i>	AP	11.9	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp193	<i>Actinotaenium globosum</i>	AP	11.7	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp194	<i>Actinotaenium</i> sp.	CT/AT/AP	12.4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp195	<i>Actionotaenium wollei</i>	AT	13.8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp196	<i>Arthrodesmus</i> sp.	AT/AP	24.5	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp197	<i>Bambusina borrieri</i>	AP	18.2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
sp198	<i>Bambusina brebissonii</i>	AT/AP	34.6	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
sp199	<i>Closteriopsis</i> sp.	AT	36	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp200	<i>Closterium gracile</i>	AT	40	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp201	<i>Closterium libellula</i>	CP	71	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp202	<i>Closterium microporum</i>	CT	54	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp203	<i>Closterium moniliferum</i>	AT	39.8	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp204	<i>Closterium parvulum</i>	CP/AT	55.8	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp205	<i>Closterium</i> sp.	CT/CP/AT/AP	52.9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp206	<i>Coelastrum microporum</i>	CP	37.6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp207	<i>Coelastrum</i> sp.	CP	37.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp208	<i>Cosmarium amoenum</i>	AP	9	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

sp209	<i>Cosmarium depressum</i>	AT/AP	16	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp210	<i>Cosmarium minimum</i>	AT	21	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp211	<i>Cosmarium punctulatum</i>	AP	11.8	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp212	<i>Cosmarium</i> sp.	AT/AP	15.4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp213	<i>Cosmarium tatricum</i>	AP	13.9	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp214	<i>Desmidium aptogonum</i> var. <i>aptogonum</i>	AT	38.9	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
sp215	<i>Desmidium</i> sp.	AT/AP	32.8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
sp216	<i>Euastrum binali</i>	AT	80	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp217	<i>Euastrum brasiliense</i>	CP/AT/AP	79.7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp218	<i>Euastrum</i> sp.	AT/AP	71.9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp219	<i>Mesotaenium</i> sp.	CT/AT	9.5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp220	<i>Micrasterias arcuata</i>	AT/AP	162	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp221	<i>Micrasterias</i> sp.	CT/AT	153.5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp222	<i>Mougeotia</i> sp.	AT/AP	228.5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
sp223	<i>Netrium digitium</i>	CT	78.2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp224	<i>Netrium digitus</i>	CP	69.8	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp225	<i>Netrium</i> sp.	AP	79.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp226	<i>Penium</i> sp.	AT	19.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp227	<i>Pleurotaenium</i> sp.	CT/AT	20.7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp228	<i>Pleurotaenium trabecula</i>	AP	19.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp229	<i>Spirogyra</i> sp.	CT/AP	41.9	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
sp230	<i>Stauastrum cingulum</i>	AP	24.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp231	<i>Staurastrum laeve</i>	AP	23.9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp232	<i>Staurastrum rotula</i>	CP	56.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp233	<i>Staurastrum</i> sp.	CT/AP	27.8	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp234	<i>Staurodesmus convergens</i>	CP/AT	17.2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp235	<i>Staurodesmus leptodermus</i>	AT/AP	12.5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp236	<i>Staurodesmus</i> sp.	CP/AT/AP	16.3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

sp237	<i>Staurodesmus spencerianus</i>	AT/AP	11.1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp238	<i>Staurodesmus triangularis</i>	CP	60	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp239	<i>Xanthidium amazonense</i>	AP	13.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp240	<i>Xanthidium dilatatum</i>	AP	80	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp241	<i>Xanthidium</i> sp.	CT/AT/AP	67.2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
sp242	<i>Zygnema</i> sp.	AP	51.6	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
sp243	<i>Zygnemopsis</i> sp.	AT/AP	55.4	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0

Material Suplementar – Capítulo 2

Tabela 1 – Composição de espécies do zooplâncton presentes no *pool* de alta e baixa diversidade funcional inoculadas com água da lagoa Jurubatiba localizada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – PARNA / RJ no experimento em mesocosmos realizado em 2017.

Espécies	Baixa diversidade funcional	Alta diversidade funcional
Rotifera		
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	X	X
<i>Asplanchna sp.</i>		X
<i>Brachionus calicyformis</i>	X	
<i>Brachionus falcatus</i>	X	
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	X	X
<i>Filinia longiseta</i>	X	
<i>Hexarthra mira</i>	X	X
<i>Keratella lenzi</i>	X	X
<i>Lecane bulla</i>	X	X
<i>Lecane leontina</i>	X	X
<i>Lecane lunaris</i>	X	X
<i>Lecane papuana</i>		X
<i>Macrochaetus longipes</i>		X
<i>Monomata sp.</i>		X
<i>Polyarthra dolychoptera</i>	X	X
<i>Testudinella patina</i>	X	X
<i>Trichotria tetractys</i>		X
<i>Trichocerca bicristata</i>	X	X
<i>Trichocerca heterodactyla</i>		X
<i>Synchaeta sp.</i>	X	
Cladocera		
<i>Alona yara</i>		X
<i>Alonella dadayi</i>		X
<i>Bosminopsis deitersi</i>	X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	X	
<i>Chydorus eurynotus</i>		X
<i>Chydorus pubescens</i>		X
<i>Coronatella poppei</i>		X
<i>Diaphanosoma birgei</i>	X	
<i>Diaphanosoma brevireme</i>		X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	X	
<i>Ephemeroporus barroisi</i>		X

<i>Ephemeroporus hybridus</i>		X
<i>Euryalona orientalis</i>		X
<i>Ilyocriptus spinifer</i>	X	X
<i>Macrothrix spinosa</i>		X
<i>Macrothrix superaculeata</i>		X
<i>Magnospina dentifera</i>		X
<i>Moina micrura</i>	X	
<i>Ovalona glabra</i>		X
<i>Pseudosida ramosa</i>		X
<i>Simocephalus iheringi</i>		X
Copepoda		
Cyclopidae sp.1		X
Cyclopidae sp.2		X
<i>Diaptomus azureus</i>	X	X
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	X	X
Nauplii	X	X
Calanoid copepodid	X	X
Cyclopoid copepodid	X	X

Tabela 2 – Parâmetros taxonômicos e funcional de alta e baixa diversidade funcional do *pools* de espécies zooplancônicas inoculadas com água da lagoa Jurubatiba localizada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – PARNA / RJ no experimento em mesocosmos realizado em 2017.

	Baixa diversidade funcional	Alta diversidade funcional
Riqueza de espécies	22	37
Densidade total(ind.m⁻³)	108,39	94,5
Riqueza funcional	0,4	2,8
Dispersão funcional	5,8	6,7

Tabela 3: Valores médios e desvio padrão (entre parênteses) dos fatores bióticos, abióticos e dos processos ecossistêmicos monitorados ao longo do período experimental. Alta diversidade funcional zooplanctônica (ADFZ); Baixa diversidade funcional zooplanctônica (BDFZ); Alta diversidade funcional + sal (ADF + S) e Baixa diversidade funcional zooplanctônica + sal (BDF + S).

	ADFZ	BDFZ	ADFZ+S	BDF+S
Fatores bióticos				
Riqueza de espécies - fitoplâncton	35 (1,02)	26(0,85)	30(8,5)	21(6,98)
Biovolume do fitoplâncton (mm ³ / L ¹)	43203 (41,3)	3086,9(24,8)	3933,04(37,1)	2669,7(38,5)
Clorofila - a	3,55 (1,21)	2,97(1,78)	3,08 (1,73)	2,69(1,61)
Riqueza de espécies - zooplâncton	16 (4,33)	8(0,85)	10(5,74)	6(3,27)
Biomassa zooplanctônica(µg PS m ³ .)	97,9 (149,7)	46,0(49,9)	74,6(80,5)	33,0(26,6)
Fric	94,4(30,4)	84,1(10,10)	78,7(39,8)	63,2(31,02)
Feve	0,30(0,06)	0,22(0,09)	0,31(0,08)	0,21(0,12)
Fdiv	0,88(0,51)	0,83(0,46)	0,89(0,64)	0,84(0,49)
Fdis	2,89(1,24)	2,66(0,92)	2,87(1,02)	2,71(1,18)
Processos Ecossistêmicos				
PP(mgC/m ³ /h)	2,34(0,03)	1,33(0,36)	1,44(0,43)	1,36(0,37)
Eficiência do Uso de Recurso	2,06(0,62)	1,76(0,64)	1,81(0,78)	1,72(0,73)
Fatores Abióticos				
Fósforo total(µmol/L ⁻¹)	13,4(4,32)	11,8(2,5)	13,3(2,79)	13,1(2,32)
Temperatura d'água (°C)	23,6(1,48)	23,5(1,47)	23,6(1,50)	23,8(0,66)
pH	5,92(0,92)	5,81(0,91)	6,39(0,36)	6,49(0,32)
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	6,93(0,46)	6,92(0,46)	6,72(0,72)	6,81(1,44)
Salinidade	0,29(0,06)	0,28(0,05)	3,31(3,17)	3,47(3,31)
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	10,04(0,88)	10,1(0,66)	10,5(0,92)	10,62(1,11)

Tabela 4: Espécies de fitoplâncton encontradas ao longo do período experimental em todos os tratamentos e características funcionais consideradas neste estudo. 1 = máxima dimensão linear - MLD (μM). 2 = Palatabilidade (espécie $\leq 20 \mu\text{M}$ considerada palatável). 3 = fixação de nitrogênio (presença de heterócitos). 4 = parede celular com / sem sílica. 5 = forma biológica (U = unicelular, F = filamentosa, C = colônia). 6 = presença ou ausência de mucilagem. 7 = presença ou ausência de aerótopos. 8 = presença ou ausência de flagelos. 9 = pigmento (M = marrom, V = verde, A = azul). 1 = Traço funcional presente. 0 = traço funcional ausente. * Valores médios para todo o período de estudo e tratamentos.

Espécies	1*	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Achnanthyidium</i> sp.	13.6	1	0	1	U	0	0	0	M
<i>Asterionella</i> sp.	68	0	0	1	U	0	0	0	M
<i>Aulacoseira ambigua</i>	230.1	0	0	1	U	0	0	0	M
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	122	0	0	1	F	0	0	0	M
<i>Aulacoseira</i> sp.	16	1	0	1	F	0	0	0	M
<i>Cyclotella</i> sp.	14.6	1	0	1	F	0	0	0	M
<i>Fragillaria</i> sp.	63.2	0	0	1	U	0	0	0	M
<i>Gomphonema acuminatum</i>	32	0	0	1	U	0	0	0	M
<i>Gomphonema</i> sp.	30	0	0	1	U	0	0	0	M
<i>Melosira</i> sp.	17.2	1	0	1	F	1	0	0	M
<i>Navícula</i> sp.	19.1	1	0	1	U	0	0	0	M
<i>Synedra</i> sp.	96	0	0	1	U	0	0	0	M
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	27	0	0	0	C	1	0	0	V
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	21	0	0	0	C	1	0	0	V
<i>Asterococcus limneticus</i>	18.6	1	0	0	C	1	0	0	V
<i>Asterococcus</i> sp.	17.9	1	0	0	C	1	0	0	V
<i>Closteriopsis acicularis</i> var. <i>acicularis</i>	23.4	0	0	0	U	0	0	0	V
<i>Coelastrum</i> sp.	19.8	1	0	0	U	0	0	0	V
<i>Desmatractum</i> sp.	16	1	0	0	U	1	0	0	V
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	13	1	0	0	C	0	0	0	V
<i>Elakatothrix</i> sp.	11.9	1	0	0	U	1	0	0	V

<i>Gloeocystis</i> sp.	5.4	1	0	0	C	1	0	0	V
<i>Micractinium</i> sp.	58	0	0	0	C	0	0	0	V
<i>Pediastrum</i> sp.	18.1	1	0	0	C	0	0	0	V
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	5.1	1	0	0	C	0	0	0	V
<i>Scenedesmus</i> sp.	5.6	1	0	0	C	0	0	0	V
<i>Tetraedron caudatum</i>	8.2	1	0	0	U	0	0	0	V
<i>Tetraedron</i> sp.	8.6	1	0	0	U	0	0	0	V
<i>Synura</i> sp.	17.7	1	0	1	C	0	0	1	M
<i>Anabaena</i> sp.	4.9	1	1	0	F	1	1	0	A
<i>Aphanizomenon</i> sp.	83.6	0	1	0	F	0	1	0	A
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	42.8	0	0	0	C	1	0	0	A
<i>Chroococcus minutus</i>	11.6	1	0	0	U	1	0	0	A
<i>Cyanodiction tropicalis</i>	31	0	0	0	C	1	0	0	A
<i>Cyanodiction planctonicum</i>	29	0	0	0	C	1	0	0	A
<i>Cyanodictyon</i> sp.	31	0	0	0	C	1	0	0	A
<i>Geitlerinema</i> sp.	126.1	0	0	0	F	0	0	0	A
<i>Limnothrix</i> sp.	6.2	1	0	0	F	1	1	0	A
<i>Microcystis</i> sp.	140	0	0	0	C	1	1	0	A
<i>Oscillatoria</i> sp.	9.7	1	0	0	F	1	1	0	A
<i>Planktolyngbya limnética</i>	8.4	1	1	0	F	1	1	0	A
<i>Planktothrix</i> sp.	62.1	0	0	0	F	0	1	0	A
<i>Romeria</i> sp.	14.00	1	0	0	F	1	0	0	A
<i>Synechocistis aqualitis</i>	6.1	1	0	0	U	0	0	0	A
<i>Synechococcus elongatus</i>	4.5	1	0	0	U	0	0	0	A
<i>Closterium</i> sp.	54.8	0	0	0	U	0	0	0	V
<i>Euastrum brasiliense</i>	77	0	0	0	U	0	0	0	V
<i>Netrium digitus</i>	68.2	0	0	0	U	0	0	0	V
<i>Staurodesmus</i> sp.	24.4	0	0	0	U	0	0	0	V
<i>Mougeotia</i> sp.	221.2	0	0	0	F	0	0	0	V

Tabela 5: Espécies de zooplâncton encontradas ao longo do período experimental em todos os tratamentos e a respectiva característica funcional de preferência alimentar. * Valores médios para todo o período experimental e tratamentos.

Espécies	Preferência alimentar			
	Tamanho corporal (μm)*	Herbívoro	Onívoro	Carnívoro
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	92.85	1	0	0
<i>Beauchampiella eudactylota</i>	125.00	1	0	0
<i>Brachionus falcatus</i>	132.72	1	0	0
<i>Brachionus plicatilis</i>	162.50	1	0	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	200.21	1	0	0
<i>Euchlanis lyra</i>	157.29	1	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	126.84	0	1	0
<i>Hexarthra intermedia</i>	125.00	1	0	0
<i>Hexarthra mira</i>	125.55	1	0	0
<i>Keratella americana</i>	131.25	1	0	0
<i>Keratella lenzi</i>	120.61	1	0	0
<i>Lecane bulla</i>	116.84	1	0	0
<i>Lecane cornuta</i>	110.00	1	0	0
<i>Lecane curvicornis</i>	128.33	1	0	0
<i>Lecane grandis</i>	118.75	1	0	0
<i>Lecane leontina</i>	159.05	1	0	0
<i>Lecane lunaris</i>	116.71	1	0	0
<i>Lecane nana</i>	100.00	1	0	0
<i>Lecane obtusa</i>	100.00	1	0	0
<i>Lecane papuana</i>	113.90	1	0	0
<i>Lecane quadridentata</i>	119.38	1	0	0
<i>Lecane stichaea</i>	125.00	1	0	0
<i>Macrochaetus longipes</i>	112.50	1	0	0

<i>Polyarthra dolichoptera</i>	88.36	1	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	78.91	1	0	0
<i>Synchaeta pectinata</i>	151.16	0	1	0
<i>Testudinella patina</i>	156.25	0	0	1
<i>Trichocerca bicristata</i>	195.83	1	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	150.00	1	0	0
<i>Trichotria tetractis</i>	147.92	1	0	0
<i>Alona guttata</i>	261.69	1	0	0
<i>Alona intermedia</i>	272.92	1	0	0
<i>Alonella clathratulla</i>	206.25	1	0	0
<i>Alonella dadayi</i>	231.11	1	0	0
<i>Anthalona verrucosa</i>	272.92	1	0	0
<i>Bosmina hagemanni</i>	298.23	1	0	0
<i>Bosmina longirostris</i>	280.52	1	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	262.92	1	0	0
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	339.29	1	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i>	254.88	1	0	0
<i>Chydorus pubescens</i>	243.80	1	0	0
<i>Coronatella monacantha</i>	300.00	1	0	0
<i>Dadaya macrops</i>	303.37	1	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	420.83	1	0	0
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	503.56	1	0	0
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	464.14	1	0	0
<i>Dunhevedia odontoplax</i>	276.17	1	0	0
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	258.12	1	0	0
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	240.99	1	0	0
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	593.75	1	0	0
<i>Ilyocryptus verrucosus</i>	662.50	1	0	0
<i>Karualona mülleri</i>	231.25	1	0	0

<i>Latonopsis australis</i>	846.23	1	0	0
<i>Leberis davidi</i>	325.00	1	0	0
<i>Macrothrix elegans</i>	400.43	1	0	0
<i>Macrothrix spinosa</i>	375.00	1	0	0
<i>Macrothrix squamosa</i>	245.83	1	0	0
<i>Magnospina dentifera</i>	313.19	1	0	0
<i>Moina micrura</i>	402.08	1	0	0
<i>Moina minuta</i>	391.08	1	0	0
<i>Ovalona glabra</i>	212.50	1	0	0
<i>Pleuroxus sp</i>	291.67	1	0	0
<i>Pseudosida ramosa</i>	666.25	1	0	0
<i>Simocephalus mixtus</i>	433.33	1	0	0
<i>Nauplii</i>	167.24	1	0	0
<i>Calanoid copepodid C1-C3</i>	407.00	1	0	0
<i>Calanoid copepodid C4-C5</i>	709.98	1	0	0
<i>Cyclopoid copepodid C1-C3</i>	321.52	0	0	1
<i>Cyclopoid copepodid C4-C5</i>	545.69	0	0	1
<i>Diaptomus azureus</i>	1024.30	1	0	0
<i>Mesocyclops spp.</i>	780.40	0	0	1
<i>Microcyclops sp.</i>	723.33	0	1	0
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	1289.60	1	0	0
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	1164.79	1	0	0

Material Suplementar – Capítulo III

Questionário – Avaliação de Aprendizagem

01. Alguns seres vivos são capazes de produzir toxinas denominadas cianotoxinas. Dos seres vivos abaixo qual é o produtor da cianotoxinas?

- A) Bactérias
- B) Algas plactônicas
- C) Cianobactérias
- D) Fungos

02. Uma criança foi intoxicada por um tipo de cianotoxina e apresentou os seguintes sintomas: tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. Estes sintomas são causados por qual cianotoxina?

- A) Hepatoxina
- B) Microcistinas
- C) Dermatotoxina
- D) Neurotoxina

03. Dos fenômenos ambientais abaixo qual está diretamente relacionado com a floração das águas por cianobacterias?

- A) Eutrofização
- B) Aquecimento global
- C) Inversão térmica
- D) Poluição do ar

04. Algumas atitudes do nosso dia-a-dia podem contribuir para diminuir a contaminação das águas por cianobactérias. Das atitudes abaixo qual seria a mais viável para a prevenção da floração das cianobactérias nas águas?

- A) Evitar caminhadas na beira das águas;
- B) Evitar contato direto com a água;
- C) Evitar lançar esgotos domésticos e industriais nas águas;

D) Evitar atividades de lazer próximo às águas.

05. Quais dos sinais abaixo podem ajudar a identificar uma água com floração de cianobactérias?

A) Cor marrom e bolhas de gás

B) Cor azul-esverdeada, produção de espuma e morte de peixes;

C) Cor azul-esverdeada e ausência de odor;

D) Cor vermelha, presença de odores e de espumas

