



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

YASMIN RODRIGUES DE SOUZA

**A diversidade, a luminosidade e a turbidez determinam
locais ecologicamente únicos para comunidade de
algas e cianobactérias em microecossistemas
naturais de água doce**

Maringá
2021

YASMIN RODRIGUES DE SOUZA

A diversidade, a luminosidade e a turbidez determinam locais ecologicamente únicos para comunidade de algas e cianobactérias em microecossistemas naturais de água doce

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues

Coorientador: Dr. Pablo Augusto Poletto Antiqueira

Maringá
2021

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S729d Souza, Yasmin Rodrigues de, 1990 -
A diversidade, a luminosidade e a turbidez determinam locais ecologicamente únicos para comunidade de algas e cianobactérias em microecossistemas naturais de água doce / Yasmin Rodrigues de Souza. -- Maringá, 2021.
50 f. : il. (algumas color.)
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2021.
Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.
Coorientador: Dr. Pablo Augusto Poeto Antiqueira.
1. Fitoplâncton de água doce - Comunidades, Ecologia de - Determinantes - Ilha do Cardoso - São Paulo (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. – 579. 81782098161

YASMIN RODRIGUES DE SOUZA

A diversidade, a luminosidade e a turbidez determinam locais ecologicamente únicos para comunidade de algas e cianobactérias em microecossistemas naturais de água doce

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues
Universidade Estadual de Maringá (UEM)(Presidente)

Prof.^a Dr.^a Jascieli Carla Bortolini
Universidade Federal de Goiás (UFG)

Dr.^a Louizi de Souza Magalhães Braghin
Universidade Estadual de Maringá (Pós-doutoranda PEA/UEM)

Prof.^a Dr.^a Danielle Katharine Petsch (Suplente)
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Matheus Tenório Baumgartner (Suplente)
Centro Universitário de Maringá (UniCesumar)

Aprovada em: 30 de abril de 2021.

Local de defesa: Realizado em *home office*, via acesso remoto por videoconferência pelo aplicativo Google Meet, no endereço eletrônico meet.google.com/zzq-pyir-gbr, devido a situação do Covid-19.

Dedico esta dissertação à minha família, amigos e especialmente ao meu pai “Mirão” (*in memoriam*), meu avô “vô Gildo” (*in memoriam*), minha tia “Creuza” (*in memoriam*) e ao eterno primão Anderson (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais;

A Dr^a. Luzia Cleide Rodrigues (tia lu) por toda sua dedicação, literalmente, desde sempre para a minha formação como pessoa e como profissional, sendo o meu exemplo dentro de casa e dentro da academia, como uma das pessoas mais inteligentes, acolhedoras e amorosas que já conheci. Faltam palavras pra expressar todo o meu amor e gratidão;

Ao meu coorientador, Dr. Pablo Antiqueira (pablito), pela amizade, dedicação, cafés e muito aprendizado, sem medir esforços para me ensinar e me ajudar nessa trajetória e na minha formação;

Aos membros da banca examinadora, Dr^a. Jascieli Bortolini, Dr^a. Louizi Braghin, Dr. Matheus Baumgartner e a Dr^a. Danielle Petsch, por aceitarem prontamente o convite e contribuírem com o trabalho;

Aos amigos de laboratório: Alfonso, Felipe, Laura, Patrícia, Renata, Susi e em especial a Bia Mel que doou seu tempo e paciência e me ajudou incansavelmente nesse processo e a Aline e Geovani que desde sempre me ajudaram, ensinaram e escutaram. Agradeço a todos por toda companhia, risadas, conversas e apoio. Com vocês (mesmo que no meet ou em chamadas de vídeo intermináveis haha) a caminhada foi mais divertida;

A minha família INCRÍVEL por toda dedicação, compreensão e momentos maravilhosos que me ajudaram a passar por essa fase da melhor maneira possível. A saudade de estar com vocês em nossos encontros, que como diria o tio rai: “cada encontro nessa família é um evento”, é diária, mas logo estaremos todos juntos novamente escutando boas músicas e tomando várias geladas, mas aqui ainda vai uma dedicatória especial aos que não estão mais em nosso convívio, em especial ao meu pai, Mirão (*in memorian*) e ao Vô Gildo (*in memorian*) que não acompanham em vida, mas sei que estariam orgulhosos dessa conquista;

A minha mãe, Maria Rodrigues, por todo seu empenho, amor e principalmente paciência em me ajudar e acompanhar nessa trajetória e não duvidar em nenhum momento dos meus feitos. Te amo!;

A minha dinda, Maria Eunice, por sua dedicação integral na minha formação e por me conhecer tão bem ao ponto de ser a primeira a enxergar minhas fraquezas e dificuldades e não medir esforços pra me ajudar em absolutamente tudo. Te amo!;

A minha irmã e cunhado por nunca entenderem com o que eu trabalho, mas sempre me apoiarem hahaha;

Aos meus primos, em especial a Giovana (minha filha), Ramon (mon), Gregório (grego) e Lorrany (ny) por serem sempre presentes e agregarem tanto na minha vida, amo muito vocês;

Aos nossos amigos, agregados da família que fazem parte da nossa história e que tornam tudo muito mais leve e divertido. Marcelo, Lucélia, Jota, Maria Eduarda (Paloma Herondina), dedico esse agradecimento;

Aos meus amigos irmãos:

Julio Nozaki (ju), por ser meu amigo de longa data, confidente, mestre, exemplo e o primeiro apoiador dessa jornada. Você me ensina desde o primeiro dia que nos conhecemos, desperta em mim a curiosidade de aprender cada dia mais e sempre me protegeu, acolheu e amou de maneira incondicional. Te amo tanto que dói!;

Nathan Mosna (vô), pela amizade de quase duas décadas e sempre repleta de amor, compreensão, parceria e fidelidade. Mesmo longe você está perto em todos os momentos. Te amo!;

Rafa e Oli por toda amizade, carinho, cuidado e companhia em todos os momentos. Amo vocês!;

Aos amigos que a UEM, PEA e áreas adjacentes me deram e que eu levarei para a vida toda:

Ana Paula Bertocin (ana), pela amizade, conselhos, apoio, broncas, fotos de crianças e gatinhos, ligações de vídeo pra fofocar e me animar, por ser sempre presente em todos os momentos e por ser uma das pessoas mais incríveis que já conheci;

Danilo Nicola (rufeta), pela amizade, “trapalhadas” e por sempre me puxar pro lado sério e sempre estar “vonei” o tempo todo. Obrigada por tudo;

Fernando Lansac-toha (nando), pela amizade, carinho, cuidado, “trapalhadas” e dedicação de sempre e por ser meu anjo perfeito sem defeitos. Sem seu cuidado, dedicação, carinho e principalmente paciência, essa etapa não seria concluída com tanto êxito como foi, amo vc! Obrigada por tudo!;

João Vitor (Javitá), pela amizade, cafés, conversas e confiança! Tu é um cara incrível e eu agradeço muito TUDO;

Louizi Braghin (louzinha ou luiza para os íntimos), pela amizade, dedicação, amor incondicional, paciência pra escutar meus áudios de 16 minutos que mais pareciam podcasts, pelas risadas e principalmente pelos choros. Sorte a minha ter você!;

Matheus Baumgartner (Ma), pela amizade, ajudas, conversas, risadas, por nunca escutar as músicas que eu mando, por sempre me fazer pensar, refletir, ser uma pessoa melhor a cada dia e por ser sempre presente me ouvindo, aconselhando, me cuidando e pelas chatices que você sabe executar com perfeição hahaha. Essa trajetória não seria a mesma sem você e todo seu apoio. Sou grata a Deus pela sua amizade e por ter o privilégio de conhecer o cara incrível que você é. Amo você!;

Maria Julia Ganassin (Maju), por sempre me apoiar, acreditar nas minhas loucuras, me escutar e por ser tão incrível e amorosa. Amo você!;

Mateus Reck (bem), pela amizade, carinho, conversar, por entender quando eu demoro pra responder, por fingir que gosta dos meus bolos de cenoura com cobertura durinha quando são errado, por me acolher e por ser o meu bem;

Murilo Batistela (muri), pela amizade, carinho, acolhimento, indicações de músicas, abraços delícia e paciência em me aturar hahah;

Orlando Pelissari (orlandinho), pela amizade, por ser o mascote do bloquinho *tem que acabar o orlando*, pelas conversas, carinho e principalmente por estar sempre presente e sempre com sua sede insaciável e sua ausência de limites. Amo vc!;

Aos meus professores e amigos Claudia Bonecker (claudinha) e Luiz Felipe Machado Velho (fe), Cinthia Machado Velho (cin) e toda família Machado Velho (Ju e Pedro) pela amizade e amor;

Aos meus queridos professores da graduação Sandra Pierini, Ligia Capel e Rômulo Behrend, que se tornaram amigos e que agradeço por tudo que me ensinaram e ensinam e por toda a confiança que depositaram em mim;

Aos funcionários da base de pesquisa do Nupélia, às secretárias do PEA e do Nupélia, Bethe, Jocemara, Cecilia, Marlyse e Norton, pela ajuda e dedicação;

Ao João e a Salete, pela dedicação a Biblioteca do Nupélia;

A UEM, ao PEA e ao Nupélia pela disponibilidade de toda infraestrutura;

A CAPES pelo apoio e financiamento do projeto de pesquisa.

*“Nós somos mestres de nossa vida.
Comandamos nosso destino.”*
Woody (Toy Story 3)

A diversidade, a luminosidade e a turbidez determinam locais ecologicamente únicos para comunidade de algas e cianobactérias em microecossistemas naturais de água doce

RESUMO

Particionar padrões de dissimilaridade (diversidade beta) em contribuições dos locais ou de espécies é uma abordagem moderna para compreender quais os principais fatores afetam e provocam variação na biodiversidade. Neste contexto, estimar a contribuição local para o pool regional de espécies (LCBD) e a contribuição de cada espécie para a diversidade beta (SCBD) tem se mostrado uma eficiente abordagem para inferir sobre mecanismos condutores da diversidade beta. Nesse estudo foram exploradas as contribuições de cada local e espécies para a diversidade beta total de algas e cianobactérias de 77 microecossistemas naturais de água doce (i.e., bromélias-tanque) de um ecossistema neotropical. A LCBD foi afetada negativamente pela diversidade de Shannon, turbidez e luminosidade (% cobertura de dossel) A relação negativa do LCBD com o índice de Shannon indica que locais menos diversos podem refletir em ambientes com características específicas. Cianobactérias e fitoflagelados apresentaram maior contribuição para os valores de SCBD. A compreensão da influência do LCBD e SCBD na distribuição dos padrões da diversidade beta podem facilmente prever esses ambientes com características singulares, fazendo dos mesmos prioritários para práticas de manejo e conservação.

Palavras-chave: Padrões de diversidade. Luminosidade. Cobertura de dossel. Fitotelmas.

Diversity, luminosity and turbidity determine ecologically unique sites for the algae and cyanobacteria in natural freshwater micro-ecosystems

ABSTRACT

Partitioning patterns of dissimilarity (beta diversity) into contributions of single sites or individual species is a modern approach to understanding what the main factors affect and cause variation in biodiversity. In this context, estimating the contributions of single sites to overall beta diversity (LCBD) or into contributions of individual species to overall beta diversity (SCBD) has proven to be a good approach to improve the knowledge of drivers of beta diversity. We explored the contributions of each site and species to the overall algae and cyanobacteria beta diversity of 77 natural freshwater micro-ecosystems (i.e., tank bromeliads) of a neotropical ecosystem. We found that LCBD was negatively affected by Shannon's diversity, turbidity, and luminosity (% canopy cover). Cyanobacteria and green algae were the groups that most contributed SCBD values. The negative relationship between LCBD and the Shannon index indicates that micro-ecosystems with less diversity reflect unique characteristics, and LCBD values can easily predict these environments. LCBD values can indicate these environments as priorities for management and conservation.

Keywords: Diversity patterns. Brightness. Canopy cover. Phytotelma.

Dissertação elaborada e formatada
conforme as normas da publicação
científica:

Aquatic Sciences. Disponível em:
<https://www.springer.com/journal/27/submission-guidelines>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	METODOLOGIA	18
2.1	Local e sistema de estudo	18
2.2	Amostragem	20
2.2.1	Comunidades de algas e cianobactérias	20
2.2.2	Variáveis ambientais nas bromélias	21
2.2.3	Análise de dados	22
3	RESULTADOS	23
3.1	Comunidade de algas e cianobactérias	23
3.2	Variáveis ambientais	25
3.3	Relação entre a diversidade, riqueza, abundância e equitabilidade com as variáveis ambientais	26
3.4	Contribuição local para a diversidade beta (LCBD)	28
3.5	Contribuição das espécies para diversidade beta (SCBD)	31
4	DISCUSSÃO	34
4.1	Contribuição local para a diversidade beta (LCBD)	34
4.2	Contribuição das espécies para diversidade beta (SCBD)	36
	REFERÊNCIAS	38
	APÊNDICE A - Relação de ocorrência de táxons de algas e cianobactérias registradas na área de estudo.	48
	ANEXO A - Artigos de pesquisas publicados durante o período de desenvolvimento do mestrado que contribuíram para a execução desta dissertação.	50

1 INTRODUÇÃO

A manutenção da biodiversidade é um dos grandes desafios da atualidade. Para tal, melhorar o conhecimento sobre a distribuição espacial das espécies e quais fatores influenciam nos padrões de variação das comunidades é de fundamental importância para avanços nesse sentido (Socolar et al. 2016). No que diz respeito a estruturação das comunidades, é comum avaliar com mais frequência como os fatores locais influenciam as comunidades (diversidade alfa - riqueza e abundância) (Magurran, 2013). No entanto, juntamente da escala local, a escala regional (relacionada a diversidade gama) fornece o número total de espécies em uma determinada região (*pool* regional de espécies) e a diversidade beta representa a variabilidade de espécies entre ambientes (Magurran, 2004; Anderson et al., 2011). A diversidade beta está diretamente relacionada aos gradientes de diversidade alfa, e ambos resultam dos efeitos da seleção ambiental por fatores como, tamanho do *habitat*, temperatura, disponibilidade de luz e limitação de dispersão de espécies entre os ambientes de uma mesma região (Soininen et al. 2018).

Legendre e De Cáceres (2013) desenvolveram um método que visa estimar quanto cada local e cada espécie contribui para a diversidade beta total. O método consiste em verificar essa contribuição na diversidade beta total pela contribuição local (LCBD) e a contribuição das espécies para a beta total (SCBD). Assim, maiores valores de LCBD em um determinado local podem corresponder a ambientes com condições ecológicas únicas, que por sua vez podem ter combinações únicas de espécies (Silva et al., 2018). Por sua vez, quanto maior o valor de SCBD, mais influente é a distribuição de uma determinada espécie para a diversidade beta (β). Assim, investigar a distribuição das comunidades através do LCBD e SCBD, pode ser útil para inferências sobre mecanismos que afetam os padrões de diversidade beta, bem como, para ações de conservação, medidas mitigadoras quando já ocorreu a perda de biodiversidade e práticas de biomonitoramento.

Nessa perspectiva de partição da diversidade beta, uma informação extremamente importante é verificar se os locais únicos em termos de composição de espécies são positivamente ou negativamente relacionados com a diversidade (Landeiro et al. 2018). Nesse sentido, muitos estudos encontraram que altos valores de LCBD

ocorrem em ambientes com baixa riqueza de espécies (Heino et al. 2013; Silva et al. 2014; Landeiro et al. 2018). Essa informação é relevante, pois permite que ações de conservação e manejo sejam focadas em ações prioritárias, seja para preservar ambientes altamente diversos, ou para recuperar alguma área degradada (Legendre and De Cáceres 2013). Contudo, a riqueza de espécies é apenas uma das métricas de diversidade. Uma vez que as medidas de diversidade resultantes de índices (e.g. índice de Shannon, Equitabilidade), podem servir como indicadores do equilíbrio de sistemas ecológicos, funcionando como ferramenta para o manejo ambiental (Magurran, 2013), seria interessante também avaliar se a relação dos mesmos com o LCBD é semelhante aos padrões encontrados para riqueza de espécies.

Entender como as comunidades se estruturam frente a variações bióticas e abióticas é fundamental para a elaboração de estratégias eficazes para a manutenção da biodiversidade (Heywood 1995). Estudos anteriores mostraram que as características ambientais também levam a mudanças na composição das comunidades, afetando cada forma de vida de forma diferente e, conseqüentemente, o grau de ocupação de espécies e padrões de LCBD (Schneider et al., 2015). A diminuição no tamanho do *habitat*, por exemplo, tem alterado a composição das espécies e causado a diminuição da riqueza em grupos biológicos distintos (Srivastava 2006; Haddad et al. 2015; Padisák et al. 2016; Antikeira et al. 2018a). Isso porque de acordo com a teoria da relação espécie-área (MacArthur and Wilson 1967; Connor and McCoy 1979), maiores *habitats* suportam maior número de espécies (MacArthur and Wilson 1967), sustentando maior diversidade e abundância, explicada principalmente pela maior disponibilidade de nicho (Dodson 1991; Antikeira et al. 2018b). Outros fatores abióticos também são importantes para a estruturação das comunidades, como disponibilidade de luz (Reynolds 2006; Loverde-Oliveira et al. 2012) e complexidade estrutural (Tews et al. 2004). A disponibilidade de luz é um fator determinante para a estruturação da comunidade de produtores primários (Margalef 1978; Reynolds 1998; Bortolini et al. 2016b). A exposição luminosa também influencia nas variações térmicas, onde ambientes mais expostos a luz tendem a ter uma maior variação em sua temperatura diária do que ambientes menos expostos (Busse et al. 2018), e essas variações podem afetar diretamente a riqueza de espécies local (Kratina et al. 2017).

Algas e cianobactérias possuem grande importância ecológica para os ecossistemas aquáticos, uma vez que são organismos responsáveis pelo processo de produtividade primária nos ambientes aquáticos (Reynolds 1988; Bortolini et al. 2016a), atuam nos principais ciclos biogeoquímicos e respondem rapidamente às variações ambientais (Reynolds 2002, 2006). Formado por espécies com diferentes tamanhos e formatos, a variabilidade morfológica desses organismos está diretamente associada à sua adaptação às variações ambientais (Lewis 1976; Margalef 1978). A disponibilidade de recursos (e.g. luz, oxigênio, temperatura, turbidez e nutrientes), características hidrodinâmicas (e.g. fluxo e estratificação da coluna de água) e a herbivoria podem afetar a diversidade morfológica das algas, a riqueza e abundância (Morabito et al. 2007; Naselli-Flores and Barone 2011).

Investigar a estruturação de comunidades biológicas em sistemas naturais não é uma tarefa fácil, especialmente considerando a dificuldade de replicação. O uso de microecossistemas é uma ferramenta excelente que supre essas dificuldades. Microecossistemas naturais, como por exemplo, os encontrados em bromélias-tanque, tem sido muito utilizados como sistemas modelos para testar teorias ecológicas (Kitching, 2000; Srivastava, 2006; Starzomski et al., 2010; Romero & Srivastava, 2010; Farjalla et al., 2016), principalmente para as comunidades aquáticas (Srivastava et al., 2008), pois são microecossistemas de fácil amostragem e podem ser mensurados em sua totalidade (Srivastava et al., 2004). As plantas como um todo ou suas estruturas vegetais específicas que acumulam água e formam esses microecossistemas aquáticos são comumente chamadas de fitotelmata (Kitching, 2000).

Representado por mais de 2.600 espécies, as bromélias são consideradas a maior família exclusivamente neotropical de plantas com flores, são amplamente difundidas em climas tropicais e plantas fitotelmatas bem conhecidas (Balke et al. 2008). A anatomia e morfologia foliar das bromélias permitem que tanques de água se formem entre as axilas das folhas, armazenando água da chuva, bem como da serapilheira oriunda da cobertura de dossel (Busse et al. 2018). Esses tanques são propícios para o desenvolvimento de muitos grupos de organismos, que são transportadas pelo vento ou através de vetores animais (Buosi et al. 2014) como protistas, pequenos metazoários, larvas de insetos, algas e cianobactérias (Busse et al. 2018). Essas plantas, portanto,

funcionam como abrigos para grupos biológicos distintos, desde produtores primários, consumidores e decompositores.

A ausência de cobertura ou cobertura parcial de dossel facilita a entrada de luz nos fitotelmatas (Guimaraes-Souza et al. 2006; Poniewozik et al. 2020). Assim, menores taxas de cobertura de dossel, em regiões de restinga aberta, favorecem o desenvolvimento dos organismos produtores (Guimaraes-Souza et al. 2006; Poniewozik et al. 2020). Em contrapartida, a alta quantidade de material alóctone e altas taxas de decomposição dos mesmos, causa o aumento da turbidez da água, o que pode impedir a entrada de luz e, conseqüentemente, ser um fator limitante para muitas espécies de algas e cianobactérias (Farjalla et al. 2016). Portanto, uma vez que a cobertura de dossel e a turbidez da água são variáveis de grande importância para o desenvolvimento desse ecossistema (Hegner 1926; Addicott 1974), espera-se que essas variáveis exerçam forte influência sobre os padrões de LCBD.

Assim, nessa perspectiva, o objetivo desse trabalho foi investigar i) a influência dos índices de diversidade (riqueza de espécies, abundância, Shannon e Equitabilidade), tamanho do *habitat* (volume do tanque), incidência de luz (cobertura de dossel) e variáveis abióticas na contribuição local (LCBD); ii) avaliar a contribuição de cada local para o pool de espécies regional; e iii) investigar a contribuição de cada espécie (SCBD) para a diversidade beta regional de algas e cianobactérias em 77 microecossistemas naturais. Foram elaboradas as seguintes hipóteses: i) Haverá uma relação negativa entre a diversidade de algas e cianobactérias e o LCBD.; ii) como consequência da hipótese i, uma vez que *habitats* com maior disponibilidade de luz, maior volume, maior temperatura e menor turbidez são conhecidos por influenciar positivamente a diversidade de algas e cianobactérias (Reynolds 2006), espera-se uma relação negativa da disponibilidade de luz, volume e temperatura, e positiva da turbidez com os valores de LCBD. Considerando que os valores de SCBD são calculados a partir da variância total na matriz de espécies, espécies amplamente distribuídas (i.e. comuns) têm menor contribuição para a diversidade beta total em comparação com espécies de frequência intermediária (i.e. acessórias) (Heino and Grönroos 2017), portanto espera-se iii) uma relação quadrática da SCBD com a frequência de ocorrência de algas e cianobactérias, sendo as espécies com frequência acessória as mais importantes para variação das comunidades; iv) Esperamos que os grupos taxonômicos apresentem contribuições

distintas para diversidade beta devido a apresentarem diferentes respostas às condições ambientais.

2 METODOLOGIA

2.1 Local e sistema de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, município de Cananéia, no litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil ($25^{\circ} 03'S$, $48^{\circ} 53'W$), em setembro de 2013, no início da estação chuvosa. A Ilha do Cardoso é caracterizada por temperaturas médias anuais entre 20 e $22^{\circ}C$ e precipitação média anual de 2250 mm (Pessenda et al. 2012). A umidade relativa é superior a 66% na primavera (estação de amostragem do presente estudo) nos *habitats* de restinga (Manoel, Mota, Menegatto, & Almeida, 2012). O estudo foi realizado na parte norte da ilha, em uma área de $4,5$ km de extensão. O local é situado na floresta tropical da restinga, (i.e. uma floresta tropical do Atlântico nas dunas costeiras) (Rizzini 1997).

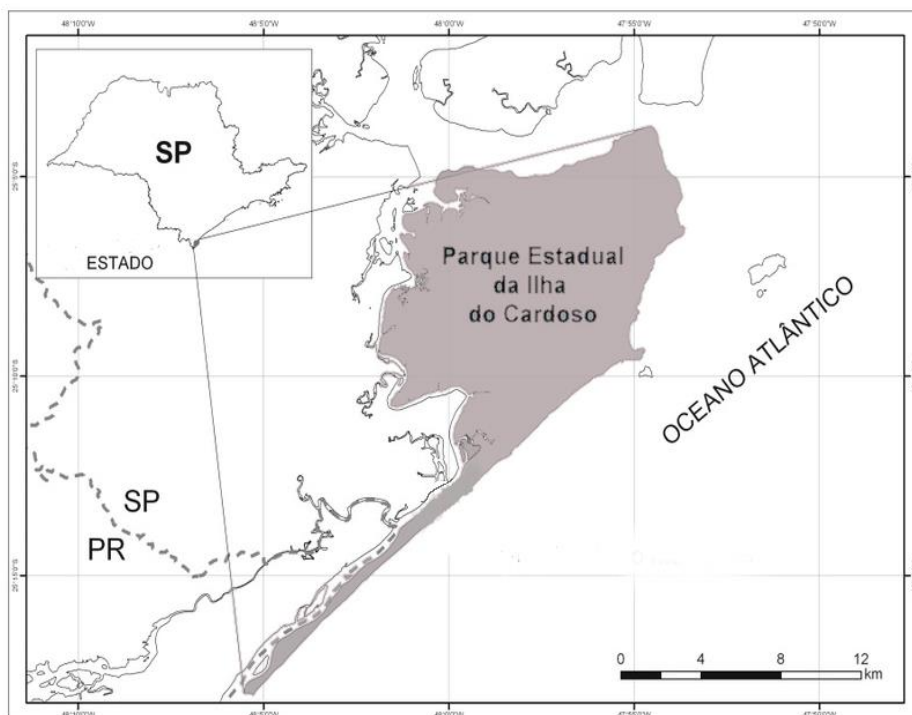


Fig. 1: Mapa do parque estadual da ilha do Cardoso apontando sua localização no estado de São Paulo, Brasil.

Na Ilha do Cardoso, a floresta tropical da restinga mostra vegetação e condições abióticas diferentes ao longo de um gradiente de cobertura do dossel. Esse gradiente varia de uma restinga menos florestada, com *habitats* mais expostos ao sol para bromélias e sua microbiota, e um ambiente de restinga mais florestada, com *habitats* sombreados para bromélias e sua microbiota. No *habitat* menos arborizado, a vegetação arbustiva (no máximo 4 m de altura) é distribuída em áreas contendo lianas com áreas expostas ao sol entre essas áreas. No *habitat* mais arborizado, as árvores variam de 6 a 8 m de altura e podem formar uma cobertura de copa relativamente contínua. A densidade de bromélias foi maior nas restingas mais florestadas (Busse et al. 2018).

As bromélia-tanque ocorrem quase exclusivamente nos neotrópicos e a espécie utilizada nesse estudo, *Quesnelia arvensis* (Vell.) Mez. (Fig. 2), é exclusivamente neotropical, e pode crescer no nível do solo ou como epífitas em troncos ou galhos. Sua morfologia foliar em forma de funil, com numerosos compartimentos foliares, facilita a captação da água de chuva e da serapilheira que cai do dossel. Os tanques formados nas axilas foliares e que acumulam água de chuva, fazem dessas plantas microecossistemas aquáticos de água doce.

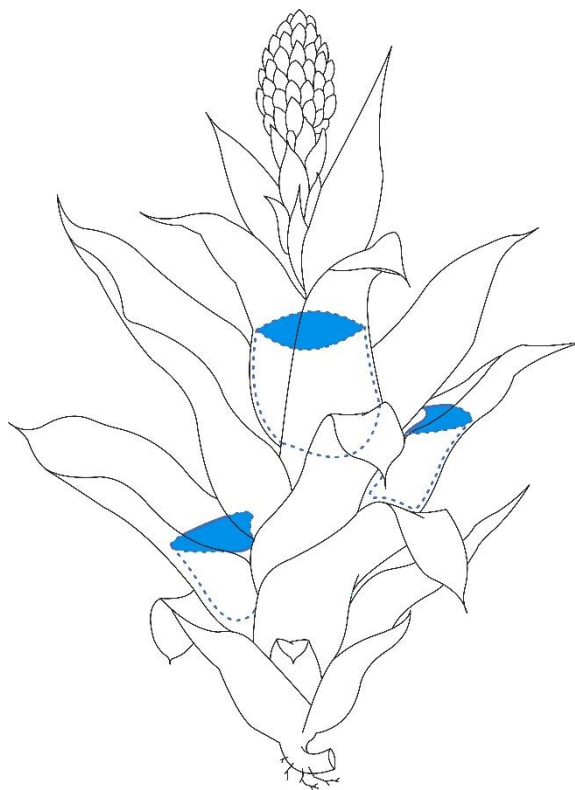


Fig. 2: Ilustração da bromélia-tanque da espécie *Quesnelia arvensis* Mez. (Bromeliaceae) utilizada nesse estudo.

2.2 Amostragem

2.2.1 Comunidades de algas e cianobactérias

A comunidade de algas e cianobactérias foi amostrada com o auxílio de pipetas nos tanques centrais de bromélias *Q. arvensis* (Fig. 2), aleatoriamente escolhidas em três áreas com diferentes coberturas de dossel, a fim de captar plantas sob influência de diferentes níveis de exposição a luz do sol, ao longo da Restinga (Restinga Aberta, Restinga Fechada ou florestada e áreas intermediárias). Seleccionamos 77 bromélias tanque crescendo no nível do solo. Foram coletadas bromélias de tamanho semelhante (volume de água do tanque central, média \pm SE: $9,44 \pm 7,43$ mL) que foram usadas em seus valores reais. Para fins de melhor visualização dos dados (Material suplementar – S1), os volumes foram categorizados como pequenos (0,5 mL a 4,51mL), médios (5,1 mL a 11,1mL) e grandes (11,5mL a 30mL) e utilizamos os valores contínuos para as análises. A amostragem foi realizada sob a licença 23689–1, emitida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

As amostras para o estudo das algas e cianobactérias foram fixadas com solução de lugol acético (5%). A identificação dos táxons foi feita utilizando-se literatura especializada, com os trabalhos de Bicudo e Bicudo (1970), Komarék e Fott (1983) e Krammer-Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991). A contagem dos indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) foi feita segundo o método de Utermöhl (1958) e Lund et al. (1958) com prévia sedimentação da amostra utilizando o microscópio invertido em aumento de 400x. A abundância foi calculada de acordo com APHA (2005), e o resultado foi expresso em indivíduos por mililitro (ind.mL^{-1}).

Os táxons registrados foram agrupados em quatro grupos de algas baseados em características taxonômicas e ecológicas. 1. *Fitoflagelados* (classes Chlamydomphyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae): inclui organismos flagelados potencialmente heterotróficos (Reynolds 2006) e que são favorecidos em ambientes com alta concentração de matéria orgânica (Bellinger and Sigeo 2011). 2. *Diatomáceas* (classes Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae e Mediophyceae): inclui organismos que apresentam carapaça de sílica e que são favorecidos em ambientes com elevada mistura da coluna da água (Bellinger and Sigeo 2011). 3. *Algas verdes* (classes Chlorophyceae, Oedogoniophyceae e Trebouxiophyceae): inclui organismos que são favorecidos por ambientes com alta disponibilidade de luz e mistura intermediária da coluna da água

(Jensen et al. 1994; Reynolds 2006). 4. *Cianobactérias* (Classe Cyanophyceae): composto por organismos procariontes (sem núcleo celular verdadeiro) com o potencial de produzir toxinas (Whitton and Potts 2002), que são favorecidos em ambientes de pouca mistura e alta concentração de nutrientes (Bellinger and Sigeo 2011). Esses grupos têm demonstrado sensibilidade à variabilidade ambiental e grande utilidade para o biomonitoramento das condições tróficas e hidrodinâmicas dos sistemas aquáticos de água doce.

A frequência de espécies, usada na medida de SCBD, foi calculada segundo a equação de Dajoz (1973), onde os valores de frequência as espécies foram categorizadas como *constantes* (C igual ou maior que 50%), *acessórias* (C menor que 50% e igual ou maior que 25%) e *raras* (C menor que 25%).

Foi considerado como diversidade alfa (α = riqueza de espécies) o número de táxons presentes em cada amostra; e a diversidade gama (γ), o número total de espécies de todas as amostras. Como medida de diversidade em cada bromélia foi calculado o índice de diversidade específica de Shannon e Weaver (H) (Shannon and Weaver 1963), que pode fornecer importância da diversidade como um todo, considerando o conjunto de riqueza e distribuição. A equitabilidade (E), como uma medida de quão homogeneamente a abundância está distribuída entre as espécies foi estimada segundo Pielou (1966): $J = H'/H_{\text{máximo}}$, onde $H'_{\text{máximo}}$ é a diversidade máxima possível que pode ser observada se todas as espécies apresentarem igual abundância.

2.2.2 Variáveis ambientais nas bromélias

A temperatura da água no interior dos fitotelmas de bromélias foi medida por meio de leitores de temperatura digitais portáteis (Thermochron® iButton®DS1921G), inseridos em todas as bromélias escolhidas para registrar a variação da temperatura da água de cada bromeliácea por um período de 23 horas (anteriormente às amostragens). A partir desses dados, foram calculadas a temperatura média, temperatura máxima da água e coeficiente de variação, que foram fortemente correlacionadas (correlação de Pearson: $p \leq 0,001$ para todos os pares de correlações) (Hirschmann et al. 2008). Assim, para evitar a multicolinearidade nas análises, escolhemos *a priori* uma das três variáveis para análises adicionais. Optamos por escolher o coeficiente de variação por este representar melhor a variabilidade.

A cobertura do dossel (%) foi determinada para cada bromélia, analisando as fotos do dossel tiradas acima do centro de cada bromélia, usando uma câmera com lente de 35 mm. As fotos foram analisadas com o software ImageJ 1.48v (<http://imagej.nih.gov/ij/>). Na amostra de água foi coletada para analisar turbidez [NTU = unidade nefelométrica de turbidez].

2.2.3 Análise de dados

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2020). Os gráficos foram feitos com a utilização do pacote `ggplot2`, enquanto a função e o pacote de cada etapa analítica estão descritos abaixo.

Foram feitas correlações de Pearson para verificar a multicolinearidade entre as variáveis. Nesse caso, amônio, pH e turbidez foram altamente correlacionados ($r > 0,7$ em todas as comparações) e as duas primeiras foram excluídas das análises.

Primeiramente, a fim de verificar a relação da estrutura da comunidade de algas e cianobactérias (i.e., da riqueza, abundância, índice de Shannon e equitabilidade) com os diferentes componentes abióticos foram realizadas regressões lineares incluindo todas as variáveis predictoras e os descritores da comunidade como variáveis resposta. Para isso, utilizamos, utilizando a função `lm` do pacote `stats`. A mesma abordagem foi realizada com a riqueza e abundância de cada grupo (i. e. algas verdes, cianobactérias, diatomáceas e fitoflagelados). Para o cálculo do índice de Shannon e para Equitabilidade foi usada toda a comunidade de algas e cianobactérias.

A contribuição local para a diversidade beta (LCBD) e a contribuição das espécies à diversidade beta (SCBD) foram obtidos de acordo com os procedimentos descritos por Legendre e De Cáceres (2013), usando a função `beta.div` do pacote `adesespacial` (Dray et al. 2018). Para essa análise, foi aplicada a transformação de Hellinger sobre a matriz completa com dados de presença e ausência as algas e cianobactérias.

A fim de avaliar a relação entre LCBD com riqueza de espécies, abundância, índice de Shannon e Equitabilidade (hipótese *i*), bem como com a variação da temperatura, tamanho, cobertura de dossel e turbidez (hipótese *ii*), foram realizados

modelos de regressões beta, usando a função `betareg` do pacote `betareg` (Cribari-Neto and Zeileis 2010). A regressão beta é apropriada nesse contexto porque assume que a variável dependente possui um valor contínuo restrito entre 0 e 1 (como é o caso do LCBD), de forma que reduz a heterogeneidade e assimetria dos dados (Cribari-Neto and Zeileis 2010).

Para testar a relação entre SCBD e a frequência de ocorrência de algas e cianobactérias (hipótese *iii*) foram construídos modelos de regressão beta lineares (ou quadráticos) com os termos de primeira e segunda ordem. Valores de SCBD foram considerados como variável resposta e a frequência de ocorrência das espécies como variável preditora. O termo de segunda ordem foi usado para permitir que a curva do modelo diminuísse após o pico, conforme esperado. O Critério de Informação de Akaike (AIC) foi usado para determinar qual modelo melhor se ajusta aos dados, sendo considerado o modelo mais parcimonioso o que apresentou menos valor de AIC. Analisou-se cada grupo de algas e cianobactérias separadamente.

Finalmente, para entender se os grupos de algas e cianobactérias diferem em relação a SCBD (hipótese *iv*), foi realizado uma análise de variância (ANOVA; função `aov` do pacote `stats`), seguida do teste de Tukey (função `TukeyHSD` do pacote `stats`) para avaliar diferenças entre os grupos. Todos os pressupostos foram testados *a priori*.

3 RESULTADOS

3.1 Comunidade de algas e cianobactérias

Foram identificados 45 táxons de algas e cianobactérias nos microecossistemas analisados (diversidade γ) (Material suplementar - S1), com variação de 2 a 16 táxons por fitotelma (diversidade α) e média de 7 táxons. As cianobactérias apresentaram maior número de táxons (oito) correspondendo a 38% da diversidade regional) e maior média (4) por fitotelma (Fig. 3a). As algas verdes foram representadas por 15 táxons, correspondendo a 33 % da diversidade regional, sendo a maior parte pertencente às clorofíceas, com média de dois táxons por planta (Fig. 3a). Foram registrados 10 táxons de fitoflagelados, correspondendo a 22% do total, representados principalmente por euglenofíceas. Foram registrados somente três táxons de diatomáceas (7%), com riqueza

média de um táxon por planta (Fig. 3a). Os resultados de frequência de ocorrência das espécies, considerando as 77 plantas amostradas, mostraram maior contribuição de espécies raras (73,33%), representadas principalmente por algas verdes com 13 táxons, seguida de cianobactérias com dez táxons, fitoflagelados com sete táxons e diatomáceas três táxons. Espécies acessórias contribuíram com 15,56%, representadas por sete táxons, com exceção apenas das diatomáceas. As espécies classificadas como comuns corresponderam a 11,11%, distribuídas em cinco táxons, três cianobactérias e dois fitoflagelados (Material suplementar - S1).

A abundância total variou de 46 a 420 ind.mL⁻¹, com média de 27,27 ind.mL⁻¹. As cianobactérias apresentaram maiores valores médios por microcosmo, 20392 ind.mL⁻¹ (ou 7,9 em escala log) e um total de 1570153 ind.mL⁻¹ (ou 14,3 em escala log) (Fig. 3b). As algas verdes foram o segundo grupo com maior contribuição, sendo registrado 270112 ind.mL⁻¹ (ou 12,5 em escala log) e média por amostra de 3368 ind.mL⁻¹ (4,3 em log). Os fitoflagelados apresentaram 259338 ind.mL⁻¹ (12,4 em log), e média superior a 3507 ind.mL⁻¹ (5,5 em log). (Fig. 3b). As diatomáceas foram menos abundantes (Fig. 3b). O índice de Shannon variou de 0 a 2,1, e apresentou valor médio de 1,1 e a equitabilidade variou de 0,1 a 1, com média de 0,5.

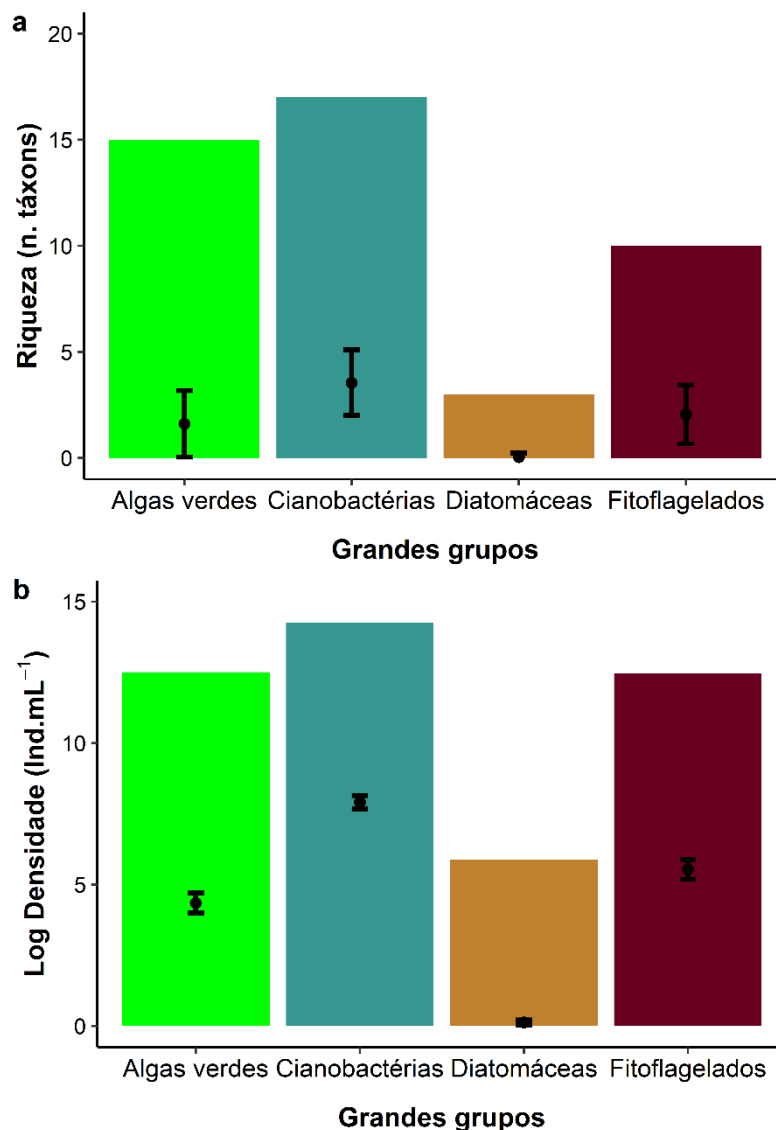


Fig. 3: Riqueza de espécies e abundância de cada grupo de alga e as cianobactérias. As barras representam valores calculados para todos os pontos de amostragem, enquanto o gráfico de erro (média e erro padrão) corresponde ao cálculo feito para cada microecossistema.

3.2 Variáveis ambientais

A porcentagem de cobertura de dossel apresentou o menor valor médio e alta variabilidade nos microecossistemas coletados na restinga aberta (Tabela 1). Nesses microecossistemas também foram registrados maiores valores médios, temperatura, e turbidez. Maiores volumes médios do tanque central, que representam o tamanho da planta, foram verificados na restinga intermediária e fechada, com alta variabilidade ($CV > 80$) em todas as áreas.

Tabela 1: Valores médios, coeficiente de variação (entre parênteses), valores mínimos e máximo (negrito) das variáveis ambientais nos microecossistemas, categorizados pela % cobertura de dossel (Restinga aberta, intermediária e fechada).

	Aberta	Intermediária	Fechada
Temperatura [°C]	24,11 (15,81) 19,8 - 35,1	22,31 (11,28) 20,1 - 29	23,5 (14,78) 18,5 - 29
Volume tanque central [mL]	9,71 (54,06) 3 - 23	11,75 (80,84) 1 - 30	6,6 (89,53) 0,5 - 24
Turbidez	40,8 (47,99) 9,86 - 77,22	33,38 (46,67) 3,48 - 65,32	22,17 (66,46) 4,63 - 64,19
Cobertura de dossel [%]	37,5 (48,7) 7,59 - 67,59	75,36 (7,24) 63,66 - 85,07	76,67 (6,7) 65,97 - 88,15

3.3 Relação entre a diversidade, riqueza, abundância e equitabilidade com as variáveis ambientais

Apenas a cobertura de dossel mostrou resultado significativo e influenciou negativamente a abundância e positivamente a Equitabilidade (Tabela 2). Analisando cada grupo separadamente, em relação a riqueza, os resultados mostraram que os diferentes grupos foram influenciados por diferentes variáveis ambientais (Fig. 4). As cianobactérias foram negativamente afetadas pela cobertura de dossel ($p = 0,047$, Fig. 4) e os fitoflagelados positivamente pela variação da temperatura ($p = 0,04$, Fig. 4). Em relação a abundância, as cianobactérias foram afetadas negativamente pela cobertura de dossel ($p = 0,012$, Fig. 4). A abundância de fitoflagelados foi afetada positivamente pela variação de temperatura ($p = 0,027$, Fig. 4) e pelo volume do tanque ($p = 0,029$, Fig. 4). As algas verdes também foram influenciadas positivamente pela temperatura ($p = 0,026$, Fig. 4).

Tabela 2. Relação entre a riqueza de táxons, abundância, índice de Shannon e Equitabilidade com as variáveis ambientais. Porcentagem (%) indica a explicação das variáveis predictoras sobre as métricas de diversidade com base nos valores do R^2 ajustado do modelo.

Índice	Efeito	SE	Z	p
Riqueza (2,4%)				
(Intercepto)	7,247	0,328	22,120	<0,001
Cobertura de dossel (%)	-0,590	0,396	-1,490	0,140
Volume do tanque (mL)	-0,047	0,341	-0,140	0,890
Temperatura (°C)	0,469	0,340	1,380	0,170
Turbidez (NTU)	-0,371	0,359	-1,030	0,310
Abundância (14,4%)				
(Intercepto)	27,272	7,126	3,830	0,000
Cobertura de dossel (%)	-27,278	8,601	-3,170	0,002
Volume do tanque (mL)	10,377	7,405	1,400	0,165
Temperatura (°C)	8,314	7,393	1,120	0,265
Turbidez (NTU)	-1,795	7,811	-0,230	0,819
Índice de Shannon (1,0%)				
(Intercepto)	1,100	0,058	19,130	<0,001
Cobertura de dossel (%)	0,073	0,069	1,050	0,300
Volume do tanque (mL)	0,007	0,060	0,110	0,910
Temperatura (°C)	0,025	0,060	0,410	0,680
Turbidez (NTU)	0,053	0,063	0,840	0,410
Equitabilidade (8,1%)				
(Intercepto)	0,508	0,023	22,330	<0,001
Cobertura de dossel (%)	0,067	0,027	2,430	0,017
Volume do tanque (mL)	0,001	0,024	0,040	0,968
Temperatura (°C)	-0,022	0,024	-0,950	0,346
Turbidez (NTU)	0,045	0,025	1,810	0,074

Significância estatística entre os valores dos índices e as variáveis abióticas estão indicados em negrito.

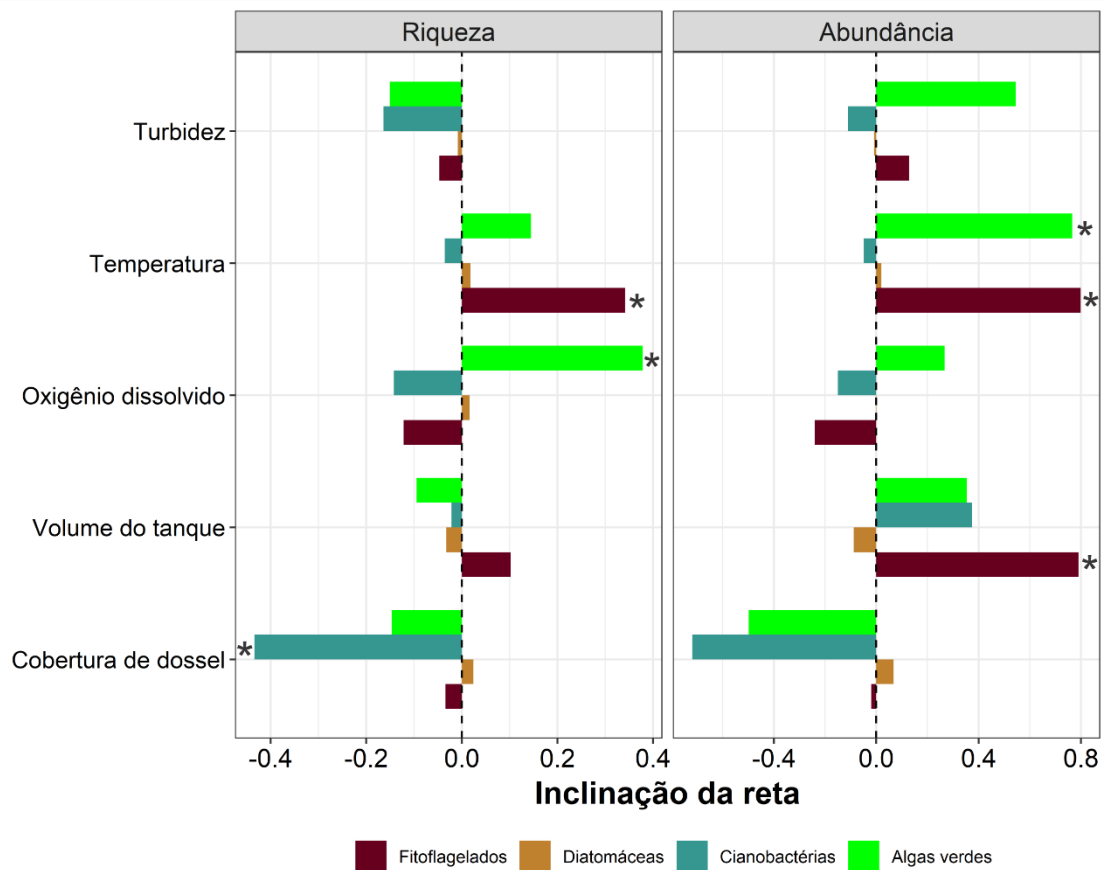


Fig. 4: Relação entre a riqueza de espécies (esquerda) e abundância (direita) (variáveis resposta) de cada grupo de alga e cianobactérias com as variáveis ambientais (variáveis preditoras). As barras representam os coeficientes estimados da regressão, onde valores positivos significam efeito positivo, e valores negativos significam efeito negativo. Asterisco (*) indica as relações significativas ($p < 0,05$).

3.4 Contribuição local para a diversidade beta (LCBD)

A contribuição local para a diversidade beta (LCBD) foi negativamente afetada pelo índice de Shannon ($p < 0.001$) e equitabilidade ($p = 0.001$), e não foi afetada pela riqueza de espécies ($p = 0,105$) e abundância ($p = 0,240$) (Tabela 3, Fig. 5). Turbidez ($p = 0.028$) e cobertura de dossel ($p = 0.014$) também afetaram negativamente a LCBD. As demais variáveis abióticas não influenciaram os padrões de variação do LCBD (Tabela 3; Fig. 6)

Tabela 3. Relação entre o LCBD com a riqueza de táxons, índice de Shannon, Equitabilidade e variáveis ambientais. Porcentagem (%) indica a explicação das variáveis preditoras sobre as métricas de diversidade com base nos valores do Pseudo-R² ajustado do modelo.

	Efeito	SE	Z	p
(Intercepto)	-4,256	0,049	-86,798	<0,001
Riqueza de espécies (3,1%)	-0,010	0,006	-1,623	0,105
(Intercepto)	-4,351	0,026	-169,630	<0,001
Abundância (1,5%)	0,001	0,000	1.180	0,240
(Intercepto)	-4,104	0,034	-119,908	<0,001
Índice de Shannon (37,4%)	-0,211	0,029	-7,159	<0,001
(Intercepto)	-4,191	0,045	-92,942	<0,001
Equitabilidade (11,4%)	-0,282	0,085	-3,329	0,001
Variáveis ambientais (16,5%)				
(Intercepto)	-4,188	0,166	-25,264	<0,001
Temperatura (°C)	0,001	0,005	0,137	0,891
Volume do tanque (mL)	0,001	0,002	0,374	0,709
Turbidez (NTU)	-0,002	0,001	-2,195	0,028
Cobertura de dossel (%)	-0,002	0,001	-2,467	0,014

Significância estatística entre os valores de LCDB e as medidas de diversidade da comunidade e variáveis abióticas estão indicados em negrito.

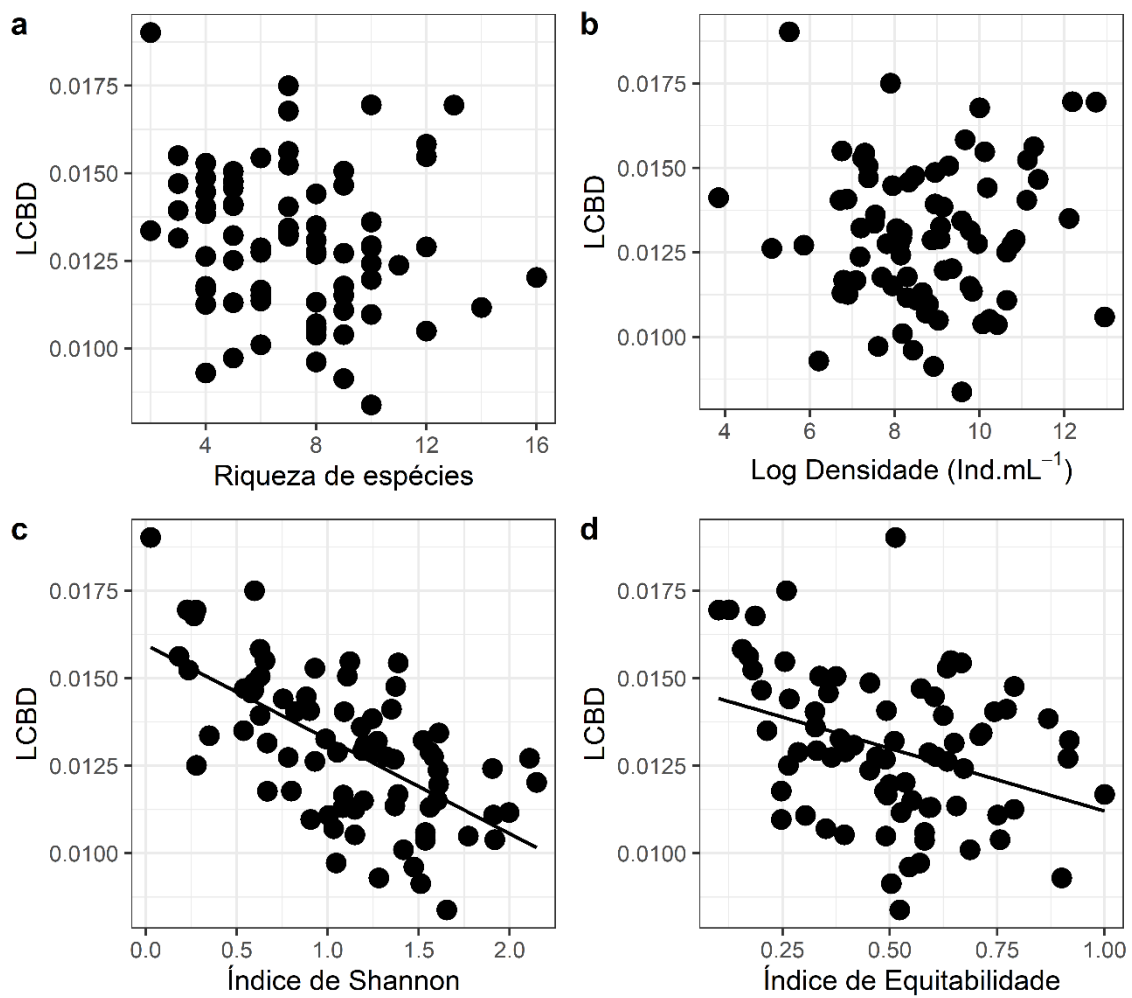


Fig. 5: Relação entre LCBD com a riqueza de espécies (a), abundância (b), índice de Shannon (c) e Equitabilidade (d). A reta da regressão é mostrada apenas para variáveis que foram significativas.

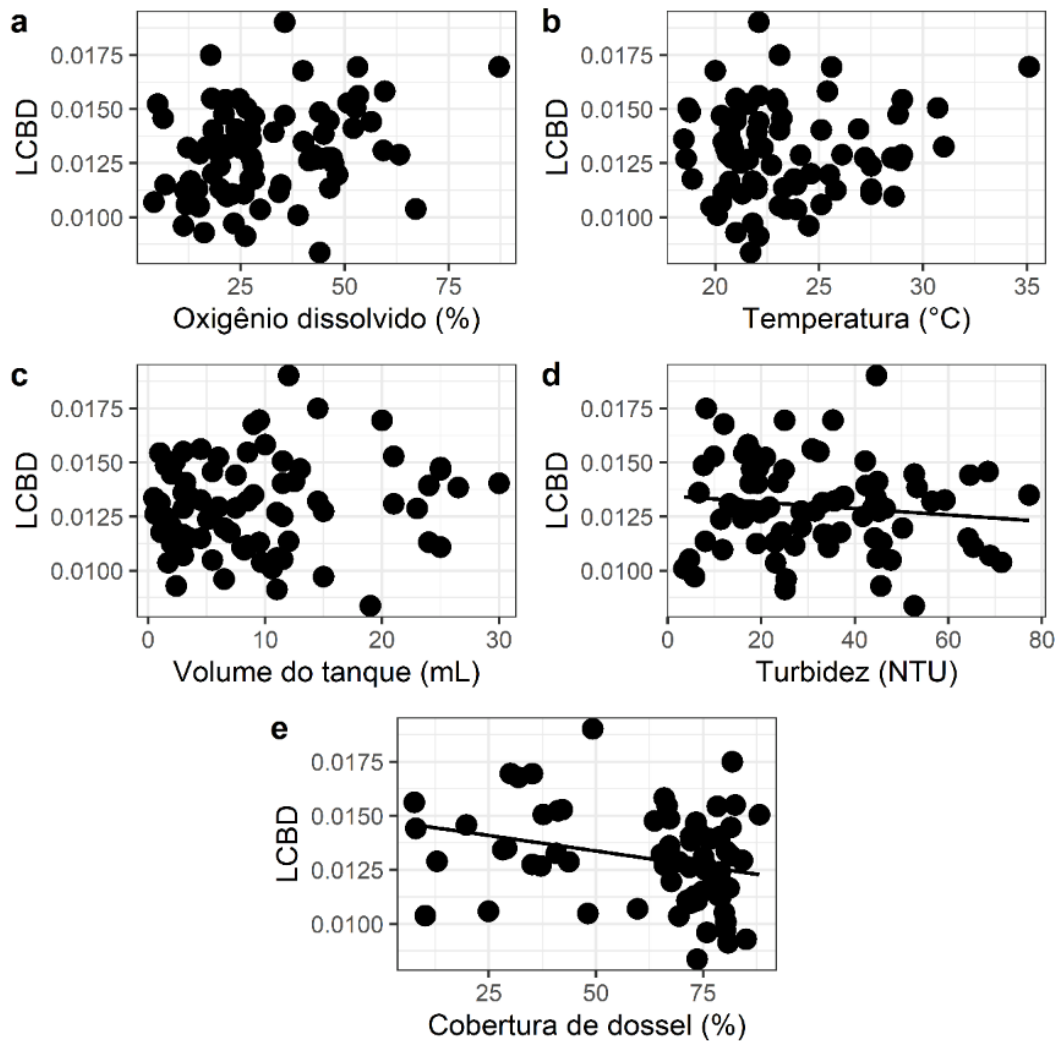


Fig. 6: Relação entre LCBD com as variáveis ambientais. A reta da regressão é mostrada apenas para variáveis que foram significativas.

3.5 Contribuição das espécies para diversidade beta (SCBD)

A relação entre o SCBD e algas verdes foi mais bem descrita por uma relação polinomial de segunda ordem (Tabela 4). O modelo apresentou poder preditivo bastante alto, explicando aproximadamente 93,4% da variação do SCBD. Esse grupo apresentou uma relação curvilínea crescente, onde valores baixos ao longo do gradiente de frequência de ocorrência tiveram pouco efeito sobre o SCBD, mas a partir de 20% cresceu exponencialmente (Fig. 7). Esse aumento foi ocasionado principalmente por *Oocystis* sp. (41,6%) e *Oedogonium reinschii* J.Roy ex Hirn (27,7%).

Da mesma forma, a relação entre SCBD e a frequência de espécies de cianobactérias foi melhor explicada por uma relação polinomial de segunda ordem, sendo o poder preditivo também alto (aproximadamente 72%) (Tabela 4). Contudo,

nesse caso, verificou-se uma relação quadrática com o SCBD, aumentando até uma frequência de aproximadamente 40%, e depois diminuindo (Fig. 7). A maior contribuição foi da espécie *Pseudanabaena*, que apresentou o maior valor de SCBD registrado entre todos os grupos de algas e cianobactérias. Em contrapartida, os fitoflagelados foram mais bem descritos por um modelo de primeira ordem linear positivo, que apresentou aproximadamente 84% de poder preditivo (Tabela 4; Fig. 7). As espécies que apresentaram maiores valores de contribuição para a diversidade beta foram *Euglena* sp. e *Euglena* sp1, ambas com frequência de ocorrência superior a 50%.

Foi verificada diferença significativa (ANOVA $F = 0.04795$, $p < 0,001$) entre os valores de SCBD para os quatro grupos de algas. O teste de *Tukey* indicou que a contribuição das espécies de cianobactérias foi maior que a contribuição das espécies de algas verdes. A contribuição de fitoflagelados foi menor e não diferiu significativamente de algas verdes e cianobactérias. (Fig. 8).

Tabela 4. Relação entre locais de ocupação na amostra (frequência de ocorrência dos grupos de algas e cianobactérias) e os valores de contribuição das espécies para diversidade beta (SCBD).

Grupos	Efeito	SE	Z	p	Pseudo-R ² adj.	AIC
Algas verdes						
(Intercepto)	0,010	0,001	9,360	0,000		
Frequência ^a	0,055	0,004	13,600	0,000	0,851	-106,705
Frequência ^b	0,017	0,004	4,180	0,001	0,934	-118,188
Cianobactérias						
(Intercepto)	0,034	0,005	7,310	0,000		
Frequência ^a	0,108	0,019	5,620	0,000	0,524	-73,1564
Frequência ^b	-0,065	0,019	-3,380	0,004	0,719	-81,2999
Fitoflagelados						
(Intercepto)	0,027	0,004	6,540	0,000		
Frequência ^a	0,086	0,013	6,570	0,000	0,839	-55,4846
Frequência ^b	0,006	0,013	0,487	0,641	0,822	-53,8173

^aTermo de primeira ordem da frequência

^bTermo de segunda ordem da frequência

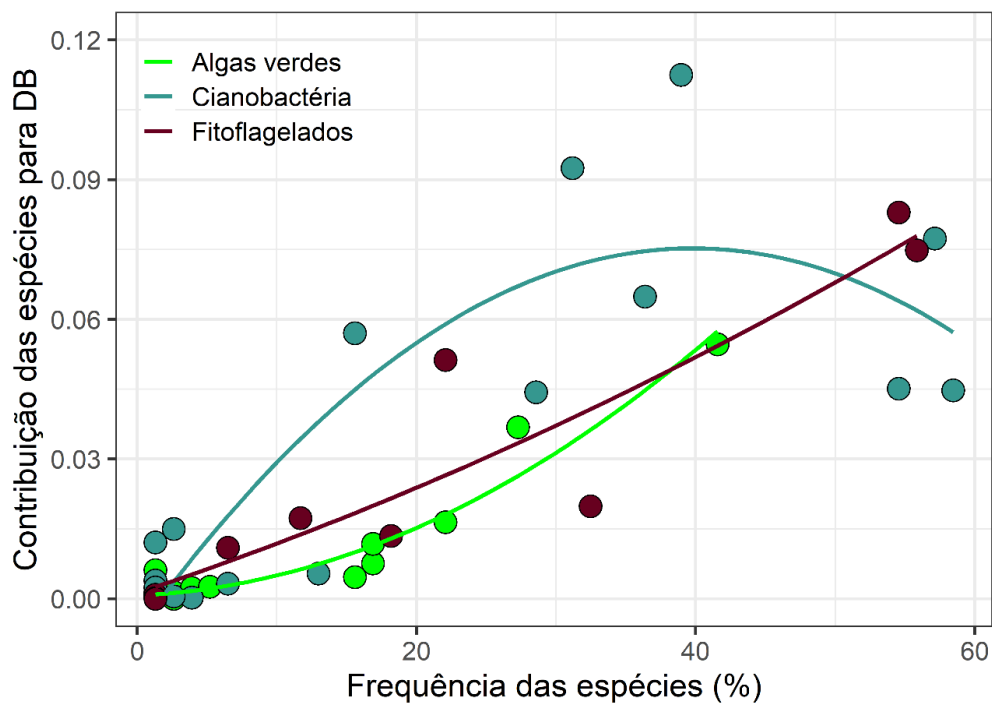


Fig. 7: Relação entre a contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD) e a frequência das espécies nos grandes grupos.

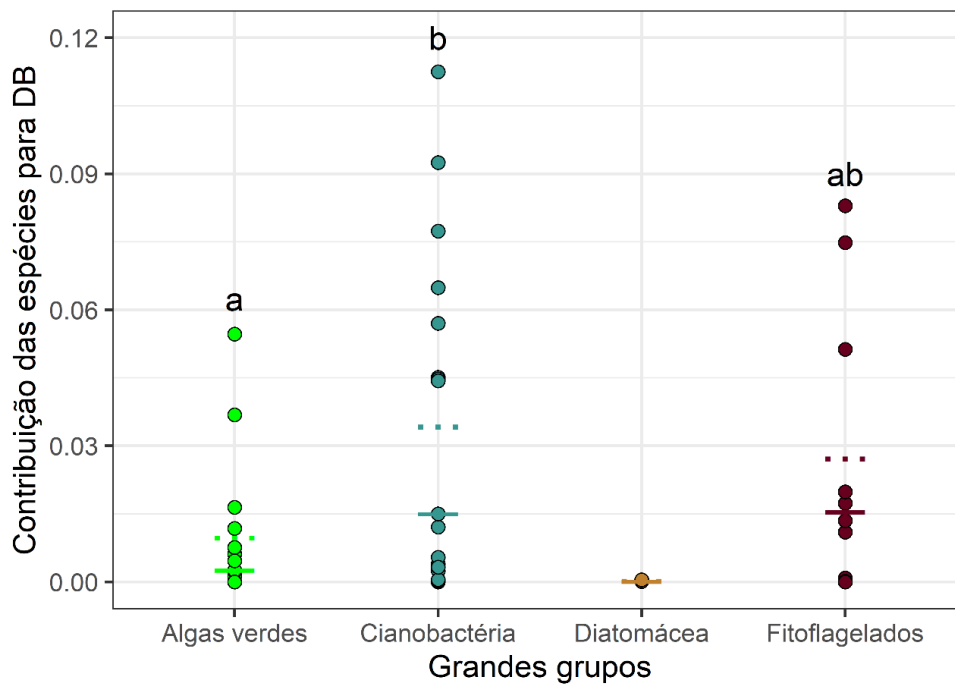


Fig. 8: Relação entre a contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD) nos quatro grandes grupos. Linhas tracejadas indicam a média, enquanto as linhas contínuas indicam a mediana de cada grupo. Letras diferentes indicam contribuições significativamente diferentes ($p < 0,05$) de acordo com o teste de Tukey (comparação par a par *a posteriori*).

4 DISCUSSÃO

Neste estudo particionamos os padrões de diversidade beta da comunidade de algas e cianobactérias em contribuição dos locais (LCBD) e das espécies (SCBD) e avaliamos quais os fatores intervenientes nessa variação da composição da comunidade. Diferente do esperado, a riqueza de espécies não foi relacionada aos valores de LCBD. Em contrapartida, as espécies com frequência de ocorrência intermediária (acessárias) influenciaram o LCBD. A diversidade de espécies (índice de Shannon) e equitabilidade influenciaram negativamente a contribuição de cada local para a diversidade beta, indicando que a baixa diversidade foi influenciada pela alta variação na abundância das espécies entre os locais. A disponibilidade de luz (% cobertura do dossel e turbidez) afetaram negativamente a LCBD. Esses resultados evidenciaram que as comunidades nos microecossistemas foram limitadas pela disponibilidade luminosa, mesmo naqueles situados na restinga aberta, independentemente do tamanho do *habitat* (volume de água no tanque). A temperatura da água e concentração de oxigênio não influenciaram nos valores de LCBD, provavelmente devido à baixa variabilidade dessas variáveis nos microecossistemas. As espécies com frequência acessória foram as que mais contribuíram para o SCBD.

4.1 Contribuição local para a diversidade beta (LCBD)

Não houve relação entre LCBD e riqueza de espécies, esse fato pode estar diretamente ligado a altos valores de espécies raras (73,3%), uma vez que ocorre baixa variação de frequência de espécies entre os locais (Pozzobom et al. 2020). Alta contribuição de espécies raras é comum na natureza (Siqueira et al. 2012), especialmente para as algas e cianobactérias que são organismos passivamente dispersos por diversos vetores, como por exemplo pelo vento (Kristiansen 1996) e conseguem alcançar diversos ambientes, mas no entanto não conseguem desenvolver expressivas populações pois são limitados pelas condições locais. Especialmente em ambientes extremos, com alta turbidez (Padisák and Naselli-Flores 2021), como no caso dos microecossistemas formados pelas bromélias-tanque de menor volume de água.

Os resultados encontrados mostraram que como esperado, a variação das comunidades de algas e cianobactérias nos microecossistemas estudados foram influenciadas principalmente pela disponibilidade de luz (% cobertura de dossel e

turbidez). Esse resultado foi evidenciado pelas relações negativas desses dois fatores com a contribuição dos locais para a diversidade beta. Nos micros ecossistemas utilizados, essa influência pode ser ainda maior, já que a totalidade do ambiente é diretamente afetada pelo dossel, enquanto um lago, por exemplo, a exposição a luz solar varia de acordo com a localização e a hora do dia. Já os locais com alta cobertura de dossel estão mais suscetíveis a entrada de matéria orgânica e produção de material autóctone (Farjalla et al. 2016; Céréghino et al. 2020), o que aumenta a turbidez da água, tornando essas duas variáveis determinantes da diversidade beta dos organismos fotossintetizantes.

Diferentemente da teoria relação espécie-área (MacArthur and Wilson 1967), o volume dos tanques (tamanho de *habitat*) não foi o fator determinante para a variação da contribuição local da diversidade beta das algas e cianobactérias, o que era esperado de acordo com a teoria.

Os resultados mostraram uma relação negativa dos índices de Shannon e Equitabilidade com a contribuição local à diversidade beta. Esse resultado sugere que esses dois índices de diversidade podem fornecer informações valiosas sobre o grau de conservação dos ambientes. Altos valores de LCBD indicam ambientes com condições específicas (Legendre and De Cáceres 2013). A relação negativa do LCBD com o índice de Shannon indica que os locais menos diversos podem refletir em locais únicos, e os valores de LCBD podem facilmente prever esses ambientes, fazendo dos mesmos prioritários para práticas de manejo e recuperação. Uma vez que o índice de Shannon leva em conta a abundância relativa das espécies em seu algoritmo (Shannon and Weaver 1963), ele pode ser mais sensível para detectar alterações entre as comunidades locais, em comparação com a riqueza de espécies, sendo, portanto, uma importante ferramenta para o biomonitoramento, como vimos que a influência de um local não depende única e exclusivamente da riqueza, como a maioria dos estudos discute, mas sim também de como está distribuição das espécies.

Da mesma forma, a equitabilidade fornece uma valiosa informação, refletindo diretamente se a comunidade é regida por muitas espécies com abundâncias uniformemente distribuídas ou por poucas espécies dominantes (Pielou 1966). Nesse caso, a relação negativa desse índice com o LCBD indica que os locais com alta equitabilidade são os que menos se diferem das demais localidades. Essa informação

pode ser útil, por exemplo, para detectar locais impactados, que muitas vezes sofrem declínio do número de espécies, e somente as espécies resistentes dominam.

4.2 Contribuição das espécies para diversidade beta (SCBD)

As características morfofisiológicas das espécies, bem como o papel que desempenham no ambiente podem estar associadas aos valores de SCBD, uma vez que espécies generalistas contribuem menos para o SCBD do que espécies de nicho mais restrito, dado que possuem distribuição mais ampla no ambiente (Heino et al. 2013; Yang et al. 2017). Altos valores de SCBD podem indicar alta variação na abundância das espécies, ou ainda influenciar na diferenciação da composição entre comunidades locais (Heino et al. 2013).

Isso pode explicar a maior importância das cianobactérias para o SCBD. Esse grupo, que apresentou a maior riqueza e abundância entre os grupos analisados, apresentou uma relação quadrática entre os valores de SCBD e a frequência de ocorrência, ou seja, a importância dos táxons aumentou até um limiar e posteriormente passou a cair. Isso porque quando as espécies são muito frequentes, elas passam a contribuir menos para variação da composição (Pozzobom et al. 2020). Esse foi o caso de *Cyanodictyon* sp., *Merismopedia tenuissima* Lemmermann e *Pseudanabaena* sp., que atingiram uma frequência de ocorrência superior a 50%.

Os fitoflagelados apresentaram a segunda maior contribuição para o SCBD. Diferentemente do que foi encontrado para as cianobactérias, foi verificado uma relação linear positiva com a frequência das espécies. Assim, apesar de muito frequentes, a variação de abundância dessas espécies contribui para aumentar a diversidade beta, mesmo entre ambientes que compartilham a presença da mesma espécie (Landeiro et al. 2018). Apesar da baixa luminosidade não afetar com intensidade os fitoflagelados, por serem potenciais mixotróficos (Flynn et al. 2013; Poniewozik et al. 2020), os mesmos foram positivamente relacionados com o volume do tanque (tamanho de *habitat*) e a temperatura da água, causando a variação da abundância das espécies e, consequentemente, o aumento do SCBD.

4.3 Algas e cianobactérias nos microecossistemas

A variação das comunidades nos microecossistemas naturais foram influenciadas pela disponibilidade de luz (% de cobertura de dossel) e volume dos tanques (tamanho). Cianobactérias apresentaram maior vantagem em comparação com as diatomáceas, provavelmente devido à baixa quantidade de sílica (i.e. nutriente essencial, para formação da carapaça silicosa das diatomáceas) nos microecossistemas (Lyra 1971). A baixa contribuição de diatomáceas pode ser atribuída a elevada concentração de matéria orgânica e nutrientes especialmente nos microecossistemas com maior cobertura de dossel (Poniewozik et al. 2020), que podem favorecer grupos com maior afinidade por nutrientes, como as cianobactérias (Reynolds 2006).

A alta contribuição das cianobactérias e algas verdes nos microecossistemas deve-se ao fato de possuírem tamanho reduzido devido ao *habitat* pequeno, gastando menos energia em processos vitais, se tornando mais resistentes às variações ambientais do que organismos de tamanho elevado (Willmer 2009; Amundrud et al. 2015). Mesmo algas verdes de maior tamanho, como a filamentosa *Oedogonium*, é bem adaptada a ambientes com alta variação de oxigênio dissolvido sendo tolerante às baixas concentrações presentes nesses microhabitats (Ramos et al. 2018). Ambientes com pH ácido pode favorecer a ocorrência de algas verdes, como mostrado no estudo de Lopez (2009). As euglenofíceas também são favorecidas em condições de alta concentração de matéria orgânica (detritos) em decomposição no ambiente (Ramos et al. 2017; Poniewozik et al. 2020; Sachertt Mendes et al. 2020) e especialmente em ambientes rasos (Reynolds 2006), como no caso das plantas com maior cobertura de dossel.

A morfologia da folha e o microclima estabelecido nesses *habitats* podem influenciar diretamente a comunidade que será estabelecida nesses locais. Bromélias com maior exposição à radiação luminosa possuem elevada temperatura da água e concentração de nutrientes (Guimaraes-Souza et al. 2006; Ramos et al. 2017). Tanques centrais com poços mais amplos e rasos são mais favoráveis a receber inóculos de algas por meio de ar, chuva ou até mesmo animais polinizadores, enquanto que tanques mais estreitos e profundos dificultam a entrada desses inóculos (Poniewozik et al. 2020), atuando como um filtro ambiental.

Por fim, nosso estudo contribuiu para a perspectiva que a diversidade e disponibilidade de luz estão diretamente relacionados a diversidade beta e ligados a estruturação da comunidade de algas e cianobactérias em microecossistemas naturais de água doce. A compreensão de quais fatores influenciam a contribuição local e de espécie para a diversidade beta são fundamentais para a execução de programas eficientes de conservação e restauração para manter a estrutura e diversidade ecológica das comunidades de algas e cianobactérias. Os microecossistemas formados pelas bromélias -tanque foram eficientes para evidenciar os padrões da diversidade beta.

REFERÊNCIAS

- Addicott JF (1974) Predation and Prey Community Structure: An Experimental Study of the Effect of Mosquito Larvae on the Protozoan Communities of Pitcher Plants. *Ecology* 55:475–492. <https://doi.org/10.2307/1935141>
- Amundrud SL, Srivastava DS, Lounibos LP (2015) Drought sensitivity predicts habitat size sensitivity in an aquatic ecosystem. *Ecology* 96:1957–1965. <https://doi.org/10.1890/14-1828.1>
- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, et al (2011) Navigating the multiple meanings of B diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecol Lett* 14:19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- Antiqueira PAP, Petchey OL, dos Santos VP, et al (2018a) Environmental change and predator diversity drive alpha and beta diversity in freshwater macro and microorganisms. *Glob Chang Biol* 24:3715–3728. <https://doi.org/10.1111/gcb.14314>
- Antiqueira PAP, Petchey OL, dos Santos VP, et al (2018b) Environmental change and predator diversity drive alpha and beta diversity in freshwater macro and microorganisms. *Glob Chang Biol* 24:3715–3728. <https://doi.org/10.1111/gcb.14314>

- APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
American Public Health Association, American Water Works Association, and
Water Environment Federation, Washington DC (USA)
- Augusto-Silva P, Ogashawara I, Barbosa C, et al (2014) Analysis of MERIS
Reflectance Algorithms for Estimating Chlorophyll-a Concentration in a Brazilian
Reservoir. *Remote Sens* 6:11689–11707. <https://doi.org/10.3390/rs61211689>
- Balke M, Gómez-Zurita J, Ribera I, et al (2008) Ancient associations of aquatic beetles
and tank bromeliads in the Neotropical forest canopy. *Proc Natl Acad Sci U S A*
105:6356–6361. <https://doi.org/10.1073/pnas.0710368105>
- Bellinger EG, Sigeo DC (2011) Freshwater Algae: Identification and Use as
Bioindicators. WILEY-BLACKWELL, Chichester, UK
- Bicudo CEM, Bicudo RMT (1970) Algas de águas continentais brasileiras. Fundação
Brasileira para o desenvolvimento do ensino de ciências, São Paulo
- Bortolini JC, Moresco GA, Paula ACM, et al (2016a) Functional approach based on
morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain
lake: a long-term study. *Hydrobiologia* 767:151–163.
<https://doi.org/10.1007/s10750-015-2490-z>
- Bortolini JC, Train S, Rodrigues LC (2016b) Extreme hydrological periods: effects on
phytoplankton variability and persistence in a subtropical floodplain.
Hydrobiologia 763:223–236. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2378-y>
- Buosi PRB, Utz LR, Ramos MB, et al (2014) Rainfall influence on species composition
of the ciliate community inhabiting bromeliad phytotelmata. *Zool Stud* 53:32
- Busse A, Antiquera PAP, Neutzling AS, et al (2018) Different in the dark : The effect
of habitat characteristics on community composition and beta diversity in
bromeliad microfauna. *PLoS One* 13:e0191426. <https://doi.org/10.1371/journal>.

pone.01. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1147667>

Céréghino R, Françoise L, Bonhomme C, et al (2020) Desiccation resistance traits predict freshwater invertebrate survival and community response to drought scenarios in a Neotropical ecosystem. *Ecol Indic* 119:106839. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106839>

Connor EF, McCoy ED (1979) *The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship* Author (s): Edward F . Connor and Earl D . McCoy Published by : The University of Chicago Press for The American Society of Naturalists Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2460305> . *Am Nat* 113:791–833

Cribari-Neto F, Zeileis A (2010) Beta Regression in R. *J Stat Softw* 34:1–24. <https://doi.org/10.18637/jss.v069.i12>

da Silva PG, Hernández MIM, Heino J (2018) Disentangling the correlates of species and site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. *Divers Distrib* 24:1674–1686. <https://doi.org/10.1111/ddi.12785>

Dajoz R (1973) *Ecologia Geral*. Vozes, São Paulo

Dodson S (1991) Species richness of crustacean zooplankton in European lakes of different sizes. *SIL Proceedings, 1922-2010* 24:1223–1229. <https://doi.org/10.1080/03680770.1989.11898949>

Dray S, Bauman D, Blanchet G, et al (2018) *Adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. R package version 0.3-2.

Farjalla VF, González AL, Céréghino R, et al (2016) Terrestrial support of aquatic food webs depends on light inputs: A geographically-replicated test using tank bromeliads. *Ecology* 97:2147–2156. <https://doi.org/10.1002/ecy.1432>

Flynn KJ, Stoecker DK, Mitra A, et al (2013) Misuse of the phytoplankton-zooplankton dichotomy: The need to assign organisms as mixotrophs within plankton functional

- types. *J Plankton Res* 35:3–11. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbs062>
- Guimaraes-Souza B, Mendes G, Bento L, et al (2006) Limnological parameters in the water accumulated in tropical bromeliads. *Acta Limnol Bras* 18:47–53
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* 1:1–10.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hegner (1926) The Protozoa of the Pitcher Plant , *Sarracenia purpurea* Author (s): R . W . Hegner Reviewed work (s): Published by : Marine Biological Laboratory.
Biol Bull 50:271–276
- Heino J, Grönroos M (2017) Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183:151–160.
<https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>
- Heino J, Grönroos M, Ilmonen J, et al (2013) Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshw Sci* 32:142–154. <https://doi.org/10.1899/12-083.1>
- Heywood (1995) *Global Biodiversity Assesment*. 585
- Hirschmann A, Majolo MA, Grillo HCZ (2008) Alterações na ictiocenose do rio Forqueta em função da instalação da Pequena Central Hidrelétrica Salto Forqueta, Putinga, Rio Grande do Sul. *Iheringia* 98:481–488. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000400011>
- Jensen JP, Jeppesen E, Olrik K, Kristensen P (1994) Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 51:1692–1699
- KITCHING RL (2000) *Food Webs and Container Habitats: The Natural History and Ecology of Phytotelmata*. Cambridge. Cambridge University Press, New York.

- Komárek J, Fott B (1983) Chlorophyceae - Chlorococcales. Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematic und Biologie E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller)., Stuttgart
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1986) Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Jena
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1988) Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Jena
- Krammer K, Lange-Bertalot H (1991) Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fisher Verlag, Jena
- Kratina P, Petermann JS, Marino NAC, et al (2017) Environmental control of the microfaunal community structure in tropical bromeliads. *Ecol Evol* 7:1627–1634. <https://doi.org/10.1002/ece3.2797>
- Kristiansen J (1996) Dispersal of freshwater algae — a review. *Hydrobiologia* 336:151–157. <https://doi.org/10.1007/BF00010829>
- Landeiro VL, Franz B, Heino J, et al (2018) Species-poor and low-lying sites are more ecologically unique in a hyperdiverse Amazon region: Evidence from multiple taxonomic groups. *Divers Distrib* 24:966–977. <https://doi.org/10.1111/ddi.12734>
- Legendre P, De Cáceres M (2013) Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol Lett* 16:951–963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Lewis WM (1976) Surface/Volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science* (80-) 192:885–887. <https://doi.org/10.1126/science.192.4242.885>
- Lopez LCS, Da Nóbrega Alves RR, Rios RI (2009) Micro-environmental factors and

the endemism of bromeliad aquatic fauna. *Hydrobiologia* 625:151–156.

<https://doi.org/10.1007/s10750-009-9704-1>

Loverde-Oliveira SM, Pietro-Souza W, Cardoso SJ, et al (2012) Fatores associados à distribuição espacial do fitoplâncton em lagos de inundação (Pantanal Norte, Brasil). *Oecologia Aust* 16:770–781

Lund J, Kipling C, Le Cren E (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11:143–170

Lyra LT de (1971) Algumas Diatomáceas encontradas em Bromeliáceas, Brasil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 69:129–139

MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey

Magurran AE (2004) *Medindo a Diversidade Biológica*. Editora da UFPR, Curitiba

Magurran AE (2013) *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons, Oxford

Manoel, M. C., Mota, I. Z., Menegatto, M. S., & ALMEIDA R (2012) Análise da zona de transição da vegetação da restinga e do mangue a partir de parâmetros microclimáticos: estudo de caso da ilha do Cardoso – Cananéia, SP. *Rev Geonorte* 734–746

Margalef R (1978) Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol Acta* 1:493–509

Morabito G, Oggioni A, Caravati E, Panzani P (2007) Seasonal morphological plasticity of phytoplankton in Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia* 578:47–57

Naselli-Flores and Barone R (2011) Fight on plankton! Or, phytoplankton shape and size as adaptive tools to get ahead in the struggle for life. *Cryptogam Algal* 32:157–204. <https://doi.org/10.7872/crya.v32.iss2.2011.157>

- Padisák J, Naselli-Flores L (2021) Phytoplankton in extreme environments: importance and consequences of habitat permanency. *Hydrobiologia* 848:157–176.
<https://doi.org/10.1007/s10750-020-04353-4>
- Padisák J, Vasas G, Borics G (2016) Phycogeography of freshwater phytoplankton: traditional knowledge and new molecular tools. *Hydrobiologia* 764:3–27.
<https://doi.org/10.1007/s10750-015-2259-4>
- Pessenda LCR, Vidotto E, De Oliveira PE, et al (2012) Late Quaternary vegetation and coastal environmental changes at Ilha do Cardoso mangrove, southeastern Brazil. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* 363–364:57–68.
<https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2012.08.014>
- Pielou EC (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol* 13:131–144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(67\)90048-3](https://doi.org/10.1016/0022-5193(67)90048-3)
- Poniewozik M, Duangjan K, Pekkoh J, Wołowski K (2020) Algae of bromeliad phytotelmata in the Queen Sirikit Botanical Garden, Chiang Mai, Thailand. *Phytotaxa* 432:17–37. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.432.1.2>
- Pozzobom UM, Heino J, Brito MT da S, Landeiro VL (2020) Untangling the determinants of macrophyte beta diversity in tropical floodplain lakes: insights from ecological uniqueness and species contributions. *Aquat Sci* 82:1–11.
<https://doi.org/10.1007/s00027-020-00730-2>
- R Development Core Team (2020) R: a language and environment for statistical computing. *Computing*, R: a language and environment for statistical computing
- Ramos GJP, Alves-Da-Silva S, Bicudo CEDM, Moura CWDN (2017) Euglenophyceae from bromeliad phytotelmata: New records for Bahia state and Brazil. *Check List* 13:447–454. <https://doi.org/10.15560/13.5.447>

- Ramos GJP, Santana LM, Medina AM, et al (2018) Unraveling algae and cyanobacteria biodiversity in bromeliad phytotelmata in different vegetation formations in Bahia state, northeastern Brazil. *Acta Bot Brasilica* 32:567–577.
<https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0070>
- Reynolds C. S (2002) Ecological pattern and ecosystem theory. *Ecol Modell* 158:181–200. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00230-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00230-2)
- Reynolds CS (2006) *The Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, USA
- Reynolds CS (1988) Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren CD (ed) *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, pp 388–433
- Reynolds CS (1998) What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370:11–26
- Rizzini (1997) *Tratado de Fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cult*
- Romero GQ, Srivastava DS (2010) Food-web composition affects cross-ecosystem interactions and subsidies. *J Anim Ecol* 79:1122–1131.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01716.x>
- Sachertt Mendes PM, Lansac-Tôha FM, Meira BR, et al (2020) Heterotrophic flagellates (*Amorpha* and *diaphoretiches*) in phytotelmata bromeliad (bromeliaceae). *Brazilian J Biol* 80:648–660. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.218742>
- Schneider G, Czeller M, Rostás V, Kovács T (2015) Microbial fuel cell-based diagnostic platform to reveal antibacterial effect of beta-lactam antibiotics. *Enzyme Microb Technol* 73–74:59–64. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2015.04.004>

- Shannon CE, Weaver W (1963) Mathematical theory of communication. *Bull Syst Technol J* 27:379–423
- Siqueira T, Bini LM, Roque FO, et al (2012) Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography (Cop)* 35:183–192. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06875.x>
- Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends Ecol Evol* 31:67–80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Soininen J, Heino J, Wang J (2018) A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Glob Ecol Biogeogr* 27:96–109. <https://doi.org/10.1111/geb.12660>
- Srivastava DS (2006) Habitat structure, trophic structure and ecosystem function: Interactive effects in a bromeliad-insect community. *Oecologia* 149:493–504. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0467-3>
- Srivastava DS, Kolasa J, Bengtsson J, et al (2004) Are natural microcosms useful model systems for ecology? *Trends Ecol Evol* 19:379–384. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.04.010>
- Srivastava M, Begovic E, Chapman J, et al (2008) The *Trichoplax* genome and the nature of placozoans. *Nature* 454:955–960. <https://doi.org/10.1038/nature07191>
- Starzomski BM, Suen D, Srivastava DS (2010) Predation and facilitation determine chironomid emergence in a bromeliad-insect food web. *Ecol Entomol* 35:53–60. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2009.01155.x>
- Tews J, Brose U, Grimm V, et al (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *J Biogeogr* 31:79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

Utermöhl H (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik.

Mitteilungen der Int Vereinigung für Theor und Angew Limnol 9:1–38

Whitton BA, Potts M (2002) Introduction to the cyanobacteria. In: Whitton BA, Potts M

(eds) Ecology of Cyanobacteria, 1st edn. Kluwer Academic Publishers, New York,

pp 1–11

Willmer P (2009) Environmental physiology of animals. John Wiley Sons

Yang Y, Hu R, Lin Q, et al (2017) Spatial structure and β -diversity of phytoplankton in

Tibetan Plateau lakes: nestedness or replacement? *Hydrobiologia* DOI:

10.1007/s10750-017-3433-7. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3433-7>

APÊNDICE A - Relação de ocorrência de táxons de algas e cianobactérias registradas na área de estudo.

S1: Lista de táxons de algas e cianobactérias ocorridos na bromélias-tanque. Tamanho pequeno (P), médio (M) e grande (G).

Táxon	Ocorrência	Frequência [%]	
Algas Verdes			
Chlorophyceae			
<i>Ankyra</i> sp.	M	1.30	Raras
Chlorophyceae não identificada 1	G	1.30	Raras
Chlorophyceae não identificada 2	P	2.60	Raras
Chlorophyceae não identificada 3	M	1.30	Raras
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Komárková-Legnerová	P M G	16.88	Raras
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	M	1.30	Raras
<i>Monoraphidium</i> sp.	P M G	3.90	Raras
<i>Schroederia</i> sp.	M	1.30	Raras
Oedogoniophyceae			
<i>Oedogonium reinschii</i> J.Roy ex Hirn	P M G	27.27	Acessórias
<i>Oedogonium</i> sp.	M G	5.19	Raras
Trebouxiophyceae			
<i>Crucigenia</i> sp.	P M G	22.08	Raras
<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow	M	2.60	Raras
<i>Oocystis</i> sp.	P M G	16.88	Raras
<i>Oocystis</i> sp1	P M G	41.56	Acessórias
<i>Oocystis</i> sp2	P M G	15.58	Raras
Cianobactéria			
<i>Chroococcus</i> sp.	P G	3.90	Raras
Cyanobacteria 1	G	1.30	Raras
Pseudanabaenaceae 1	G	1.30	Raras
Pseudanabaenaceae 2	M	1.30	Raras
<i>Cyanodictyon</i> sp.	P M G	54.55	Constantes
<i>Cyanodictyon</i> sp1	P G	2.60	Raras
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	P M G	58.44	Constantes
<i>Merismopedia</i> sp.	P M G	36.36	Acessórias
<i>Merismopedia</i> sp1	P M G	12.99	Raras
<i>Oscillatoria</i> sp.	M	1.30	Raras
<i>Planktolyngbya</i> sp.	P M	6.49	Raras
<i>Planktolyngbya</i> sp1	G	2.60	Raras
<i>Pseudanabaena</i> sp.	P M G	57.14	Constantes
<i>Romeria</i> sp.	P M G	28.57	Acessórias
<i>Synechococcus</i> sp.	P M G	15.58	Raras
<i>Synechocystis</i> sp.	P M G	31.17	Acessórias
<i>Synechocystis</i> sp1	P M G	38.96	Acessórias
Diatomáceas			
Bacillariophyceae			
<i>Achnantes</i> sp.	M	1.30	Raras

Táxon	Ocorrência	Frequência [%]	
Coccinodiscophyceae			
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	P	1.30	Raras
Mediophyceae			
<i>Cyclotella</i> sp.	P	1.30	Raras
Fitoflagelados			
Chlamydomphyceae			
<i>Chlamydomonas</i> sp.	P G	6.49	Raras
Cryptophyceae			
<i>Cryptomonas</i> sp.	P M G	11.69	Raras
Cryptophyceae não identificada	P M G	22.08	Raras
Euglenophyceae			
<i>Euglena</i> sp.	P M G	54.55	Constantes
<i>Euglena</i> sp1	P M G	55.84	Constantes
<i>Euglena</i> sp2	P M G	32.47	Acessórias
<i>Euglena</i> sp3	P M G	18.18	Raras
<i>Euglena</i> sp4	M	1.30	Raras
<i>Phacus</i> sp.	G	1.30	Raras
<i>Trachelomonas</i> sp.	P M G	1.30	Raras

ANEXO A - Artigos de pesquisas publicados durante o período de desenvolvimento do mestrado que contribuíram para a execução desta dissertação.

1 - PINEDA, A. ; IATSKIU, P. ; JATI, S. ; PAULA, A. C. M. ; ZANCO, B. F. ; BONECKER, C. ; MORESCO, G. A. ; **RODRIGUES, Y.** ; RODRIGUES, L. C. . Damming reduced the functional richness and caused the shift to a new functional state of the phytoplankton in a subtropical region. **HYDROBIOLOGIA**, v. 847, p. 1-19, 2020.

2 - **RODRIGUES, Y.**; NASCIMENTO, C. P. ; PROGENIO, M. ; REINAS, G. C. Z. ; LEITE, E. C. ; SILVA, J. O. S. ; ARJONA, B. S. ; MELO, R. G. ; STABILE, B. H. M. ; KIRSTEN, H. L. ; REIS, R. B. ; ALEIXO, M. H. F. ; GONCALVES, L. C. ; FLORENCIO, F. M. ; MENDES, A. F. ; SILVA, A. B. ; PINEDA, A. ; RODRIGUES, L. C. . Divulgação da ciência desde a sala de aula. **Bioika**, p. 1 - 5, 05 jul. 2020.

3 - PINEDA, A. ; PAULA, A. C. M. ; IATSKIU, P. ; MORESCO, G. A. ; **RODRIGUES, Y.** ; CORREDOR, L. A. O. ; ZANON, F. M. ; ZANCO, B. F. ; JATI, S. ; BORTOLINI, J. C. ; RODRIGUES, L. C. . A PROTECTION AREA IN A SUBTROPICAL FLOODPLAIN INFLUENCED THE PHYTOPLANKTON TAXONOMIC AND FUNCTIONAL DIVERSITY. **Oecologia Australis**, v. 24, p. 503-523, 2020.

4 - LANSAC'TÔHA, FERNANDO MIRANDA ; QUIRINO, BÁRBARA ANGÉLIO ; **SOUZA, YASMIN RODRIGUES** ; LANSAC'TÔHA, FÁBIO AMODÊO ; VELHO, LUIZ FELIPE MACHADO ; BAUMGARTNER, MATHEUS TENÓRIO . The commonality of core biological groups across freshwater food webs. **LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY**, v. 9999, p. Ino.11697-16, 2021.