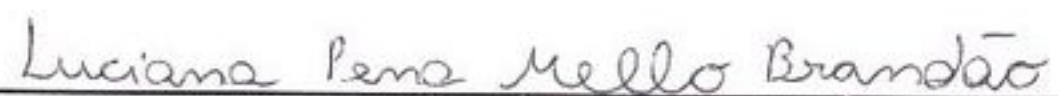


Dissertação defendida em 28 de março de 2019 e aprovada pela banca examinadora constituída pelos membros:



---

Doutor(a) Diego Marcel Parreira de Castro



---

Doutor(a) Luciana Pena Mello Brandão



---

Doutor(a) Diego G. Florêncio Pujoni  
(Presidente da Banca)

Universidade Federal de Minas Gerais  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia,  
Conservação e Manejo da Vida Silvestre

**Diversidade funcional das comunidades zooplanctônicas de  
um complexo lacustre neotropical**

ANA LAURA DE OLIVEIRA

Belo Horizonte  
2019



Ana Laura de Oliveira

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS COMUNIDADES  
ZOOPLANCTÔNICAS DE UM COMPLEXO LACUSTRE  
NEOTROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Paulina Maria Maia-Barbosa

Co-orientador: Diego Guimarães Florêncio Pujoni

Belo Horizonte

2019

**Dedico àqueles que nunca descreditaram de mim.**

*“E pela lei natural dos encontros, eu deixo e recebo um tanto.”*

*-Novos Baianos*

*“A lição mais difícil de aprender é que aprender é um processo contínuo.”*

*-David Gerrold*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente àqueles que me concederam a oportunidade de estar aqui realizando esse sonho. Apesar de uma crença de que isso é mérito exclusivo meu não é verdade, não foi apenas isso que resultou neste mestrado. Eu tive sorte! Sorte de ter os pais que tenho: jovens, inteligentes, carinhosos e exigentes. Tive sorte também de ter uma família tão amorosa, meus avós, irmão, cunhada, tia e tio. Tive sorte de ter tido apoio para ir estudar longe, além de condições, mesmo que com alguns sacrifícios. Tive sorte também de ter tido bons amigos que foram fundamentais nessa etapa, de longe e de perto. De ter ao meu lado diariamente pessoas que me incentivam, como meu namorado e os meus melhores amigos. Sorte de ter participado de um programa de pós tão forte, que me proporcionou experiências incríveis, e ter conhecido lugares onde antes jamais imaginei estar. Por ter conhecido professores e futuros professores-pesquisadores incríveis. Me sinto sortuda por fazer parte de um laboratório que me fez crescer muito. Agradeço também por essa etapa chegar ao fim dando espaço à outras que virão. *É tempo de recomeços!*

Gratidão por todo conhecimento e maturidade adquiridos.

Obrigada Universidade Federal de Minas Gerais, ao programa de pós graduação em Ecologia, Conservação, e Manejo da Vida Silvestre, ao Laboratório de Limnologia, Ecotoxicologia e Ecologia Aquática e à CAPES por essa oportunidade.

Obrigada Paulina e Diego pela orientação e dedicação.

Obrigada UFLA pela base, à minha primeira orientadora, Dayse.

Obrigada Maria Claudia, Mauricio, Vô Toninho, Vô Neide, Vô Ivone, Paula, Lu, Rodrigo e Jess.

Obrigada Marcelo, Paulo, Gabriel e tia Salete.

Obrigada Andréa, Bruno, Pedro e Salomão.

Obrigada Lu, Rosinha, Marina, Clayton, Brayan, Gabriel e Ivan.

Obrigada à Carol, Thaís, Magda, Mari e Nathy.

Obrigada Jojo, Lud, Daniel, Paulinha, Vanessa e ao professor Rafael Leitão.

Obrigada Celinha e “Seu” Zé.

Obrigada Mani, Amanda, Iolanda, Francine, Letícia e Isaura.

E à todos os outros não citados mas que também foram fundamentais nessa caminhada. Além de toda essa sorte, dessas pessoas terem cruzado meu caminho e minha história, teve esforço e muita luta também.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO.....</b>	<b>9</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>10</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>11</b>
<b>OBJETIVO .....</b>	<b>13</b>
Objetivo geral.....	13
Objetivo específico .....	13
<b>CAPÍTULO I.....</b>	<b>13</b>
Introdução.....	14
Material e métodos.....	16
Resultados.....	22
Discussão.....	25
Referências.....	30
<b>CAPITULO II.....</b>	<b>36</b>
Introdução.....	36
Material e métodos.....	38
Resultados.....	40
Discussão.....	50
Referências.....	54
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>57</b>
<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>58</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>72</b>
<b>ANEXO II.....</b>	<b>94</b>
<b>ANEXO III.....</b>	<b>114</b>

## RESUMO



A diversidade funcional é uma métrica que tem como foco medir as múltiplas funções das espécies no ecossistema, analisadas através dos chamados de atributos ou traços funcionais (e.g. tamanho de corpo, biovolume) e que podem representar as suas histórias de vida. Essa métrica é uma forma complementar de mensurar a diversidade de comunidades, podendo ser associada à outras, como as medidas de diversidade taxonômica dessas mesmas comunidades analisadas. Os objetivos deste trabalho foram verificar se existem padrões de diversidade funcional nas lagoas e se essa métrica correspondia ao padrão das medidas taxonômicas, no qual as lagoas externas ao Parque Estadual do Rio Doce (PERD) seriam mais ricas em número de espécies. Além disso, buscamos analisar e comparar possíveis padrões entre as medidas de densidade e biovolume das espécies do zooplâncton de lagoas do PERD, e posteriormente, relacionar essas métricas com as características ambientais. As coletas foram realizadas em parte de um complexo lacustre, mais especificamente em 17 lagoas, algumas delas inseridas no PERD, outras eram externas ao parque, durante o mês de agosto de 2007 e fevereiro de 2008. Foram analisadas 40 variáveis ambientais, dentre elas, relacionadas ao clima, mata ripária e uso e ocupação do solo, biovolume e estrutura populacional de algas, presença de peixes não-nativos, sazonalidade, índice de refração da luz e porcentagem de macrófitas, e 18 espécies zooplânctônicas analisadas entre copepodos, rotíferos e cladóceros (que contribuíram com mais de 5% para a densidade total de espécies das 17 lagoas). Além disso, para análise de diversidade funcional, foram analisados 20 atributos (tamanho, biovolume médio, posição na cadeia trófica, preferência alimentar e por habitat, escape do predador). Considerando a diversidade funcional, os índices funcionais seguiram a tendência dos índices taxonômicos, sendo maiores em lagoas externas e o menor registro para riqueza funcional foi atribuído à lagoa Gambazinho (a mais preservada). Já para as análises de biovolume e densidade, os Cladóceros se mostraram mais sensíveis às variáveis analisadas. Heterogeneidade e sazonalidade foram importantes fatores determinantes nas variáveis analisadas, somado à presença de peixes não nativos.

## **ABSTRACT**

Functional Diversity is a metric focused on measuring the multiple functions exerted by species on a ecosystem, analysed by variables named attributes or functional traits (e.g. body size, biovolume) which can represent their life histories. This metric is a complementary form to measure the diversity of communities, being possibly associated to other metrics of the same community such as taxonomic diversity measurements. The objectives of this work were verifying if Functional Diversity patterns existed in lagoons and if this metric corresponded to the already described taxonomic diversity patterns in which external lagoons to the Parque Estadual do Rio Doce (PERD) were found to have a higher number of species. We also sought to analyse and compare possible patterns between the zooplankton species density and biovolume measurements in the PERD lagoons, and to explore possible relations of these metrics to environmental variables. Measurements were obtained from 17 lagoons of a lake complex, including lagoons external and internal to the PERD, during August of 2007 and February of 2008. 40 different environmental variables were analysed including amongst them variables related to: climate, riparian woodlands and land usage, biovolume, the population structure of algae, exotic fish presence, seasonality, light refraction and the coverage percentage of macrophyte; and 18 zooplanktonic species were analysed between copepods, rotifers and cladocerans (which contributed to at least 5% of the total species density of the 17 lagoons). For the functional diversity analysis 20 attributes were analysed (size, average biovolume, trophic positioning, feeding habits and escape response). In respect to functional diversity, the functional indexes followed a similar trend to the taxonomic indexes, displaying higher values in external lagoons and smallest values in the Gambazinho lagoon (most preserved). For the biovolume and density analysis, Cladocerans were demonstrated to be the most sensitive to environmental variables. Heterogeneity and seasonality were the most determining factors in the analysed variables, along with the presence of exotic fish species.

## **INTRODUÇÃO GERAL**

Biodiversidade é um conceito latente multidimensional de difícil mensuração, podendo ser caracterizada, ou operacionalizada, através de várias métricas (e.g. funcional, taxonômica). O uso da riqueza como *proxy* para mensurar a diversidade de um local, apesar de largamente utilizado, representa uma simplificação muito grande da diversidade de um ecossistema, dificultando inferências sobre os principais processos ecológicos que regem a sua dinâmica espaço-temporal. Além da riqueza, a abundância ou densidade das espécies, apresenta-se como uma métrica complementar importante, fornecendo dados sobre a equitabilidade e a estrutura da comunidade. Juntas, riqueza e equitabilidade constituem as fórmulas de várias métricas de diversidade já descritos, tais como Shannon e Simpson. Entretanto, estes índices ainda são simplificações que descrevem apenas a dimensão da diversidade taxonômica de um ecossistema.

Com as atuais contribuições científicas, tornou-se evidente a importância de mensurar, além da dimensão taxonômica da diversidade, também a sua dimensão estrutural e funcional, aumentando o espectro de dimensões avaliadas e permitindo inferências sob diferentes aspectos, proporcionando robustez às análises (Paula, 2013). E permitindo inferir melhor sobre questões ecológicas acerca das comunidades avaliadas, podendo ser diversos, tais como resistência e resiliência frente às perturbações ambientais, naturais ou não (Díaz & Cabido, 2001). Além disso, o cálculo das métricas de diversidade funcional permite medir o grau de importância e exclusividade de funções desempenhadas por determinadas espécies nesses ambientes.

A diversidade funcional (DF) é uma maneira de quantificar, tipificar e medir a distribuição de funções existentes e desempenhadas pelos organismos em um dado ecossistema (Petchey & Gaston, 2006; Barnett *et al.* 2007; Ciancurso *et al.* 2009; Schleuter *et al.* 2011), através dos fenótipos presentes no ambiente e suas características de história de vida. Para Tilman *et al.* (2001), Maire *et al.* (2015) e Veríssimo *et al.* (2017), a DF é vista como um aspecto da biodiversidade que descreve as funções exercidas pelas espécies e sua intensidade, através dos atributos das espécies. Os atributos, ou traços funcionais de uma espécie, revelam como ela se relaciona intraespecificamente e interespecificamente, e inclusive com o próprio ambiente (Nevalainen & Suoto, 2017). Existem diversas formas de estudar a DF, uma delas consiste em calcular através de métricas específicas de acordo com o enfoque do estudo (e.g. diversidade funcional – FDiv, FRic) e permite estudar como as espécies compartilham o mesmo ambiente (Podgaiski, 2011).

Há outras formas de se calcular a diversidade funcional, uma delas tem como primeiro passo o agrupamento de espécies com características em comum (e.g. grupos funcionais agrupados pela tolerância à diferentes níveis de intensidade luminosa) formando os grupos funcionais (Ciancurso *et al.* 2009). Estes grupos funcionais já se encontram bem definidos para alguns grupos taxonômicos (e.g. plantas terrestres), mas ainda é um campo em aberto para vários outros grupos, como o zooplâncton. Além da classificação em grupos funcionais, há outras formas de medir a diversidade funcional. A forma mais antiga e uma das pioneiras nessa área é conhecida como *functional attribute diversity* (FAD), ou seja a, diversidade de atributos funcionais (Cianciaruso *et al.* 2009). Uma das propostas de estudo de traços funcionais foi sugerida por Litchman *et al.* (2013) trabalhando com DF da comunidade zooplânctônica. Nesta proposta foram selecionados traços-chave baseados em fatores como alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência. A partir destes traços, o autor trabalhou com questões relativas ao *fitness* das espécies para descrever a dinâmica de ecossistemas.

Recentemente, estudos que abordam a biodiversidade aquática nas suas várias dimensões tem tido notoriedade devido à intensa e contínua degradação dos lagos, que são sensíveis aos impactos antrópicos (Da Costa *et al.* 2007, Nevalainen & Suoto, 2017). Uma das formas de se caracterizar um ambiente aquático é conhecer as comunidades que o compõe, em especial a zooplânctônica (Crispim & Watanabe, 2000). Este grupo, representado principalmente por microcrustáceos e rotíferos, é o elo existente na teia alimentar aquática entre fitoplâncton e bacterioplâncton e os níveis tróficos superiores. Qualquer alteração nesse nível, como modificações no número de espécies, nas densidades populacionais ou em seu biovolume corpóreo, implicará em alterações nos níveis tróficos que se sucedem gerando um efeito cascata (Binggeli *et al.* 2011). Os organismos zooplânctônicos possuem curtos ciclos de vida (entre 5 e 85 dias) (Allan, 1976) e tamanho variado (entre 20 e 2000  $\mu\text{m}$ ) (Dussart, 1965; Miranda *et al.* 2013). Seu modo de alimentação varia entre filtradores e predadores e eles podem ser utilizados como indicadores de qualidade de água (García-Chicote *et al.* 2018).

Esses organismos foram estudados pioneiramente no conjunto de lagoas da porção média do vale do Rio Doce no estado de Minas Gerais durante a década de 70, em uma parceria entre pesquisadores da Universidade Federal de São Carlos – SP (pioneiros em Limnologia no Brasil) e o governo Japonês (Tundisi & Yatsuka, 1997). O enfoque desses primeiros estudos exploratórios foi embasado nos efeitos da introdução

de espécies exóticas e avaliação da proteção concedida pelo Parque Estadual do Rio Doce (PERD) para com a biodiversidade desse local.

Motivados por esses estudos pioneiros e pelo extenso conjunto de corpos d'água, considerado o terceiro maior do Brasil em número de lagoas (Pivari *et al.* 2011), pesquisadores do Projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/UFMG-Sítio-4) trabalham nesta região há pelo menos 2 décadas, monitorando suas lagoas. Ao final, foram identificados no total 354 espécies zooplanctônicas. A fauna da região corresponde à quase metade das espécies de Cladocera, 30% das espécies de rotíferos e pouco mais de 10% das espécies de copepoda catalogadas para o Brasil (Maia-Barbosa *et al.* 2014).

Embora muitas pesquisas tenham sido desenvolvidas nas lagoas do PERD, nenhuma delas abordou o aspecto funcional das espécies zooplanctônicas presentes. Pontuando o caráter exploratório dessa nova abordagem, o presente estudo buscou descrever o perfil funcional das espécies mais abundantes que contribuíram com mais de 5% levando-se em conta o total de espécies das 17 lagoas da região do médio Rio Doce. Esta dissertação está estruturada em três capítulos: o primeiro aborda as respostas do biovolume e da densidade dessas espécies a gradientes ambientais; o segundo mensura a diversidade funcional e compara com os índices de diversidade clássicos; e o terceiro trata da elaboração de um site para divulgação científica sobre as espécies zooplanctônicas identificadas nos ambientes amostrados.

## **OBJETIVO**

### **Objetivo geral**

Comparar a densidade, o biovolume, e as estruturas taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica em lagoas da região do Médio Rio Doce sob diferentes graus de distúrbio.

### **Objetivos específicos**

- Verificar se há padrões nos dados sobre o biovolume das espécies zooplanctônicas mais abundantes das 17 lagoas;

- Testar as diferenças de tamanho corporal das espécies entre lagoas com características distintas, e entre períodos sazonais distintos;
- Avaliar as similaridades e diferenças entre as respostas do biovolume e da densidade a variações dos fatores bióticos e abióticos;
- Avaliar os traços funcionais das espécies zooplanctônicas mais comuns das 17 lagoas;
- Avaliar as métricas de Diversidade Funcional para cada uma das 17 lagoas;
- Avaliar as similaridades e diferenças entre as diversidades taxonômica e funcional para a comunidade zooplanctônica;

## **CAPÍTULO I**

### **Densidade e Biovolume do zooplâncton em lagoas tropicais: similaridades e diferenças em respostas à diferentes graus de distúrbio**

#### **Introdução**

Os principais conceitos envolvendo transferência e eficiência energética entre organismos basearam-se em cadeias tróficas aquáticas (Ghaoudani, 2006). Estas tem como base o plâncton, formado por um conjunto megadiverso de organismos tanto heterotróficos quanto autotróficos, abrangendo o zooplâncton, fitoplâncton, protozoários e bactérias. O zooplâncton é um grupo que engloba diversos reinos e filos, sendo os principais representantes os rotíferos, os microcrustáceos, as larvas de vertebrados e invertebrados, além dos protozoários. Este grupo destaca-se por ser o elo entre seres autotróficos microscópicos e os seres heterotróficos maiores, participando de processos-chave em ecossistemas aquáticos, sendo elemento essencial na sua teia trófica (Ghaoudani 2006; Rautio & Tartarotti, 2010; Enawgaw & Lemma, 2018).

Devido à rápida resposta aos fatores ambientais, o zooplâncton fornece informações de grande relevância sobre a qualidade dos ambientes onde vivem (Dantas-Silva & Dantas, 2013). Muitas métricas são utilizadas para mensurar a resposta deste grupo às variáveis ambientais, tais como variações na densidade, riqueza, diversidade, biomassa e o biovolume. A densidade descreve o número de indivíduos por volume de água, enquanto a biomassa é medida através do peso seco e/ou úmido das espécies. Ambas são utilizadas como métricas para identificar a resposta das espécies a variações de fatores no meio, mas elas não necessariamente respondem da mesma forma aos mesmos fatores.

As medidas de densidade zooplânctônica refletem a estrutura populacional dessa comunidade e podem ser afetadas pela qualidade nutricional das algas disponíveis no ambiente, assim como pelo tamanho das partículas do fitoplâncton (Hardy & Castro, 2000). Por isso, uma mudança na estrutura populacional fitoplânctônica gera um efeito cascata que afeta o zooplâncton (Perez-Ruzafa *et al.* 2002). A densidade também é reflexo das condições ambientais e de suas alterações, tais como presença de predadores, turbidez, temperatura do ambiente, nutrientes disponíveis, entre outras. As condições hidrológicas do ambiente e a concentração de nutrientes são fatores que afetam a densidade do zooplâncton de forma indireta, via fitoplâncton (Sprules & Munawar, 1986; Ahrens & Peters, 1991; Chisholm, 1992; Tremblay & Legendre, 1994; Li, 2002, Irwin *et al.* 2005)

A biomassa, por sua vez, representa a dimensão de espaço necessário para a sobrevivência de uma espécie, sendo essencial em estudos de produtividade primária e secundária em corpos d'água por estimar a energia presente no ambiente (Rossa, Bonecker & Fulone, 2007; Hart & Bychek, 2010; Binggeli *et al.* 2011; Enawgaw & Lemma, 2018) Além disso, essa medida reflete bem a taxa metabólica, que por sua vez coordena diretamente os processos eco-fisiológicos, como taxa de reprodução, assimilação de nutrientes e crescimento (Brown *et al.* 2004). As medidas de biomassa podem ser obtidas através das medidas de biovolume, a partir de fatores de conversão (Bratbak *et al.* 1985). O biovolume é obtido através de fórmulas biovolumétricas calculadas com base no corpo desses organismos.

Diversos estudos tem mostrado que as medidas que correspondem as proporções de tamanho de corpo, geralmente a biomassa, de zooplâncton respondem a diversos estresses ambientais abióticos, tais como a variação de penetração de luz e estresses

tóxicos (Moore & Folt, 1993; Ghadouani *et al.* 2006, Williamsom *et al.* 2011). Fatores bióticos como a introdução de espécies exóticas piscívoras (Fragoso-Moura *et al.* 2016), a presença de insetos aquáticos predadores (Brito & Maia-Barbosa, 2009) e o *bloom* de cianobactérias, (Ghaoudani *et al.* 2006) também são reportados como importantes fatores. O tamanho corporal (biovolume) dos animais pode também estar relacionado à diversidade de um local, já que esta medida está diretamente relacionada à capacidade de dispersão das espécies (Wilson *et al.*, 2005).

Havia um consenso entre os pesquisadores de que existia uma relação inversa entre a abundância (umas das medidas básicas usadas nos cálculos de densidade) e o biovolume, ou seja, indivíduos com menores valores biovolumétricos apresentariam maiores densidades (Cohen *et al.* 2002). Entretanto, outros estudos rompem com esta ideia, mostrando que estas variáveis (biovolume e densidade) estão mais relacionadas à história de vida das espécies (Arnenberg *et al.*1998). Esta máxima era aplicada a diversos grupos como plantas e pássaros, mas também para estes grupos, foi visto que a distribuição geográfica poderia ser uma variável mais significativa e com maior poder de explicação (Passy, 2008). Para White *et al.* (2007) esta relação depende da escala espacial utilizada e é geralmente fraca para estudos em escala espacial local (Cyr, 1997; White *et al.* 2007).

Considerando que as repostas do zooplâncton às variáveis ambientais podem ser mensuradas através de distintas métricas, este trabalho teve por objetivo avaliar como a densidade e o biovolume de espécies zooplânctônicas respondem a ambientes com diferentes graus de distúrbio. Como hipóteses biológicas esperamos que:

- 1) O biovolume e a densidade responderão de forma distintas aos fatores ambientais testados para cada espécie.
- 2) Não haverá relação entre densidade e biovolume para as espécies.

## **Material e Métodos**

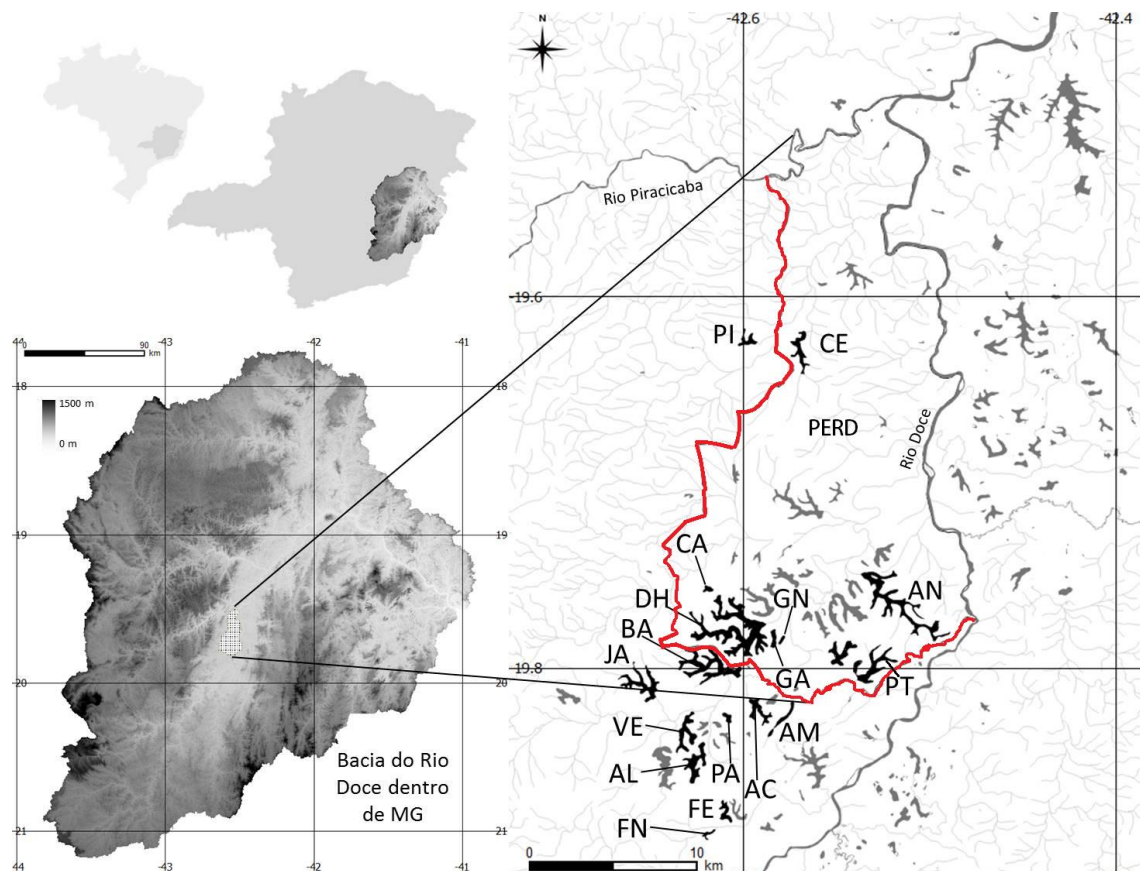
### *Área de estudo*

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) é o maior remanescente contínuo da Floresta Atlântica do estado de Minas Gerais com 35.970 ha, sendo este bioma um *hotspot* mundial, reconhecido por sua biodiversidade endêmica e a urgência de medidas



de proteção. Localizado na região sudeste do estado e na porção média da bacia do Rio Doce, o parque está inserido em área conflitante de recursos e interesses, com elevada taxa de urbanização, presença de importantes indústrias siderúrgicas e metalúrgicas, responsáveis pela substituição da Mata Atlântica por extensos cultivos de eucaliptos, e pela presença de carvoarias (Barbosa et al. 2014; Fragoso-Moura et al. 2016).

A região onde está inserido o PERD possui um extenso conjunto de lagoas, que, recentemente, elevou o parque à sítio RAMSAR, tamanha a sua importância de seus corpos d'água (RAMSAR 2010), e, apesar de abrigar e proteger parte do extenso conjunto de lagoas da região, a maioria está localizada externamente ao PERD. Estas lagoas externas, em sua maioria, já tiveram sua mata ripária original substituída por cultivos de *Eucalyptus* sp. (Maia-Barbosa et al. 2014). Além da fragmentação ambiental, quase todas as lagoas, inclusive as localizadas dentro da unidade de conservação, apresentam atualmente espécies de peixes não nativos com efeitos expressivos sobre a estrutura da comunidade planctônica (Pinto-Coelho et al., 2008; Maia-Barbosa et al. 2010). As amostras deste estudo foram coletadas em 17 lagoas dessa região, dentre elas 10 externas e 7 internas ao PERD (figura 1).



**Figura 1:** Lagoas coletadas na região do médio Rio Doce, externas e internas ao PERD (Retirada de Pujoni, 2015 e modificada). A linha vermelha e os Rios Doce e Piracicaba, indicados no mapa, correspondem à área englobada pelo Parque Estadual do Rio Doce (PERD). As lagoas estão destacadas, as coloridas em preto foram as utilizadas neste estudo, tanto as internas quanto as externas.

#### *Dados coletados*

Para este estudo foram coletadas as amostras de zooplâncton destinadas às análises qualitativas e quantitativas do projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD). As amostras foram coletadas no mês de agosto de 2007 e fevereiro de 2008, que correspondem aos períodos de seca e chuva respectivamente. As amostras qualitativas foram coletadas através de arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (68µm de abertura de malha). As amostras quantitativas foram coletadas na profundidade da leitura do disco de Secchi (correspondendo a 10% da luz incidente na superfície do lago) com o auxílio de uma bomba hidráulica, onde foram filtrados 200 litros de água na mesma rede de plâncton (Pujoni, 2010). Foi amostrado um ponto de coleta para cada lagoa sendo sua localização georeferenciada.

As amostras foram armazenadas em uma solução de formol 4%, coradas com corante Rosa de Bengala e mantidas em ambiente fora do alcance da luz. Após as coletas, as espécies foram identificadas e quantificadas com auxílio de microscópio óptico. Com base nas espécies identificadas para as 17 lagoas, foram selecionadas para medição de biovolume e densidade as espécies mais abundantes, ou seja, aquelas que contribuíram com mais de 5% para a abundância total. Esse recorte foi feito com a intenção de dar enfoque para as espécies mais abundantes dentre essas comunidades. Este cálculo teve como base o conjunto de espécies coletadas em todas as lagoas. Esta seleção foi feita separadamente para os três grupos: Rotifera, Cladocera e Copepoda.

A partir dessa seleção, foi fotografado um máximo de 20 indivíduos de cada espécie (os primeiros indivíduos encontrados nas amostras) e para cada lagoa em que estiveram presentes e em ambos os meses de coleta (seca e chuva). As fotografias foram feitas no Laboratório de Limnologia, Ecotoxicologia e Ecologia Aquática (LIMNEA) da Universidade Federal de Minas Gerais, através do programa “Image - Pro Discovery Version 5.1” em microscópio com câmera acoplada. A partir dessas imagens foram mensurados o tamanho do corpo desses animais (altura e largura) em micrômetros (µm) e calculado o biovolume aproximado, utilizando fórmulas de formas geométricas conhecidas (Ruttner-Kolisko, 1977; Bingelli, 2011).

### *Espécies*

Foram selecionados para este estudo quinze taxa e 3 estágios de copépodos a saber: nauplius e copepoditos de Cyclopoida e Calanoida, adultos de *Thermocyclops minutus* (único representante da fase adulta) considerados como um único taxa; 6 espécies de Cladocera (*Bosmina tubicen*, *Diaphanosoma birgei*, *Daphnia laevis*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta*) e 8 espécies de Rotifera (*Conochilus* spp., *Brachionus mirus*, *Brachionus falcatus*, *Collotheca* sp., *Ptygura libera*, *Hexarthra intermédia*, *Keratella americana* e *Trichocerca pusilla*).

### *Medições dos indivíduos e cálculo do biovolume*

Foram fotografados para este trabalho cerca de 4000 indivíduos, e suas imagens foram usadas para as medições dos indivíduos. A partir das fotos das espécies (Figuras 1 e 2), o biovolume aproximado foi estimado através de fórmulas geométricas (Tabela 1) propostas por Ruttner-Kolisko (1977) para rotíferos, e Bingelli (2011), para cladóceros e copépodos (Tabela 1).



**Figura 1:** Exemplo de medição de cladóceros utilizada neste estudo: L1 corresponde ao comprimento total e L2 à maior largura corporal.



**Figura 2:** Exemplo de medição de copépodos utilizada neste estudo: L1 corresponde ao comprimento total do metassoma, L2 à largura do metassoma, L3 ao comprimento do urossoma e L4 à largura do urossoma.

**Tabela 1:** Fórmulas utilizadas para o cálculo do biovolume das espécies da comunidade zooplancônica (baseado em Ruttner-Kolisko, 1977 e Bingelli, 2011).

Grupo	Fórmula	Parâmetros
Elipsoide geral (Rotíferos e Cladóceros)	$4\pi ab^2/3$	comprimento = $2a$  largura = $2b$
Copépodos	$4\pi ab^2/3 + r^2 \pi h/3$	comprimento do metassoma = $a$ largura do metassoma = $2b$ comprimento do urossoma = $h$ largura do urossoma = $r$

*Variáveis bióticas e abióticas utilizadas*

Foram analisadas 38 variáveis ambientais (preditoras) sendo estas analisadas através de dados coletados juntamente com este trabalho ou coletados através da literatura (tabela 2).

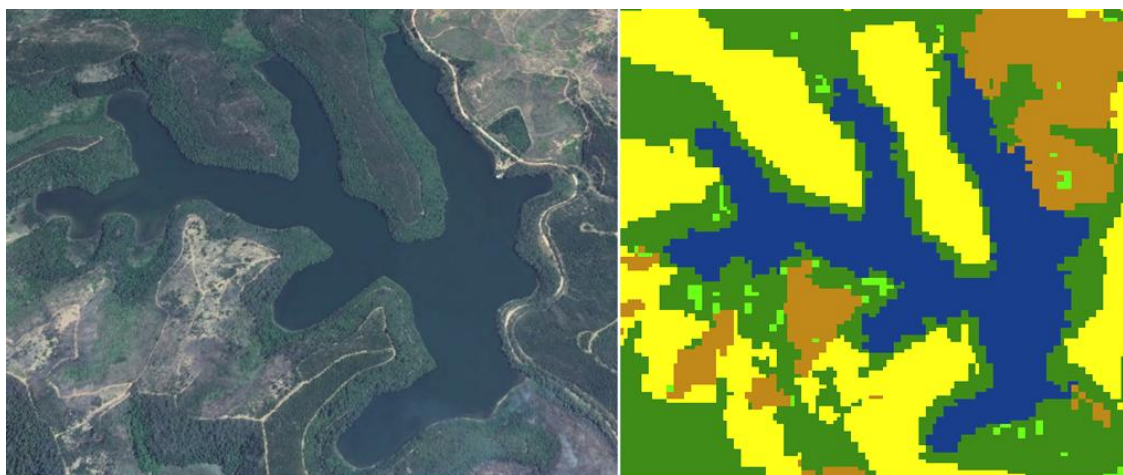
**Tabela 2:** Relação das 38 variáveis ambientais analisadas e suas descrições.

<b>Variáveis Analisadas</b>	<b>Descrição</b>
Estação	Época em que foi realizada a coleta: seca (agosto) ou chuva (fevereiro)
Localização	Localização das lagoas tendo como referência ao PERD (dentro ou fora)
Área da lagoa	Área referente apenas ao trecho preenchido pela lagoa (m <sup>2</sup> )
Área da bacia	Bacia de cada lagoa (m <sup>2</sup> )
Pluviosidade 30	Índice pluviométrico obtido através dos dados da estação meteorológica do PERD para 30 dias antes da coletas
Pluviosidade 20	Índice pluviométrico obtido através dos dados da estação meteorológica do PERD para 20 dias antes da coletas
Temperatura média 30	Temperatura média do ar obtida para 30 antes da coletas através da estação meteorológica do PERD
Temperatura média 20	Temperatura média do ar obtida para 20 antes da coletas através da estação meteorológica do PERD
Biovolume Trebouxiophyceae	Biovolume das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2013).
Biovolume Cyanobacteria	Biovolume das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2013).
Biovolume Conjugatophyceae	Biovolume das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2013).
Biovolume Cryptoficeae	Biovolume das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2013).
Biovolume Dinophyceae	Biovolume das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2013).
Biovolume Euglenophyceae,	Biovolume das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2013).
Densidade Trebouxiophyceae	Densidade populacional das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2010).
Densidade Cyanobacteria	Densidade populacional das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2010).
Densidade Conjugatophyceae	Densidade populacional das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2010).
Densidade Cryptoficeae	Densidade populacional das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2010).
Densidade Dinophyceae	Densidade populacional das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2010).
Densidade Euglenophyceae,	Densidade populacional das espécies de algas presente nas lagoas, coletados no mesmo dia e local (Barros, 2010).

Kd	O coeficiente de atenuação difusa da radiação visível, estimado nas coletas e por lagoa, medindo radiação PAR.
Presença de Tucunaré ( <i>Cichla cf. monoculus</i> )	Presença do peixe não-nativo nas lagoas, dados retirados na literatura (Latini, 2005).
Presença de Piranhas ( <i>Pygocentrus nattereri</i> )	Presença do peixe não-nativo nas lagoas, dados retirados na literatura (Latini, 2005).
Presença de Bagre africano ( <i>Clarias gariepinus</i> )	Presença do peixe não-nativo nas lagoas, dados retirados na literatura (Latini, 2005).
Presença de Tilápia ( <i>Oreochromis niloticus</i> )	Presença do peixe não-nativo nas lagoas, dados retirados na literatura (Latini, 2005).
Presença de Apaiari ( <i>Astronotus ocellatus</i> )	Presença do peixe não-nativo nas lagoas, dados retirados na literatura (Latini, 2005).
Presença de Tamboatá ( <i>Hoplosternum litoralle</i> )	Presença do peixe não-nativo nas lagoas, dados retirados na literatura (Latini, 2005).
Áreas de mata nativa (m <sup>2</sup> )	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em metros
Áreas de agricultura (m <sup>2</sup> )	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em metros
Áreas de silvicultura (m <sup>2</sup> )	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em metros
Áreas de urbanas (m <sup>2</sup> )	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em metros
Áreas de solo exposto/pastagem (m <sup>2</sup> )	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em metros
% de áreas de mata nativa	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em porcentagem
% de áreas de agricultura	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em porcentagem
% de áreas de silvicultura	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em porcentagem
% de áreas de urbanas	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em porcentagem
% de áreas de solo exposto/pastagem.	Análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas estimadas em porcentagem
% de macrófitas nas lagoas	Porcentagem da área das lagoas coberta por macrófitas, dados retirados da literatura (Maillard <i>et al.</i> 2012).

As análises de uso e ocupação do solo no entorno das lagoas estudadas, foram feitas utilizando o programa ArcGIS 10.22 (Esri, 2013) e as imagens são do banco de dados de imagens Landsat, disponíveis na plataforma do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE, 2015), do dia 8 de julho de 2018. Essas análises foram necessárias para investigar se as mudanças ao redor da lagoa exercem alguma influência sobre o tamanho do corpo dos indivíduos analisados, assim como sobre a densidade populacional.

Para cada lagoa, foi demarcado um círculo de raio de 1 km utilizando as coordenadas geográficas do ponto de coleta, com o auxílio da plataforma do Google Earth. A partir deste raio, foi demarcado o trecho da bacia hidrográfica que mais influencia cada ponto amostrado. Estas duas imagens foram então sobrepostas e os usos da terra englobados dentro do raio foram categorizados (Figura 3).



**Figura 3:** Mapa de uso e ocupação do solo no entorno da lagoa Jacaré, localizada nos arredores do PERD. Amarelo = silvicultura; Verde Escuro = mata nativa; Verde Claro = agricultura; Azul = lagoa e Marrom = solo exposto ou pasto.

### *Análises estatísticas*

Duas variáveis respostas foram analisadas: o biovolume e a densidade das 18 espécies mais abundantes. Para o biovolume, foram utilizadas as medidas de todos os indivíduos mensurados de cada espécie em cada lagoa, quando presentes na amostra. Para a densidade, foi utilizado um único valor para cada espécie, para cada lagoa e para cada estação do ano. Para as lagoas onde a espécie não foi encontrada, não há dados de biovolume, mas utilizou-se o valor de densidade igual a zero.

A associação do biovolume e da densidade de cada espécie com cada variável biótica e abiótica foi testada através do coeficiente de correlação de Spearman, para as variáveis numéricas (e.g., área, temperatura, pluviosidade, Kd), e através do teste de Mann-Whitney para as variáveis categóricas (e.g., presença/ausência de espécie exótica, dentro/fora do parque). Os gráficos estão disponíveis nos anexos 1 e 2. As variáveis significativas ( $\alpha = 5\%$ ) para cada espécie foram selecionadas para a construção de modelos de regressão múltipla. Nesta etapa, foram ajustadas todas as combinações possíveis do conjunto de variáveis, até um máximo de 4 variáveis, estimando a

significância de cada uma no modelo e o coeficiente de determinação ajustado do modelo de regressão múltipla ( $R^2$ ). Os cinco melhores modelos foram selecionados, com base no maior valor de  $R^2$  e no menor número de variáveis significativas selecionadas (modelo mais parcimonioso). Foram calculadas médias, com base nos valores de  $R^2$  gerados em cada modelo, para cada espécie e avaliadas quais as variáveis que apareceram na maioria dos modelos através do programa RStudio ( R Core Team, 2015).

## Resultados

Os índices pluviométricos foram bem distintos entre as duas estações consideradas. A precipitação acumulada para o mês de agosto (seca) foi de 2,25 mm tanto para 20 quanto 30 dias antes das coletas. Para o mês de fevereiro (chuvas) a precipitação acumulada foi de 70 mm a 20 dias antes da coleta e 172,75 mm a 30 dias antes da coleta. A temperatura média em agosto (seca) variou de 17,5° a 17,8°C entre 20 e 30 dias antes da coleta e em fevereiro (chuvas) de 23,5° até 23,9°C.

Foram apontadas espécies exóticas de peixe em quase todas as lagoas com exceção apenas das lagoas Gambazinho, Ferrugem e Ferruginha (Latini, 2005). Para a lagoa Pimenta não existem dados sobre a introdução de espécies exóticas. Tucunaré (*Cichla cf. monoculus*) foi a espécie invasora mais frequente, sendo encontrada em 12 das 17 lagoas analisadas, seguida pela Piranha (*Pygocentrus nattereri*) presente em 10 lagoas, Bagre africano (*Clarias gariepinus*) em 5 lagoas, Tamboatá (*Hoplosternum litoralle*) em 4 lagoas, Apaiari (*Astronotus ocellatus*) em 3 lagoas, e Tilápia (*Oreochromis niloticus*) em apenas uma (Latini, 2005).

Em todas as 17 lagoas, tendo como referência o raio de 1 km determinado a partir do ponto de coleta, a maior proporção englobada por este raio abrangeu a parte dominada pela água da própria lagoa (Tabela 1). Com relação aos usos do solo na área das matas ripárias, foi registrado para todas as lagoas situadas no interior do parque apenas vegetação nativa próxima a tais pontos, como esperado.





CAA	BAA	ANA	AMA	ALA	ACA	Lagoas
Dentro	Fora	Dentro	Fora	Fora	Fora	Localização
SECA	SECA	SECA	SECA	SECA	SECA	Estação
130853.9293	1936139.593	2792435.833	265851.7911	1297625.119	616574.1679	Area
5.103425751	3.787555608	4.525748646	3.993229632	3.748096468	3.310567052	Area Bac.
2.25	2.25	2.25	2.25	2.25	2.25	Pluv20
2.25	2.25	2.25	2.25	2.25	2.25	Pluv30
17.58630952	17.58630952	17.58630952	17.58630952	17.58630952	17.58630952	TempMed20
17.85483871	17.85483871	17.85483871	17.85483871	17.85483871	17.85483871	TempMed30
0.227	0.151	0.252	0.105	0.076	0.829	BiovTreb
0.536	0.052	0.05	0	0.059	0.026	BiovCyan
0.181	0.002	0.012	0	0.106	0.009	BiovConj
0.168	0.27	0.226	0.084	0.052	0.072	BiovCryp
0.312	0	0.062	0	0.032	0	BiovDino
0	0.026	0.016	0.024	0	0	BiovEugl
0.243666667	0.123333333	0.187	0.0795	0.076666667	0.656	EstTreb
1.054666667	0.047333333	0.053	0.0005	0.052666667	0.022666667	EstCyan
0.249666667	0.001666667	0.012	0	0.103333333	0.006	EstConj
0.39	0.311666667	0.308333333	0.078	0.039	0.091666667	EstCryp
0.265666667	0.019666667	0.084666667	0.0005	0.039	0.01	EstDino
0	0.015333333	0.022	0.0255	0	0	EstEugl
509.868	313.962	705.17	330.607	428.657	161.265	Nat
0	18.004	0	0	1.632	4.872	Agri
0	114.609	0	11.389	18.112	165.065	Silvi
0	58.186	0	0	63.83	52.023	ExPast
0	0	0	0	0	0	UrbCid
146.054	190.091	234.024	131.04	400.481	276.447	Lagoa
0.78	0.45	0.75	0.7	0.47	0.24	Nat%
0	0.03	0	0	0	0.01	Agri%
0	0.16	0	0.02	0.02	0.25	Silvi%
0	0.08	0	0	0.07	0.08	ExPast%
0	0	0	0	0	0	UrbCid%
0.22	0.27	0.25	0.28	0.44	0.42	Lagoa%
1.393	0.835	1.553	2.993	0.88	0.396	Kd
1	1	1	1	0	1	EstTu
1	1	0	1	0	1	EstPi
1	1	0	1	1	0	EstBa
0	0	0	0	1	0	EstTi
0	0	0	0	0	0	EstAp
1	1	0	0	0	0	EstTa
0	20	12	100	0	11	%Macrofitas





JAF	GNF		GAF		FNF		FEF		DHF		CEF		CAF	
	Fora	Dentro	Dentro	CHUVA	Fora	CHUVA	Fora	CHUVA	Dentro	CHUVA	Dentro	CHUVA	Dentro	CHUVA
1219733.091	86275.49176	215727.7492	122127.475	422319.8772	5267558.647	442966.96	130853.9293							
3.729195016	1.314400651	3.738063384	4.126855975	3.102876683	2.767557666	3.55558756	5.103425751							
70	70	70	70	70	70	70	70							
172.75	172.75	172.75	172.75	172.75	172.75	172.75	172.75							
23.94011976	23.94011976	23.94011976	23.94011976	23.94011976	23.94011976	23.94011976	23.94011976							
23.54251012	23.54251012	23.54251012	23.54251012	23.54251012	23.54251012	23.54251012	23.54251012							
0.049	0.933	0.137	0.083	0.041	0.057	0.583	0.594							
0.083	0.665	0.107	0.79	1.374	0.374	0.239	0.229							
0.447	0.009	0.005	0.164	0.155	0.567	0.12	0.38							
0.09	0.131	0.112	0.14	0.034	0.014	0.406	0.02							
0	0	0.031	0.67	0.139	0.069	0.139	0.39							
0	0	0	0	0.057	0	0	0							
0.151	1.458333333	0.198666667	0.104666667	0.15	0.046666667	0.576	0.989666667							
0.110666667	0.647333333	0.201666667	0.864	1.336333333	0.692333333	0.270333333	0.316333333							
0.423333333	0.010333333	0.005666667	0.151	0.177333333	0.468	0.12	0.330666667							
0.057666667	0.106	0.149333333	0.375333333	0.110666667	0.012	0.362333333	0.216							
0.023	0.077	0.033333333	0.474	0.108	0.063	0.046333333	0.137666667							
0.006666667	0	0.019	0.039333333	0.091666667	0	0.021	0							
193.952	238.606	303.534	167.796	408.975	313.598	518.687	509.868							
1.414	0	0	0.942	2.986	0	0	0							
175.927	0	0	103.97	16.628	0	0	0							
25.138	0	0	0.429	22.692	4.168	0	0							
0	0	0	0	0	0	0	0							
546.9	69.502	163.356	166.847	309.37	641.699	327.995	146.054							
0.21	0.77	0.65	0.38	0.54	0.33	0.61	0.78							
0	0	0	0	0	0	0	0							
0.19	0	0	0.24	0.02	0	0	0							
0.03	0	0	0	0.03	0	0	0							
0	0	0	0	0	0	0	0							
0.58	0.23	0.35	0.38	0.41	0.67	0.39	0.22							
0.795	0.701	0.707	1.216	1.694	0.457	1.691	0.843							
1	0	1	0	0	1	1	1							
1	0	1	0	0	1	1	1							
1	0	0	0	0	0	0	1							
0	0	0	0	0	0	0	0							
1	0	0	0	0	1	1	0							
1	0	0	0	0	0	1	1							
12	0	6	0	0	4	25	0							

VEF	PTF	PIF	PAF
Fora	Dentro	Fora	Fora
CHUVA	CHUVA	CHUVA	CHUVA
825898.0945	1091338.609	1240810.797	230442.1583
2.974958053	3.683018178	2.416818811	3.608732582
70	70	70	70
172.75	172.75	172.75	172.75
23.94011976	23.94011976	23.94011976	23.94011976
23.54251012	23.54251012	23.54251012	23.54251012
0.058	1.324	0.117	0.012
0.042	0.014	0.061	0.255
0.554	0.088	3.428	0.604
0.028	0.048	0.28	0.072
0.231	0.02	0.277	0.079
0	0.162	0.498	0.041
0.057	1.002333333	0.075333333	0.138666667
0.091333333	0.199666667	0.160666667	0.194
0.527666667	0.049333333	3.314666667	0.395
0.040333333	0.774333333	0.295666667	0.07
0.192333333	0.006666667	0.138666667	0.051333333
0	0.139333333	0.442666667	0.027
316.687	432.6	629.266	266.437
0	0	0	2.713
29.912	0	0	56.374
5.193	0	2.281	9.982
64.644	0	0	0
310.635	258.897	205.857	160.185
0.44	0.63	0.75	0.54
0	0	0	0.01
0.04	0	0	0.11
0.01	0	0	0.02
0.09	0	0	0
0.43	0.37	0.25	0.32
0.497	0.759	2.123	0.769
1	1	0	1
0	1	0	1
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
0	0	0	0
21	25	31	8

**Tabela 1:** Lagoas: AC= Águas Claras; AL= Almécega; AM= Amarela; ANI=Aníbal; BA= Barra; CA= Carioca; CE= Central; DH= Dom Helvécio; FE= Ferrugem; FN= Ferruginha; GA= Gambá; GN= Gambazinho; JÁ= Jacaré; PA= Palmerinha; PI= Pimenta; PT= Patos; VE= Verde; Kd= O coeficiente de atenuação difusa da radiação visível. Agri.= porcentagem de mata ripária convertida em Agricultura; Silvi.= porcentagem de mata ripária convertida em Silvicultura; UrbCid.= porcentagem de mata ripária convertida em área urbana; ExPast.= porcentagem de mata ripária convertida em Solo Exposto; ExPast= área de mata ripária convertida em solo exposto; Nat= área de mata ripária nativa; EstTa= presença de Tamboatá; EstBa= presença de Bagre Africano; EstTu=presença de Tucunaré; EstPi= presença de Piranha; EstDino = estrutura populacional de Dinophyceae; EstConj= estrutura populacional de Conjugatophyceae; EstCyan=Estrutura populacional de Cyanobacteria; EstCryp=Estrutura populacional de Cryptofíceae; BiovEugl= Biovolume de Euglenophyceae; BiovCryp=Biovolume de Cryptofíceae; Temp20=Temperatura média do ar 20 dias antes da coleta; Mês=correspondente ao mês de agosto ou fevereiro; Kd=porcentagem de refração da luz; x.macrof= porcentagem de macrófitas.

Nas lagoas externas, embora a mata nativa também tenha sido predominante na maioria das lagoas, não foi o único tipo de uso identificado, entretanto a lagoa Pimenta foi a exceção por não apresentar nenhum sinal de modificação dentro do raio analisado. Todas as lagoas externas tiveram a silvicultura como o segundo tipo de uso de solo mais frequente, depois da mata nativa, e apenas para a lagoa Águas Claras essa proporção entre mata nativa e silvicultura foi invertida. Ferruginha foi a segunda lagoa com maior porcentagem de uso voltado para a silvicultura e em terceiro a lagoa Jacaré. A categoria de áreas com solo exposto e pastagens ficou em terceiro lugar nos tipos de uso, estando presente em sete das dez lagoas externas, porém não foi predominante em nenhuma das lagoas. Em quarto lugar a substituição de matas nativas se deu pelo processo de Urbanização, presente apenas na lagoa Verde. A substituição da mata nativa pela agricultura foi registrada nas lagoas Águas Claras, Barra e Palmeirinha. As lagoas Jacaré e Barra apresentaram grande parte das áreas ao redor ocupadas por silvicultura e muitas áreas de solo exposto.

O coeficiente de atenuação difusa da radiação visível (Kd) apresentou valores elevados durante o período de seca, na maioria das lagoas, as lagoas Amarela e Central se destacaram pelos maiores valores (2,993 e 2,698, respectivamente) e a lagoa Águas Claras com menor valor (0,396). Isto indica que provavelmente Águas Claras é a lagoa onde o alcance da luz na coluna d'água foi maior. Para o período chuvoso, o Kd também foi mais elevado para as lagoas Amarela (2,237) e lagoa Pimenta (2,123), sendo os menores valores obtidos para as lagoas Verde e Águas Claras (ambas com 0,497).

Com relação à porcentagem de macrófitas no ambiente, apenas a lagoa Amarela apresentou 100% de sua superfície coberta por elas. A lagoa Pimenta ficou em segundo lugar, apresentando 31% de cobertura, enquanto as lagoas Patos e Central apresentaram ¼ de sua superfície coberta por macrófitas e as Barra e Verde com 20 e 21%, respectivamente. Cinco lagoas não apresentaram nenhuma cobertura de macrófitas: Almécega, Carioca, Gambazinho, Ferrugem e Ferruginha.

As algas das classes Trebouxiophyceae e Cryptoficeae (Tabela 1), e as Cyanobacterias, foram identificadas em todas as lagoas. O maior biovolume das algas Trebouxiophyceae foi registrado na Lagoa Águas Claras no período de seca ( $0,829\mu\text{m}^3$ ), e o menor na lagoa Verde ( $0,003\mu\text{m}^3$ ). Cyanobacteria tiveram seu maior biovolume registrado na lagoa Ferrugem no período de chuva ( $1,374\mu\text{m}^3$ ) e os menores na lagoa Amarela, tanto na chuva quanto na seca ( $0,001\mu\text{m}^3$ ). Cryptoficeae, por sua vez, teve seu maior biovolume na lagoa Gambazinho ( $0,418\mu\text{m}^3$ ) no período de seca, e o menor na lagoa Carioca ( $0,02\mu\text{m}^3$ ) no

período de chuvas. Dinophyceae, Euglenophyceae e Conjugatophyceae não ocorreram em todas as lagoas e apresentaram maior biovolume na lagoa Pimenta no período de chuvas (0,277; 0,498 e 3,428  $\mu\text{m}^3$  respectivamente).

A relação entre abundância e biovolume variou entre as espécies e foi significativa apenas para seis taxa/estágios: para copepodito de Cyclopoida (relação negativa); para Cladocera, *Diaphanosoma birgei* (relação positiva) e *Bosmina tubicen* (relação negativa); entre os rotíferos, *Brachionus mirus* (relação positiva), *Conochilus* spp (relação positiva). e *Trichocerca pusilla* (relação negativa) (tabela 2 e 3).

Segundo a análise de modelos de regressão para densidade, as variáveis ambientais que apareceram com maior frequência entre as espécies foram: a porcentagem de macrófitas presentes nas lagoas, o coeficiente de atenuação difusa da radiação visível (kd), a presença de peixes exóticos, mais especificamente, Tucunaré, Bagre Africano e Tamboatá, e a densidade de algas Conjugatophyceae e Dinophyceae, além de Cyanobacteria. A partir do cálculo destes modelos, foram obtidas as seguintes médias de  $R^2$  para cada grupo: 30,6% para Cladocera, 20,5% para Rotifera e 16,1% para Copepoda.

Para o biovolume as variáveis mais importantes foram porcentagem de macrófitas e a presença de peixes exóticos, mais especificamente, Tucunaré e Tamboatá. Além destas variáveis, a temperatura média 20 dias antes da coleta, a densidade populacional de Trebouxiophyceae e a porcentagem de Silvicultura no entorno da lagoa também foram influentes na determinação do biovolume. As médias de  $R^2$  obtidas dos modelos foram 28,6% para Cladocera, 18,8% para Rotifera e 10,7% para Copepoda. Para ambas variáveis resposta (i.e., densidade e biovolume) a espécie *Bosminopsis deitersi* não apresentou correlação significativa com nenhuma das variáveis bióticas ou abióticas avaliadas. *Hexarthra intermedia*, por sua vez, apresentou correlação com algumas variáveis, entretanto, nenhuma variável selecionada entre as mais recorrentes.

Embora densidade e biovolume tenham apresentado variáveis ambientais em comum nos modelos de regressão, as espécies relacionadas a elas não foram as mesmas. A densidade de *Ceriodaphnia silvestrii* e *Daphnia laevis*, e o biovolume de Copepodito de Calanoida, estiveram positivamente correlacionada com a porcentagem de macrófitas. Rotíferos não apresentaram um padrão de resposta a essa variável. O biovolume de nauplios e de copepoditos de Cyclopoida foi negativamente correlacionado com o peixe exótico Tucunaré, já para densidade de *Thermocyclops minutus* a presença deste peixe foi positivamente correlacionado e para copepodito de Calanoida foi negativamente relacionado. O biovolume



de *Ceriodaphnia cornuta* e a densidade de *Daphnia laevis* também foram positivamente correlacionados com a presença de Tucunaré. Nenhuma correlação foi observada para as espécies de rotíferos (Tabela 2 e 3). O biovolume de cladóceros das espécies *Bosmina tubicen* e *Daphnia laevis* foi negativamente relacionada à presença da espécie Tamboatá, e positivamente para o biovolume de rotíferos das espécies *Ptygura libera*, *Keratella americana* e *Trichocerca pusilla* (Tabela 3). A densidade de *Brachionus mirus* e do copepodito de cyclopoida e *Thermocyclops minutus* também foi correlacionada positivamente com a presença dessa espécie (Tabela 2).

Para todas as espécies que apresentaram correlação entre biovolume e sazonalidade, o biovolume tendeu a ser maior em agosto, período de mistura, onde a oferta de alimentos é maior.

Espécies	Agri.	Silvi.	UrbCid.	ExPast.	ExPast	Nat	EstTa	EstBa	EstTu	EstPi	EstDino	EstConj	EstCyan	EstCryp	BiovEugl	BiovCryp	Mês	Temp20	Kd	x.macrof
Copcal									-											
Copcyc							+													
Naupli						-														
Themini	+	+					+		+	+										
Bosdei			+																	
Bostub																	A	A		
Cercor								+												
Cersil																				+
Daplae									+		+	+	-		+					+
Diabir				+												-				-
Brafal																				
Bramir							+				-		+	+						
Collsp																				
Conspp								+												
Hexint																				
Kerame					+															
Ptylib																				-
Tripus											-	-								-

**Tabela 2:** Sinal da relação significância entre a densidade de cada uma das espécies e cada uma das variáveis ambientais testadas. Para Temp20 e Mês a letra "A" indica que o mês de Agosto apresentou os maiores valores. Agri.= porcentagem de mata ripária convertida em Agricultura; Silvi.= porcentagem de mata ripária convertida em Silvicultura; UrbCid.= porcentagem de mata ripária convertida em área urbana; ExPast.= porcentagem de mata ripária convertida em Solo Exposto; ExPast= área de mata ripária convertida em solo exposto; Nat= área de mata ripária nativa; EstTa= presença de Tamboatá; EstBa= presença de Bagre Africano; EstTu=presença de Tucunaré; EstPi= presença de Piranha; EstDino

= estrutura populacional de Dinophyceae; EstConj= estrutura populacional de Conjugatophyceae; EstCyan=Estrutura populacional de Cyanobacteria; EstCryp=Estrutura populacional de Cryptofíceae; BiovEugl= Biovolume de Euglenophyceae; BiovCryp=Biovolume de Cryptofíceae; Temp20=Temperatura média do ar 20 dias antes da coleta; Mês=correspondente ao mês de agosto ou fevereiro; Kd= coeficiente de atenuação difusa da radiação visível; x.macrof= porcentagem de macrófitas.

<b>Espécies</b>	Abund	Agri.	Agri	Silvi.	Nat.	ExPast.	Lagoa.	Lagoa	Area	Area.Bac	EstTu	EstTi	EstPi	EstAp	EstTa	EstBa	EstCryp	EstEugl	EstConj	EstCyan	EstTreb	EstDino	BiovCryp	BiovEugl	BiovCyan	BiovTreb	BiovDino	Mês	Temp20	Kd	x.macrof			
Copcal			+	+			-			+				-									+									+		
Copeyc											-	+										-		+				A	A					
Naupli											-						+	+				-						A	A					
Themín						-		-													-							A	A					
Bosdei																																		
Bostub	-			+		+									-		-				-	-	-											
Cercor			-								+	-	+					+		-	-	+										+		
Cersil								+	+							+								+			A	A				-		
Daplae		+												-	-																			
Diabir				+	+		+		+					+																				
Brafal									-	-	-											-											-	
Bramir			+	+	-		+		-													+												
Collsp																	+		-								-	A	A					
Conspp	-			-							+	-	+					+				-											+	
Hexint								-																										
Kerame											+	-			+								-	+										+
Ptylib								+							+	+							-			+								+
Tripus											-				+	+				+								A	A	+			-	

**Tabela 3:** Sinal da relação significância entre biovolume de cada uma das espécies e cada uma das variáveis ambientais testadas. Para Temp20 e Mês a letra "A" indica que o mês de Agosto apresentou os maiores valores. Abund = Abundância; Agri.= porcentagem de mata ripária convertida em Agricultura; Agri.= área de mata ripária convertida em Agricultura; Silvi.= porcentagem de mata ripária convertida em Silvicultura; Nat.= porcentagem de mata ripária nativa; ExPast.= porcentagem de mata ripária convertida em Solo Exposto; Lagoa.= área de lagoa abrangida pelo *buffer*; Lagoa.= porcentagem de lagoa abrangida pelo *buffer*; Area=área da Bacia; Area.Bac= log da área da Bacia; EstTu=presença de Tucunaré; EstTi= presença de Tilápia; EstPi= presença de Piranha; EstAp=presença de Apaiari; EstTa= presença de Tamboatá; EstBa= presença de Bagre Africano; EstCryp=Estrutura populacional de Cryptoficeae; EstEugl= estrutura populacional de Euglenophyceae; EstConj= estrutura populacional de Conjugatophyceae; EstCyan=Estrutura populacional de Cyanobacteria; EstTreb=Estrutura populacional de Trebouxiophyceae; EstDino = estrutura populacional de Dinophyceae; BiovCryp=Biovolume de Cryptoficeae; BiovEugl= Biovolume de Euglenophyceae; BiovCyan=Biovolume de Cyanobacteria; BiovTreb=Biovolume de Trebouxiophyceae; BiovDino=Biovolume de

Dinophyceae; Mês=correspondente ao mês de agosto ou fevereiro; Temp20=Temperatura média do ar 20 dias antes da coleta; Kd=porcentagem de refração da luz; x.macrof= porcentagem de macrófitas.

## Discussão

Apesar da densidade e o biovolume de espécies zooplancônicas responderem à porcentagem de macrófitas e à introdução de espécies exóticas (i.e., tucunaré e tamboatá), não houve correspondência direta entre a espécie e o sinal desta relação (se negativo ou positivo) uma das possibilidades é o efeito indireto dessas relações ecológicas. Além disso, diversas variáveis importantes que afetaram a densidade (e.g. porcentagem de mata nativa convertida em áreas urbanas) não foram importantes para o biovolume, e vice-versa. Este resultado nos leva a concluir que o biovolume e a densidade responderam de formas distintas aos fatores ambientais para cada espécie, corroborando assim a nossa primeira hipótese. Essa variedade de respostas às variáveis também foi constatada por Guevara *et al.* (2009) trabalhando com zooplâncton em um reservatório do Rio Prado na Colômbia.

A segunda hipótese, que dizia que não haveria uma relação clara entre densidade e biovolume foi parcialmente corroborada, já que poucas espécies apresentaram relações significativas entre essas duas métricas, havendo pouca correspondência dentro do mesmo grupo zooplancônico. Este resultado também foi verificado por um estudo realizado por Bingelli e colaboradores (2011) num programa de monitoramento do lago Champlain, nos EUA, comparando as mesmas variáveis (densidade e biovolume) e usando Copepoda (*Leptodiptomus* spp.) e Cladocera (*Daphnia retrocurva* e *Diaphanosoma birgei*). Por outro lado, correlações entre densidade e tamanho corporal já foram demonstradas para o zooplâncton como resultado da predação por peixes visuais. A explicação do predomínio no ambiente, de indivíduos de menor tamanho corporal seria através da predação seletiva dos peixes visuais sobre indivíduos de maior tamanho corporal. Essa redução da abundância dos indivíduos da comunidade zooplancônica de maior tamanho corporal reduz a disputa por recursos e promove o crescimento populacional dos indivíduos menores (Bonecker *et al.* 2011).

Neste estudo, oito das onze espécies que apresentaram diferenças significativas no biovolume entre os períodos sazonais, apresentaram as maiores medidas de biovolume no período de seca. Estas espécies foram: *Brachionus mirus*, *Collotheca* sp., *Keratella americana*, *Trichocerca pusilla*, *Ceriodaphnia silvestrii*, copepodito de Cyclopoida, nauplius e *Thermocyclops minutus*. As espécies que tiveram maiores biovolumes na chuva foram *Brachionus falcatus*, *Conochilus* spp. e copepodito de Calanoida. Durante o período de seca ocorre a desestratificação térmica nestas lagoas analisadas que permite a mistura das camadas

e a ressuspensão de material do hipolímnio, como matéria orgânica, nutrientes e bactérias que servem de alimento para o zooplâncton detritívoro. Resultados semelhantes também foram obtidos por Brito & Maia-Barbosa (2009), trabalhando com *Thermocyclops minutus* em duas lagoas do PERD, e por Guevara et al. (2009) que também trabalhou com este gênero, onde os maiores registros de biomassa para as espécies analisadas foram obtidos no período de seca (agosto). Esses ambientes estudados apesar de pertencerem à região tropical, apresentam diferenças como: a origem desses ambientes, naturais, como as lagoas do PERD, ou construídos, como o reservatório do Prado, e uma diferença latitudinal de aproximadamente 15°. Embora existam essas diferenças entre esses estudos, ambos avaliaram alguns gêneros em comum (*Thermocyclops*, *Diaphanosoma*, *Daphnia* e *Bosmina*) incluindo algumas espécies em comum (*Brachionus falcatus*, *Keratella americana*, *Ceriodaphnia cornuta*) (Guevara et al. 2009), porém somente para *Thermocyclops* os resultados foram semelhantes. Para densidade analisada em nossos estudos, apenas *Bosmina tubicen* apresentou uma associação significativa com maiores valores na seca. Entretanto Brandão et al. (2012) verificou maior densidade de *Daphnia laevis* no período de seca e também atribuiu este resultado ao enriquecimento da coluna d'água devido à mistura, favorecendo o crescimento das populações zooplânctônicas, e que não foi favorecido em nossos estudos. Entretanto foi possível estimar que o biovolume talvez possua uma sazonalidade mais bem definida que a densidade para este caso, em contrapartida um estudo realizado com Cyanophyceae descreve que biovolume e densidade sincronizaram seus picos (Train et al. 2000). Recomenda-se que estudos futuros de monitoramento meçam não somente a densidade das espécies, mas também o seu biovolume.

O maior biovolume de cladóceros, principalmente, esteve associado à presença de maiores porcentagens de cobertura por macrófitas. Considerando as espécies zooplânctônicas, alguns cladóceros, apresentam tamanho corporal maior, sendo alvos preferenciais de predadores planctívoros que se orientam visualmente, ou através da percepção de estímulos criados na água (Giguère & Dill, 1979). Em ambientes onde há a presença de macrófitas, a visibilidade e sensibilidade dos predadores diminuem, reduzindo a taxa predação e permitindo que espécies desse grupo de cladóceros de maior tamanho apresentem elevadas densidades, ao mesmo tempo que as macrófitas fornecem abundância de recursos alimentares, permitindo que atinjam maiores biovolumes (Iglesias et al. 2011; Peretyatko et al., 2009; Zeng et al. 2017). Segundo Choi et al. (2014) há uma relação positiva entre a biomassa das espécies de

macrófitas e a diversidade da comunidade zooplanctônica, já que as macrófitas promovem uma maior heterogeneidade ambiental, com maior presença de refúgios.

Há vantagens e desvantagens em ter um maior tamanho corporal na comunidade zooplanctônica. A hipótese tamanho-eficiência de Brooks & Dodson (1965) sugere que o tamanho do organismo estaria associado ao seu sucesso no ambiente. Isto por que indivíduos de maior tamanho, são mais eficientes na ingestão de alimentos, resultando em uma maior capacidade competitiva e um maior potencial de excluir espécies de menor tamanho corporal. Porém no ambiente aquático, na presença de predadores visuais vertebrados, os indivíduos de maior tamanho corporal seriam selecionados preferencialmente, e assim, na comunidade poderiam predominar os indivíduos de menor tamanho. Por outro lado, essa redução do tamanho corporal pode potencializar a predação por predadores invertebrados, como larvas de insetos (Moore & Folt, 1993).

Deste modo, alterações no biovolume são reflexos de processos tróficos que ocorrem na teia alimentar, mas também podem alterar a pressão de seleção do ambiente (Schmidt et al. 2006). Em ambientes onde o espectro de tamanho é reduzido, podem ocorrer alterações em diferentes níveis na cadeia, afetando, diretamente pequenos peixes planctívoros reduzindo sua capacidade de forrageamento, já que muitos são visualmente orientados (Moore & Folt 1993, Williamson et al. 2011). Estas mudanças podem expandir em cascata pela teia trófica, alterando inclusive a penetração da luz em ambientes aquáticos, já que afetará o consumo dos organismos fotossintetizantes. Isso pode proporcionar um *bloom* populacional desses produtores primários, reduzindo a penetração de luz e absorção de calor nestes locais (Moore & Folt 1993; Steiner, 2004; Ghaoudani et al. 2006). Schmidt e colaboradores (2006) destacam ainda que grandes dimensões corporais em relação aos organismos planctônicos estariam ligadas com o crescimento rápido ao invés de crescimento de longa duração.

O estudo de Pinto-Coelho et al. (2008), propôs que a introdução de espécies exóticas de peixes nas lagoas do parque do Rio Doce afetou toda a estrutura da teia trófica, modificando tanto a composição quanto a densidade do fito e zooplâncton. Isto ficou evidente no nosso estudo através dos modelos, onde duas espécies de peixes se destacaram tanto para densidade quanto para biovolume. Essas espécies foram introduzidas por volta dos anos 60 à 80 (Pompeu & Godinho, 2001; Pinto-Coelho et al. 2008). O Tamboatá (*Hoplosternum littorale*) apresenta um amplo espectro alimentar, ingerindo peixes e larvas de díptera (Meschiatti, 1995) representando um distúrbio em potencial para cladóceros neste estudo, pois na presença de *H. littorale* os impactos em especial são sentidos no decréscimo do biovolume

de *Bosmina tubicen* e *Daphnia laevis*. O Tamboatá pode estar se alimentando de cladóceros, interferindo diretamente neste grupo, ou afetando de forma indireta através da eliminação dos peixes planctívoros, levando a liberação do mesopredador, no caso, as larvas de *Chaoborus* spp., que se alimentam dos microcrustáceos e rotíferos (Brito & Maia-Barbosa, 2009).

Este mesmo fenômeno que afeta a cadeia alimentar com a presença de Tamboatá, também ocorre na presença de Tucunaré (*Cichla kelberi*). Este, apesar de ser uma espécie piscívora e voraz (Santos *et al.* 2001), apresentou uma correlação positiva com o aumento do biovolume de Cladóceros da espécie *Ceriodaphnia cornuta* e com a densidade de *Daphnia laevis*. Além disso, o biovolume de formas jovens de copépodos (Nauplius e Copepoditos) se associou negativamente à presença de Tucunaré, entretanto, a densidade dos adultos de *Thermocyclops minutus* foi positivamente associada à este peixe. Essa resposta das espécies de cladoceros à presença de Tucunaré não era a esperada, e é oposta às respostas encontradas na literatura (Pinto-Coelho *et al.* 2008; Brandão *et al.* 2012). Vale destacar a importância dessa correlação encontrada, entre a associação da introdução dessa espécie não-nativa de peixe com os copépodos, pois no zooplâncton, os copépodos tem um amplo espectro variando de herbívoros, carnívoros a detritívoros, representando um importante papel nas teias alimentares e de seus processos energéticos correlacionados (Reid & Pinto-Coelho, 1994; Bonecker *et al.* 2001). Sendo esta mais uma problemática da introdução de espécies exóticas por serem os copépodos um grupo que domina em abundância nos ambientes aquáticos, inclusive nas lagoas estudadas (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Sendacz, 1984; Lopes *et al.* 1997 in Bonecker 2001). Embora as associações, negativas ou positivas, da presença de Tucunaré e Tamboatá e o zooplâncton sejam significativas, não está claro se essa ação se dá de forma direta ou indireta. Deste modo é necessário, para complementação dos estudos, e elaboração de hipóteses a partir destes resultados, avaliando também a densidade dessas espécies não-nativas.

Por meio dos resultados dos coeficientes de determinação médios ( $R^2$ ), fica explícito que Cladóceros são os organismos mais sensíveis e vulneráveis a mudanças no ambiente, respondendo não somente em níveis de proporções biovolumétricas, quanto em tamanho populacional (i.e., densidade). Algumas espécies dos gêneros *Ceriodaphnia* e *Daphnia* são amplamente utilizados em testes de toxicidade devido à sua sensibilidade ambiental (Viganò *et al.* 1996; Botelho *et al.* 2012). E embora o zooplâncton seja dominado por protistas em abundância, a dominância no quesito biomassa provém dos microcrustáceos (Wallace &



Smith, 2010). Sendo assim, este estudo reforça a importância destas espécies em estudos de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos.

Muito embora muitos modelos de regressão tenham sido significativos, é necessário ressaltar a possibilidade de relações espúreas, que não estejam necessariamente ligadas a um processo ecológico real. A seleção dos cinco melhores modelos é uma forma de reduzir os casos ligados apenas ao acaso. Por isso, é importante salientar que este é um estudo exploratório.

## REFERÊNCIAS

Allan, J. 1976. Life History Patterns in Zooplankton. *The American Naturalist*, 110(971), 165-180. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2459885>

Arneberg, P.; Skorping, A.; Read, A. F. 1998. Parasite abundance, body size, life histories, and the energetic equivalence rule. *American Naturalist*, v. 151, n. 6, p. 497- 513.

Barbault, R. 1995. Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape and Urban Planning* 31:89-98. [http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046\(94\)01038-A](http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046(94)01038-A)

Barbosa, F.A.R. & Padišák, J. 2002. The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 28, p. 1385-1395.

Barbosa, F. A., Maia-Barbosa, P. M., Pujoni, D. G., & Oporto, L. T. 2014. The missing piece in the conservation puzzle: cohesion among environmental, economic and social dimensions. In *The Global Water System in the Anthropocene* (pp. 215-227). Springer International Publishing.

Barnett, A.J.; Finlay, K. & Beisner, B.E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology* 52, 796–813.

Barros, C.F.A. 2010. Diversidade e ecologia do fitoplâncton em 18 lagoas naturais do médio Rio Doce. Tese apresentada ao Curso de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Binggeli, C. ; Waring, A.; Mihuc, T. 2011. *Scientia Discipulorum*. Plattsburgh State University of New York, NY. Volume 5.

Bonecker, C.C.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M.; Rossa, D.C. 2001. The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. *Hydrobiologia*. Pp 375–384.

Bonecker, C.C.; Azevedo, F.; Simões, Ressayé, N. 2011. Zooplankton body-size structure and biomass in tropical floodplain lakes: relationship with planktivorous fishes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(3), 217-228. <https://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000005>

Botelho, R.G.; Tornisielo, V.L.; Olinda, R.A. , Maranhão, L.A. ; Machado-Neto, L. (2012) Acute toxicity of sugarcane vinasse to aquatic organisms before and after pH adjustment, *Toxicological; Environmental Chemistry*, 94:10, 2035-2045.

- Bratbak, G. 1985. Bacterial biovolume and biomass estimations. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49: 1488-1493.
- Brandão, L.P.M.; Fajardo, T.; Eskinazi-Sant'Anna, E.; Brito, S.; Maia-Barbosa, P. 2012. Fluctuations of the population of *Daphnia laevis* Birge 1878: a six-year study in a tropical lake. *Brazilian Journal of Biology*, v. 72, no. 3, p. 479-487.
- Brito, S.L.; Maia-Barbosa, P.M. 2009. Differences in body size of *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934) in two tropical lakes. *Biological Limnology*.
- Brooks, J. L.; S. I. Dodson . 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science*. 150: 28–35.
- Calow, P. (ed.). 1987. *Evolutionary Physiological Ecology*. Cambridge University Press
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. *Biota Neotropica*. vol.9 no.3 Campinas jul./set.
- Crispim, M.C. & Watanabe, T. 2000. Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do Rio São Francisco. *Acta Limnológica*. 12:93-103.
- Choi, J.Y.; Jeong, K.S.; Kim, S.K.; La, G.H.; Chang, K.H.; Joo, G.J. 2014. Role of macrophytes as microhabitats for zooplankton community in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Ecological Informatics* V. 24, P. 177-185
- Cyr, H.; Peters, R.H.; Downing, J.A. 1997. Population Density and Community Size Structure: Comparison of Aquatic and Terrestrial Systems. *Oikos*, V. 80, N. 1, pp. 139-149
- Dantas-Silva, L.T.; Dantas, E.W. 2013. Zooplâncton (rotifera, cladocera e copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*. 17(2): 53-58, <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.06>
- Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655.
- Dussart, B.H. 1965. Les different categories de plancton. *Hydrobiologia*, 26: 72-74.
- Esri. 2013. *ArcGis Desktop - 10.22 version*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute. Retrieved from <http://www.esri.com/software/arcgis/arcgis-for-desktop>.
- Elton, C.S. 1927. *Animal Ecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Fragoso-Moura, E. N.; Oporto, L. T.; Maia-Barbosa, P. M.; Barbosa, F. A. R. 2016. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Braz. J. Biol.*, V.76, n. 1, pp. 18-27
- Freitas, C., Barros, D. A., Morena, A., Antônio, F., & Barbosa, R. 2013. Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce lake system of southeastern Brazil, 27(2), 327–346.
- García-Chicote, J.; Armengol, X.; Rojo, C. 2018. Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologia*. V.69, Pp. 46-54.

Giguère, L. A.; Dill, L. M. 1979. The predatory response of Chaoborus larvae to acoustic stimuli, and the acoustic characteristics of their prey. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 50, 113–123.

Ghadouani, A.; Pinel-Alloul, B.; Prepas, E.E. Could increased cyanobacterial biomass following forest harvesting cause a reduction in zooplankton body size structure? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63:2308-2317, doi: <https://doi.org/10.1139/f06-117>

Guevara, G.; Lozano, P.; Reinoso, G.; Villa, F. 2009. Horizontal and seasonal patterns of tropical zooplankton from the eutrophic Prado Reservoir (Colombia). *Science direct. Limnologia* 39, p. 128–139.

Hardy, E.R.; Castro, J.G.D. 2000. Qualidade nutricional de três espécies de clorofícias cultivadas em laboratório. *Acta Amazonica* 30 (1) 39-47.

Hart, R.C.; Bychek, E.A. 2011. Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. (2011) *Hydrobiologia* 668:61–108 DOI 10.1007/s10750-010-0400-y

Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M.; Lacerot, G.; Clemente, J.M.; Scasso, F.; Kruk, C.; Goyenola, G.; García-Alonso, J.; Amsinck, S.L.; Paggi, J.C.; Paggi, S.J.; Jeppesen, E. 2011. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*. 667: 133. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0645-0>

INPE. 2015. *Imagens Landsat*. Retrieved July 15, from [www.dgi.inpe.br/CDSR/](http://www.dgi.inpe.br/CDSR/).

Latini, A. O.; Lima-junior, D. P.; Giacomini, H. C.; Latini, R. O.; Resende, D. C.; Helder, M. V. 2004. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities, 5(2), 135–142.

Latini. 2005. Inventário rápido e identificação de fatores que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

Laureto, L.M.O.; Cianciaruso, M.V.; Samia, D.S.M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. 2015. *Natureza & Conservação*, 13(2015)112–116.

Litchman, E.; Ohman, M.D. & Kiørboe, T. *Journal Plankton Research*. 2013 35(3): 473–484. March 26, 2013.

Lopes, R. M., F. A. Lansac-Tôha, R. Vale & M. Serafim Jr., 1997. Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. In Agostinho A. A. & L. C. Gomes (eds.), *Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas para o Manejo*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR: 39–60.

Maia-Barbosa, P.M.; Barbosa, L.G.; Brito, S.L.; Garcia, F.; Barros, C.F.A.; Souza, M.B.G.; Mello, N.; Guimarães, A.S; Barbosa, F.A.R. 2010. Limnological changes in Dom Helvécio Lake (South-East Brazil): natural and anthropogenic causes. *Braz. J. Biol.*, 2010, vol. 70, no. 3 (suppl.), p. 795-802.

Maia-Barbosa, P. M.; Menendez, R. M.; Pujoni, D. G. F.; Brito, S. L.; Aoki, A. & Barbosa, F. A. R. 2014. Checklist of Zooplankton from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais,

Maillard P, Pivari PO, Pires-Luiz CH (2012) Remote Sensing for Mapping and Monitoring Wetlands and Small Lakes in Southeast Brazil. In: Chemin Y (ed) Remote Sensing of Planet Earth. pp 23–46

Marie, E.; Grenouillet, G.; Brosse, S. & Villéger, S. 2015. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 728–740

Matsumura-Tundisi, T.; J. G. Tundisi, 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. *Oecologia* 25: 265–270.

Medina, G.F.; Vieira, M.V. Conectividade Funcional e a Importância da Interação organismo-paisagem. *Oecologia bras.*, 11 (4): 493-502, 200

Meschiatti, A.J. 1995. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*. V. 7, 115-137.

Miranda, F.S.; Ricardo Motta Pinto-Coelho, R.M.; Gonzaga, A.V. 2013. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. *Revista Brasileira de Zoociências* 15 (1, 2, 3): 69-90.

Moore, M.; Felt, C. 1993. Zooplankton body size and community structure: effects of thermal and toxicant stress. *TREE* vol. 8, no. 5.

Nevalainen, L.; Luoto, T. P. 2017. Relationship between cladoceran (Crustacea) functional diversity and lake trophic gradients. *Functional Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12737>

Passy, S.I. 2008. Species size and distribution jointly and differentially determine diatom densities in U.S. streams. *Ecology*.

Paes, T. A. S. V.; Rietzler, A. C.; Maia-Barbosa, P. M. 2016. Methods for selection of *Daphnia* resting eggs: the influence of manual decapsulation and sodium hypochlorite solution on hatching rates. *Braz. J. Biol.* Oct-Dec;76(4):1058-1063.

Paula, G.A.R. 2013. Perspectiva Histórica e estudo de conceitos em Ecologia Funcional. *Oecologia Australis*. 17(3): 331-346.

Peixoto, R.S.; Brandão, L.P.M.; Valadares, C.F.; Barbosa, P.M.M. 2010. Occurrence of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) and *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 in lakes of the Middle River Doce, MG, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 3, pp. 356-360.

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

Perez-Ruzafa, A; Gilabert, J; Gutiérrez, J.M.; Fernández, A.I.; Marcos, C.; Sabah, S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. In: Orive E., Elliott M., de Jonge V.N. (eds) *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters. Developments in Hydrobiology*, vol 164. Springer, Dordrecht

Pinto-Coelho, R.M.; Bezerra-Neto, J.F.; Miranda, F.; Mota, T.G.; Resck, R.; Santos, A.M.; Maia-Barbosa, P.M.; Mello, N.A.S.T.; Marques, M.M.; Campos, M.O.; Barbosa, F.A.R. 2008. The inverted

trophic cascade in tropical plankton communities: Impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology.*, 68(4): 1025-1037.

Pivari, M. O.; Oliveira, V.B.; Costa, F. M.; Ferreira, R.M.; Salino, A. 2011. Macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 62(4), 759-770.

Podgaiski, L.R.; Mendonça, M.S.; Pillar, V.P. 2011. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que? Como e por quê? *Oecologia Australis*.

Pompeu, P. S. & A. L. Godinho. 2001. Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio doce devido à introdução de peixes piscívoros. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(4): 1219-1225.

Peretyatko, A., S. Teissier, S. De Backer, and L. Triest. 2009. Restoration potential of biomanipulation for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia* 634:125–135.

Pujoni, D.G.F.; Barbosa, P.M.M.; 2010. A Comunidade Zooplânctônica da região limnética de dezoito lagoas do Médio Rio Doce e as implicações para a conservação ambiental: Um Olhar Macroecológico. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Pujoni, D.G.F.; Barbosa, P.M.M.; Júnior, C.R.F.; Nes, E. V. 2015. Padrões Espaço-Temporais da comunidade planctônica do complexo lacustre do Médio Rio Doce. Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

RAMSAR. (2010) The RAMSAR List of Wetlands of International Importance. Electronic Database accessible at [http://www.ramsar.org/pdf/sitelist\\_order.pdf](http://www.ramsar.org/pdf/sitelist_order.pdf).

Rautio, M., & Tartarotti, B. (2010). UV radiation and freshwater zooplankton: damage, protection and recovery. *Freshwater reviews : a journal of the Freshwater Biological Association*, 3(2), 105-131.

Reid, J. W. & R. M. Pinto-Coelho, 1994. Planktonic Copepoda of Furnas reservoir: initial survey of species (1993) and review of literature. In Pinto-Coelho, R. M., A. Giani & E. Sperling (eds), *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies*. Sociedade Editora e Gráfica de Ação Comunitária, Belo Horizonte, MG: 93–114.

Rossa, D. C.; Bonecker C.C.; Fulone, L.J. 2007. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: revisão de métodos e fatores influentes. *Interciencia*; Caracas 32.4 : 220-226.

Ruttner-Kolisko, A. (1977) Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 8, 71-76.

Santos, L.N.; Santos, A.; Araújo, F.G. 2001. Dieta do tucunaré-amarelo *Cichla monoculus* (Bloch & Schneider) (Osteichthyes, Cichlidae), no Reservatório de Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*.

Schleuter, D.; Daufresne, M.; Massol, F. & Argillier, C. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs*, Ecological Society of America, 80 (3), pp.469 - 484. <10.1890/08-2225.1>. <hal-00555344>

- Schmidt, D.N.; Lazarus, D.; Young, J.R.; Kucera, M. 2006. Biogeography and evolution of body size in marine plankton. *Science Direct. Earth-Science Reviews* 78 (2006) 239–266
- Sendacz, S., 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir, São Paulo. *Hydrobiologia* 113: 121–127.
- Silva, F.M.F.; Carvalho, M.A. & Ribeiro, S.P. 2015. Caracterização da matéria orgânica particulada dos últimos 10 mil anos a partir de um testemunho do Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil: Implicações Paleoambientais. *Rev. bras. paleontol.* 18(1):161-170.
- Steiner, C.F. 2004. Daphnia dominance and zooplankton community structure in fishless ponds. *J. Plankton Res.* 26(7): 799–810.
- Tilman, D.; Reich, P.B.; Knops, J. ; Wedin, D.; Mielke, T.; Lehman, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294, 843-845.
- Train, S.; de Oliveira, M.D.; Quevedo, M.T. 2000. Dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica de um canal lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum* 22(2):389-395, 2000.
- Tundisi, J. G.; Yatsuka, S. (Ed.). *Limnological studies on the Rio Doce valley lakes, Brazil*. São Carlos: Brazilian Academy of Sciences: University of S.Paulo School of Engineering at S. Carlos: Center for Water Resources and Applied Ecology, 1997. 528 p.
- Veríssimo, H.; Patrício, J.; Gonçalves, É; Moura, G.C. Barbosa J.E.L., Gonçalves A.M.M. .2017. Functional diversity of zooplankton communities in two tropical estuaries (NE Brazil) with different degrees of human-induced disturbance. 129:46-56.
- Viganò, L.; Bassi, A.; Garino, A. 1996. Toxicity Evaluation of Waters from a Tributary of the River Po Using the 7-Day Ceriodaphnia dubia Test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V. 35. Pp 199-208.
- Wallace, R.L.; Smith, H.A. 2010. Zooplankton Rotifera. *Plankton of Inland Waters*. Gene E. Likens (eds). Academic Press, 20 de mai de 2010 pg 183- 412 páginas.
- White, E.P.; Ernest, S.K.M.; Kerkhoff, A.J.; Enquist, B.J. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. V.22, Issue 6, June 2007, Pages 323-330
- Williamson, C.E.; Fischer, J.M.; Bollens, S.M.; Overholt, E.P.; Breckenridge, J.K. 2011. Toward a more comprehensive theory of zooplankton diel vertical migration: Integrating ultraviolet radiation and water transparency into the biotic paradigm. *Limnol. Oceanogr.*, 56(5), 2011, 1603–1623
- Yirga, E; Brook, L. 2018. Zooplankton communities as an indicator of ecosystem productivity in Lake Tinishu Abaya, Rift Valley, Ethiopia. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 2018; 6(3): 173-186
- Zeng, L.; He, F.; Dai, Z.; Xu, D.; Liu, B.; Zhou, Q.; Wu, Z. 2017. Effect of submerged macrophyte restoration on improving aquatic ecosystem in a subtropical, shallow lake. *Ecological Engineering*. V.106, Part A, P. 578-587.

## CAPÍTULO II

### **Comparação entre as respostas da diversidade funcional e taxonômica da comunidade zooplanctônica de lagos tropicais frente a variações espaço-temporais**

#### **Introdução**

Já é amplamente reconhecido que a comunidade planctônica responde rapidamente a distúrbios (Schmidt *et al.* 2006; Zhang *et al.* 2018). Apesar do termo “distúrbio” ser muito empregado na literatura, sua definição objetiva ainda permanece sob alvo de discussão (Floder & Sommer, 1999). Alguns autores assumem que distúrbio se refere à uma perturbação ambiental (Smith *et al.* 2016), ou ainda, um evento que causa lesões ou até mesmo a morte de indivíduos (Santillan *et al.* 2018). Segundo a hipótese do distúrbio intermediário, é esperado que em ambientes com certo grau de instabilidade exista uma maior diversidade de espécies se comparado a ambientes estáveis ou muito instáveis (Grime, 1973; Connell, 1978; Weithoff *et al.* 2001). Isto acontece porque em ambientes estáveis, as relações de competição, com posterior exclusão competitiva, ganham força. Em ambientes onde os distúrbios são muito fortes e frequentes, esta elevada instabilidade funciona como um fator seletor das espécies mais resistentes, reduzindo a diversidade local (Floder & Sommer, 1999; Weithoff *et al.* 2001).

Uma das maneiras utilizadas para mensurar a resposta das comunidades aos distúrbios é baseada em índices de diversidade e de similaridade (Lindenschmidt & Chorus, 1998; Weithoff *et al.* 2001). No caso dos índices de diversidade, várias dimensões podem ser mensuradas, como a taxonômica, considerando a riqueza de espécies, a filogenética, considerando o parentesco evolutivo entre as espécies, e a funcional, que pode ser definida como a variação na quantidade de traços das espécies, tendo como consequência as funções realizadas por essas espécies no meio (Cianciaruso *et al.* 2009). Para realizar estudos de diversidade funcional são utilizados atributos mensuráveis dos organismos, podendo se enquadrar entre os seguintes tipos: morfológicos, comportamentais, fisiológicos, medidos a nível individual e que influenciam no fitness dos organismos (Podgaiski *et al.* 2011; Barnett *et al.* 2007). Esses são baseados na história de vida dos organismos e que descrevem a relação

das espécies entre si e com o habitat em que estão inseridas (Barnett, 2007; Podgaiski *et al.* 2011; Vogt *et al.*, 2013).

As atuações das espécies no ambiente podem influenciar o funcionamento de um ecossistema, quanto mais formas de atuação funcionais distintas no ambiente, mais resistentes a fatores externos ele pode se tornar. Essa quantidade nas variações de resposta por parte dos organismos constitui a riqueza funcional de um ambiente, que possibilita uma maior resiliência deste aos distúrbios, sejam eles naturais ou não (Díaz & Cabido, 2001). Devido a isso, é necessário avaliar as comunidades para além da dimensão taxonômica, estudando também as suas funções e as respostas destas funções aos vários tipos de distúrbios. Em análise funcional deve-se verificar a possibilidade de existirem espécies redundantes na comunidade, ou seja, que exercem funções semelhantes. Nessas situações, caso uma destas espécies redundantes desapareça, os processos não serão impactados severamente devido à presença de taxa análogos funcionalmente (Duarte, 2000 *in* Paula, 2013). Dessa forma, o monitoramento das respostas funcionais das comunidades aos impactos antrópicos é de extrema importância, para que se possa inferir o quanto as extinções em uma comunidade podem impactar os processos ecológicos envolvidos (Cianciaruso *et al.* 2009), além de possibilitar o entendimento das relações predominantes como a competição e demais interações intra e interespecíficas.

Efeitos de distúrbios intermediários já foram descritos para a porção média do Rio Doce, no extenso conjunto de lagoas da região, onde as lagoas externas aos limites do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) apresentam riqueza maior de espécies zooplanctônicas, quando comparadas às lagoas internas ao PERD (Maia-Barbosa *et al.*, 2014). Este resultado foi justificado pelo fato das lagoas localizadas fora do parque estarem sujeitas a maiores distúrbios que as lagoas localizadas dentro da unidade. Entre estes distúrbios, podemos citar, a substituição da mata ripária natural pelo plantio de eucalipto, presença de tanques-rede e urbanização.

Dado este padrão ter sido verificado através de uma análise de diversidade taxonômica, o objetivo deste trabalho foi avaliar quais seriam as respostas da comunidade zooplanctônica dessas lagoas em termos de funcionalidade, ou seja, avaliar se a diversidade funcional responde de forma semelhante à diversidade taxonômica frente a variações no tempo e no espaço. Além disso, pretende-se avaliar se as lagoas localizadas fora do PERD também possuem uma diversidade funcional maior que as lagoas localizadas dentro do PERD. Nossa hipótese é de que a diversidade funcional não irá corresponder à tendência da



diversidade taxonômica das lagoas, ou seja, o padrão de resposta funcional não necessariamente será o mesmo que o apresentado pela diversidade taxonômica. Isso porque várias espécies distintas taxonomicamente podem exercer as mesmas funções, sendo, portanto, redundantes no ecossistema.

## Material e métodos

### *Área de estudo*

As amostras utilizadas neste estudo foram coletadas em 17 lagoas da região do médio Rio Doce, na zona leste de Minas Gerais, no sudeste brasileiro. Nesta região se localiza o parque estadual do Rio Doce (PERD), a maior área remanescente de Mata Atlântica do estado sob proteção estadual. A região apresenta clima quente e tropical, semiúmido (Ottoni *et al.* 2011) com sazonalidade bem definida com verões chuvosos e invernos secos (Tundisi, 1997; Brandão *et al.* 2014). O Parque Estadual do Rio Doce (19° 42' 23" S 42° 34' 33" O) foi incluído como sítio RAMSAR em 2010, por representar uma das áreas úmidas de destaque para proteção ambiental e elevada importância ecológica no mundo (RAMSAR 2010). Dentre as lagoas amostradas, 10 são externas e 7 são internas aos limites do PERD. As amostras foram coletadas nos meses de agosto de 2007 e fevereiro de 2008, picos das estações seca e chuvosa, respectivamente, e para cada lagoa foi coletado apenas um ponto georreferenciado. Neste estudo foram utilizadas para análise amostras qualitativas, coletadas com rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha, em arrastos verticais e horizontais, e amostras quantitativas, em profundidade correspondente à 10% da luz incidente no lago, utilizando o disco de Secchi. Foram filtrados 200 litros através de uma bomba hidráulica de água, em rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha.

**Tabela 1:** Variáveis físico-química das 17 lagoas avaliadas.

Lagoas	Estação	Area	Kd	%Macrófitas	Profundidade	Fósforo total	Nitrogênio Total
AC	SECA	616574.2	0.396	0.11	9.5	6.99	378.09
AL	SECA	1297625	0.88	0	6.5	6.18	149.78
AM	SECA	265851.8	2.993	1	1.8	9.99	401.77
AN	SECA	2792436	1.553	0.12	4.5	2.91	829.78
BA	SECA	1936140	0.835	0.2	5	6.31	289.73
CA	SECA	130853.9	1.393	0	8.5	2.9	262.82
CE	SECA	442967	2.698	0.25	4.5	2.62	699.25

DH	SECA	5267559	0.883	0.04	28	9.36	333.55
FE	SECA	422319.9	1.544	0	3.5	3.96	789.3
FN	SECA	122127.5	1.71	0	4	6	801.25
GA	SECA	215727.7	0.751	0.06	9.5	4.67	501.18
GN	SECA	86275.49	0.808	0	9	5.29	246.43
JA	SECA	1219733	1.031	0.12	7	5.1	202.47
PA	SECA	230442.2	0.719	0.08	5.5	0.67	507.32
PI	SECA	1240811	1.602	0.31	3.5	5.59	340.53
PT	SECA	1091339	0.835	0.25	5	9.74	422.8
VE	SECA	825898.1	0.897	0.21	7.5	3.74	304.47
AC	CHUVA	616574.2	0.497	0.11	9	1.44	810.97
AL	CHUVA	1297625	0.531	0	7	2.72	157.03
AM	CHUVA	265851.8	2.237	1	1.8	7.21	715.67
AN	CHUVA	2792436	1.022	0.12	6	2.5	683.81
BA	CHUVA	1936140	0.781	0.2	6.5	2.89	401.59
CA	CHUVA	130853.9	0.843	0	10	2.58	343.32
CE	CHUVA	442967	1.691	0.25	5	4.09	913.04
FE	CHUVA	422319.9	1.694	0	3.5	4.17	1466.31
FN	CHUVA	122127.5	1.216	0	3.5	2.88	1201.28
GA	CHUVA	215727.7	0.707	0.06	11	2.6	291.8
GN	CHUVA	86275.49	0.701	0	9	0.97	540.4
JA	CHUVA	1219733	0.795	0.12	7	2.16	976.57
PA	CHUVA	230442.2	0.769	0.08	6	2.38	1310.77
PI	CHUVA	1240811	2.123	0.31	3	6.56	497.22
PT	CHUVA	1091339	0.759	0.25	8	2.64	363.78
VE	CHUVA	825898.1	0.497	0.21	10	2.78	178.59

### *Espécies*

Foram selecionados para este estudo as espécies que contribuíram com mais de 5% para a abundância total coletada entre as 17 lagoas, foram quinze taxa e 3 estágios de copépodos a saber: náuplios e copepoditos de Cyclopoida e Calanoida, adultos de *Thermocyclops minutus* (único representante da fase adulta); 6 espécies de Cladocera (*Bosmina tubicen*, *Diaphanosoma birgei*, *Daphnia laevis*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Ceriodaphnia cornuta*); e 8 espécies de Rotifera (*Conochilus* spp., *Brachionus mirus*, *Brachionus falcatus*, *Collotheca* sp., *Ptygura libera*, *Hexarthra intermedia*, *Keratella americana* e *Trichocerca pusilla*).

### *Coleta de dados*

Para análise funcional foram selecionados vinte atributos mensuráveis (tabela 1) que representavam a seleção de ambientes, modo de alimentação, tipo de alimento, reprodução, escape do predador, tamanho do corpo e biovolume. Para tamanho de corpo os organismos foram classificados em pequenos, médios e grandes, segundo Bonecker *et al.* (2012):

- Rotíferos - pequenos (<100-200µm), médios (201-300 µm), grandes (>300 µm);
- Cladóceros e Copépodes - pequenos (<200-400 µm), médios (401-600 µm), grandes (>600 µm).

Para dados comportamentais, foram utilizados dados da literatura (Silva & Matsumura-Tundisi, 2003; Wallace & Smith, 2009; Silva 2015; Perbiche-Neves 2016). Alguns atributos não foram encontrados descritos na literatura para todas as espécies analisadas. Neste caso foram utilizados dados do organismo mais próximo filogeneticamente. Então, para escape do predador, os valores referentes à *Keratella americana* foram os mesmos valores encontrados para *Brachionus spp.*, e *Ptygura libera* igual a *Chonochilus spp.* No caso de preferência de habitat, os valores descritos para *Ceriodaphnia cornuta* foram usados para *Ceriodaphnia silvestrii* e náuplios e copepodito de Cyclopoida ficaram com valores iguais à *Thermocyclops minutus* (Anexo III Tabela I).

Traços	Descrição
Tamanho do corpo	Divididos entre pequenos, Médios ou Grandes (Bonecker <i>et al.</i> 2012)
Hábito alimentar	Divididos entre herbívoros, carnívoros ou onívoros.
Biovolume	Biovolume médio da espécie e log de biovolume.
Migração	Se essa espécie realiza ou não migração vertical diurna na coluna d'água.
Modo alimentar	Divididos entre detritívoros, raspadores, predatório ou filtradores.
Morfológicas	Se a espécie apresenta mudança morfológica em decorrência de alta taxa de predação ou não.
Fuga	Se a espécie apresenta comportamento de fuga associado à presença de predadores ou não.
Tipo de reprodução	Reprodução sexuada ou assexuada (podendo haver alternância).
Seleção de ambientes	Preferência por ambientes eutotróficos, oligotróficos ou mesotróficos.

**Tabela 1:** Descrição dos traços usados durante a análise.

### *Análises estatísticas*

Os dados biológicos coletados foram organizados em duas matrizes, uma ordenada em atributos (colunas) por espécies (linhas), e outra contendo a densidade dessas espécies (colunas) por site (i.e. cada lagoa em cada um dos dois meses amostrados nas linhas). Atributos categóricos com mais de dois níveis foram convertidos em variáveis *dummy*. Uma

terceira matriz foi gerada a partir da multiplicação matricial das duas últimas, obtendo a “densidade” dos atributos (colunas) por site (linhas).

Foram realizadas duas Análises de Coordenadas Principais (PCoA) ambas utilizando a distância de *Bray-Curtis*. Uma com a matriz de densidade das espécies por site, e a outra com a matriz de “densidade” dos atributos por site. Estas duas análises tiveram por objetivo avaliar a similaridade taxonômica e funcional deste conjunto de lagoas.

Para as matrizes de densidade das espécies por sites, foram calculados três índices de diversidade taxonômica: riqueza, diversidade de Shannon e diversidade de Simpson. Dois índices de diversidade funcional foram calculados a partir das matrizes de atributos por espécies e densidade das espécies por site: *Functional Richness* (FRic) e *Functional Evenness* (FEve), que estimam a riqueza de funções e uniformidade funcional respectivamente, e são utilizados de forma complementar (Villegger *et al.* 2008). Para os cálculos destes índices foram utilizados os seguintes pacotes do programa R *ape*, *cluster*, e *geometry* (R Development Core Team, 2008) Para ambos os índices de diversidade funcional, quanto mais próximos de 1 (um), maior é o valor da diversidade (Mason *et al.* 2015). Após os cálculos dos índices de diversidade funcional (FRic e FEve) e taxonômicos (Simpson, riqueza e Shannon), foram realizadas análises de regressões lineares entre duplas de índices, calculando-se o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Gráficos de dispersão também foram construídos.

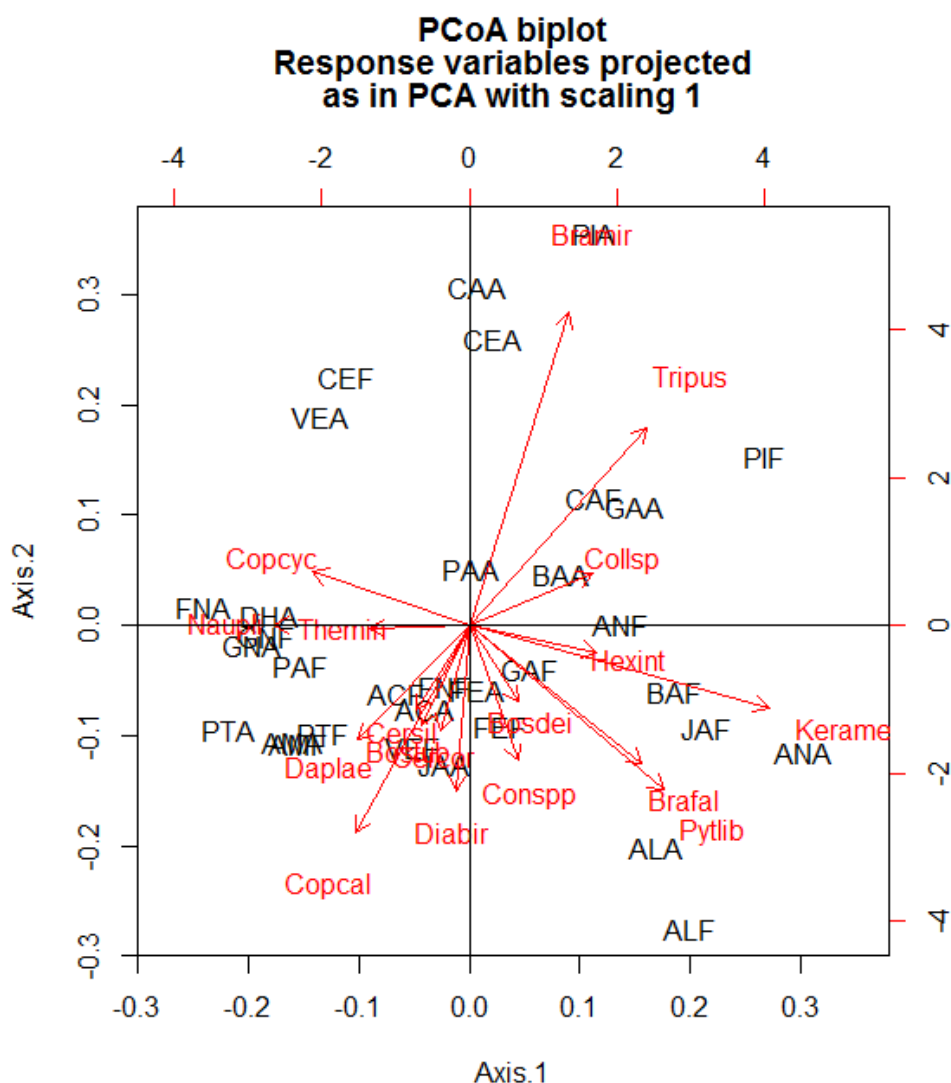
Foi realizado por fim, um teste não-paramétrico de *Wilcoxon-Mann-Whitney* para cada índice de diversidade em relação à localização (dentro ou fora do PERD) e ao mês de coleta (fevereiro ou agosto).

## RESULTADOS

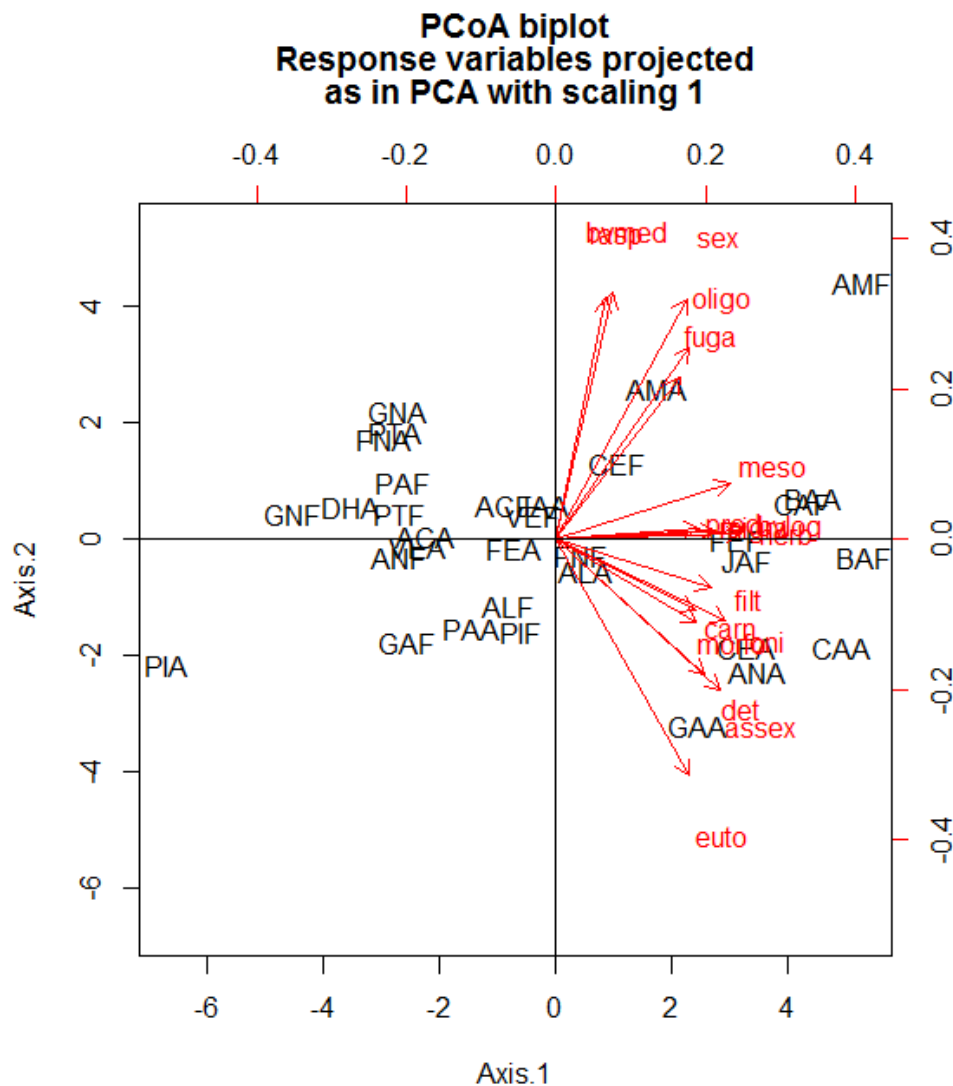
Em relação aos resultados da PCoA, pode-se dizer que as lagoas localizadas próximas entre si no diagrama, apresentaram uma alta similaridade de suas comunidades zooplanctônicas, seja taxonômica, ou funcional. Para a matriz de densidade de espécies por site (similaridade taxonômica), percebe-se que as lagoas Almécega, Aníbal, Gambá, Pimenta, Ferrugem, Carioca e Barra, localizadas no lado positivo do eixo principal 1, apresentaram-se dominadas por rotíferos e pelo cladóceros *Bosminopsis deitersi* nos dois períodos analisados (Figura 1). Nos quadrantes inferior e superior à esquerda estão lagoas com elevada abundância de cladóceros (exceto *B. deitersi*) em ambos os períodos analisados (L. Patos, Gambazinho, Águas Claras e Amarela), apenas em fevereiro (Verde e Ferruginha) e a lagoa

Dom Helvécio, em agosto (Figura 1). As lagoas Verde e Ferruginha em agosto, e Central em fevereiro, apresentaram altas densidades dos copépodes Cyclopoida. Na lagoa Verde os pontos correspondentes aos períodos de coleta ficaram bem distantes entre si no diagrama, indicando uma grande variação de sua comunidade entre os dois períodos sazonais.

Em relação aos resultados da PCoA para a matriz de “densidade” de atributos por site (similaridade funcional), é destacada a separação dos grupos nos lados positivo (direita) e negativo (esquerda) do eixo principal 1 (Figura 2). Do lado positivo, temos as lagoas com maiores densidades de atributos, sendo elas: Amarela, Barra e Carioca para ambas as estações, Central, Aníbal e Gambá em agosto, Ferrugem e Jacaré em fevereiro (Figura 2). As lagoas Gambá, Aníbal, Central e Carioca apresentaram em agosto elevadas densidades de espécies com amplo espectro alimentar, podendo ser detritívoras, carnívoras, onívoras e filtradoras, que se reproduzem assexuadamente e indicadoras de ambientes eutróficos, mas também com plasticidade morfológica. A lagoa Amarela se destacou por conter elevada abundância de espécies que se reproduzem sexuadamente, com maiores biovolumes médios, raspadores, que tem a fuga como forma de escape do predador e espécies com preferência por ambientes oligotróficos. A lagoa Barra se destacou pela proximidade com espécies indicadoras de ambientes mesotróficos em ambas as estações. A lagoa Gambá se destacou por não apresentar espécies indicadoras de ambientes oligotróficos no mês de fevereiro, e essa mesma lagoa esteve relacionada à espécies indicadoras de ambientes eutróficos em agosto. Gambazinho, a lagoa mais preservada do PERD, por sua vez apresentou baixas densidades de espécies relacionadas a ambientes eutróficos.



**Figura 1:** Similaridade taxonômica entre espécies (em vermelho), entre lagoas e entre ambas. No diagrama estão dispersas as lagoas com os identificadores compostos pela sigla de seus nomes (em negro), acrescido de F ou A que indicam o mês coletado, fevereiro ou agosto, respectivamente. ACA = Águas Claras, Agosto; ALA= Almécega, Agosto; AMA= Amarela, Agosto; ANA= Aníbal, Agosto; BAA= Barra, Agosto; CAA= Carioca, Agosto; CEA= Central, Agosto; DHA= Dom Helvécio, Agosto; FEA= Ferrugem, Agosto; FNA= Ferruginha, Agosto; GAA= Gambá, Agosto; GNA= Gambazinho, Agosto; JAA= Jacaré, Agosto; PAA= Palmeirinha, Agosto; PTA= Patos, Agosto; PIA= Pimenta, Agosto; VEA= Verde, Agosto. ACF = Águas Claras, Fevereiro; ALF= Almécega, Fevereiro; AMF= Amarela, Fevereiro; ANF= Aníbal, Fevereiro; BAF= Barra, Fevereiro; CAF= Carioca, Fevereiro; CEF= Central, Fevereiro; FEF= Ferrugem, Fevereiro; FNF= Ferruginha, Fevereiro; GAF= Gambá, Fevereiro; GNF= Gambazinho, Fevereiro; JAF= Jacaré, Fevereiro; PAF= Palmeirinha, Fevereiro; PTF= Patos, Fevereiro; PIF= Pimenta, Fevereiro; VEF= Verde, Fevereiro.



**Figura 2:** Similaridade funcional entre lagoas e atributos avaliados. No diagrama estão dispersos os atributos, dentre eles: sex=reprodução sexuada; assex= reprodução assexuada; meso= mesotrófico; oligo= oligotrófico; euto= eutotrófico; filt= filtrador; det= detritívoro; oni = onívoro; carn= carnívoro; herb = herbívoro; rasp = raspador; rasp = raspador; pred = predador; tamcor= tamanho do corpo; bvlog= log do biovolume; bvmed= biovolume médio; fuga= fuga do predador; migra= migração vertical; morfo= mudanças morfológicas. E também as lagoas com os identificadores compostos pela sigla de seus nomes, acrescido de F ou A que indicam o mês coletado, fevereiro ou agosto, respectivamente. ACA = Águas Claras, Agosto; ALA= Almécega, Agosto; AMA= Amarela, Agosto; ANA= Aníbal, Agosto; BAA= Barra, Agosto; CAA= Carioca, Agosto; CEA= Central, Agosto; DHA= Dom Helvécio, Agosto; FEA= Ferrugem, Agosto; FNA= Ferruginha, Agosto; GAA= Gambá, Agosto; GNA= Gambazinho, Agosto; JAA= Jacaré, Agosto; PAA= Palmeirinha, Agosto; PTA= Patos, Agosto; PIA= Pimenta, Agosto; VEA= Verde, Agosto. ACF = Águas Claras, Fevereiro; ALF= Almécega, Fevereiro; AMF= Amarela, Fevereiro; ANF= Aníbal, Fevereiro; BAF= Barra, Fevereiro; CAF= Carioca, Fevereiro; CEF= Central, Fevereiro; FEF= Ferrugem, Fevereiro; FNF= Ferruginha, Fevereiro; GAF= Gambá, Fevereiro; GNF= Gambazinho, Fevereiro; JAF= Jacaré, Fevereiro; PAF= Palmeirinha, Fevereiro; PTF= Patos, Fevereiro; PIF= Pimenta, Fevereiro; VEF= Verde, Fevereiro.

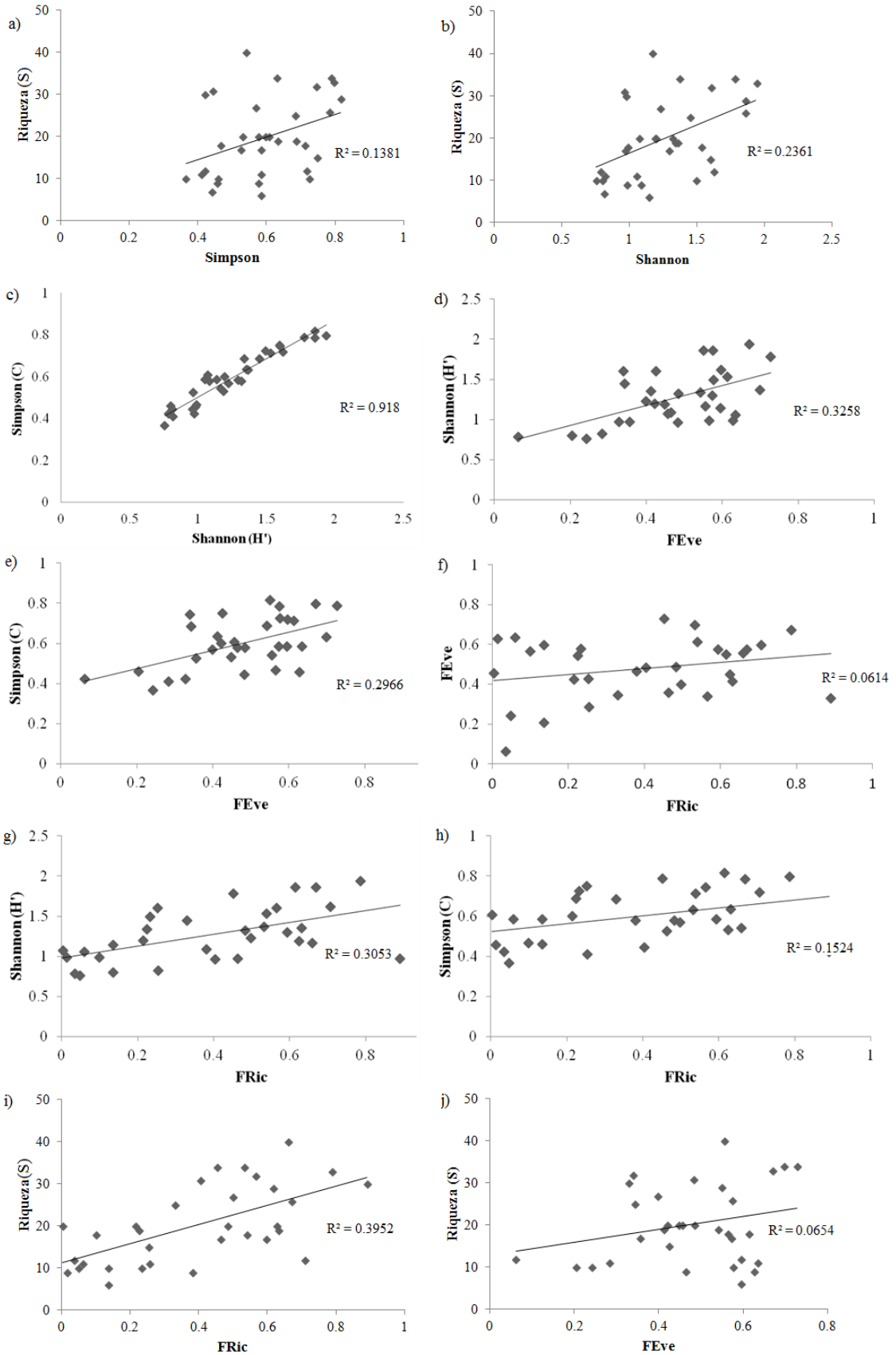
Em relação à análise dos índices de diversidade taxonômica e funcional, os maiores valores de riqueza foram registrados em fevereiro para as lagoas Patos (40), Amarela (34) e Aníbal (34) (Tabela 1). Para o mês de agosto os maiores valores foram encontrados para as lagoas Barra (32), Patos (31) e Águas Claras (30). Os menores valores de riqueza foram encontrados no mês de agosto para as lagoas Central (6), Pimenta (7), Carioca (9), e Gambazinho (10) e para a lagoa Gambá em fevereiro (9). A diversidade de Shannon e Simpson foram maiores simultaneamente para Aníbal em agosto (1,856 e 0,816, respectivamente) e Barra em fevereiro (1,938 e 0,796, respectivamente). A lagoa Gambazinho registrou os menores valores de Shannon em agosto e fevereiro (0.756 e 0.785, respectivamente) e também no índice de Simpson em agosto (0.366) (Tabela 1). Os maiores índices de diversidade funcional foram obtidos para as lagoas Águas Claras em agosto (0.89-FRic) e em fevereiro para as lagoas Barra (0.786 – FRic e 0.671 - FEve), Amarela (0.728 – FEve) e Aníbal (0.698 - FEve). Os menores índices foram obtidos para a lagoa Gambazinho em fevereiro (0.063 – FEve e 0.036 – FRic) e agosto (0.049 - FRic); Carioca (0.014 - FRic) e Verde (0.004 - FRic) em agosto, e Central em fevereiro (0.061 - FRic). Dentre as lagoas com menores índices funcionais, a maioria se localiza dentro dos limites do PERD. As lagoas que apresentaram as maiores variações temporais nos seus índices foram Patos, Amarela, Águas Claras, Carioca e Verde. As lagoas que apresentaram as menores variações para os índices foram Almécega, Palmeirinha, Barra, Central Gambá, Gambazinho, e Ferrugem (Tabela 1).

Baseado nas relações entre os índices de diversidade analisados, todos os índices apresentaram correlações positivas entre si, mas a força desta associação foi, em geral, baixa. Shannon e Simpson (Figura 3) foram os únicos índices bem relacionados ( $R^2 = 0.92$ ), conforme o esperado, visto que ambos buscam estimar a mesma variável latente que é a diversidade taxonômica, utilizando a riqueza de espécies e a densidade relativa dessas. Embora sejam índices com o mesmo propósito funcional, a relação entre FEve e FRic mostrou-se extremamente baixa (Figura 3 - f). Resultado semelhante foi verificado entre os índices taxonômicos e os funcionais, sendo a associação mais fraca entre Riqueza (S) e FEve (Figura 3 – j).



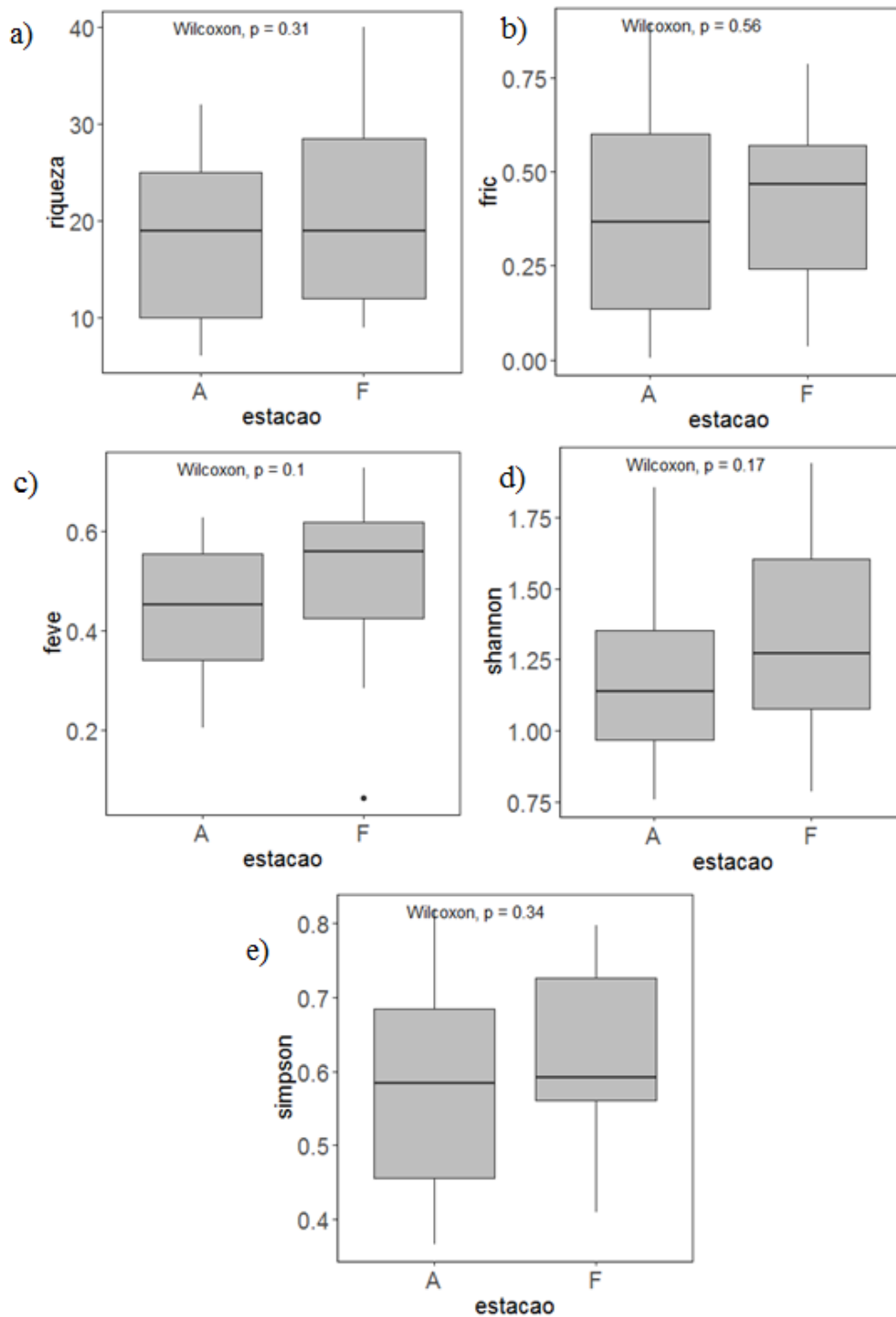
Lagoas	Localização	Nº de espécies usadas em DF	Funcional Richness	Funcional Evenness	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Riqueza
ACA	Fora	14	0.89	0.329	0.972	0.422	30
ACF	Fora	8	0.215	0.422	1.194	0.598	20
ALA	Fora	13	0.631	0.413	1.355	0.634	19
ALF	Fora	13	0.669	0.575	1.856	0.784	26
AMA	Fora	10	0.33	0.343	1.448	0.685	25
AMF	Fora	10	0.452	0.728	1.778	0.788	34
ANA	Dentro	13	0.615	0.55	1.856	0.816	29
ANF	Dentro	10	0.533	0.698	1.368	0.632	34
BAA	Fora	13	0.566	0.34	1.602	0.744	32
BAF	Fora	15	0.786	0.671	1.938	0.796	33
CAA	Dentro	6	0.014	0.627	0.982	0.456	9
CAF	Dentro	9	0.252	0.426	1.599	0.749	15
CEA	Dentro	6	0.135	0.596	1.139	0.585	6
CEF	Dentro	6	0.061	0.635	1.053	0.585	11
DHA	Dentro	10	0.463	0.356	0.967	0.525	17
FEA	Fora	10	0.594	0.574	1.295	0.585	17
FEF	Fora	10	0.539	0.614	1.533	0.712	18
FNA	Fora	7	0.136	0.205	0.799	0.46	10
FNF	Fora	9	0.483	0.486	1.319	0.578	20
GAA	Dentro	8	0.232	0.578	1.494	0.724	10
GAF	Dentro	8	0.38	0.466	1.085	0.577	9
GNA	Dentro	6	0.049	0.242	0.756	0.366	10
GNF	Dentro	5	0.036	0.063	0.785	0.422	12
JAA	Fora	12	0.625	0.449	1.186	0.53	20
JAF	Fora	12	0.708	0.597	1.621	0.719	12
PAA	Fora	7	0.224	0.543	1.338	0.686	19
PAF	Fora	8	0.254	0.284	0.818	0.41	11
PIA	Fora	4			0.813	0.443	7
PIF	Fora	7	0.1	0.565	0.989	0.466	18
PTA	Dentro	10	0.405	0.484	0.963	0.445	31
PTF	Dentro	12	0.659	0.556	1.166	0.542	40
VEA	Fora	5	0.004	0.456	1.071	0.607	20
VEF	Fora	11	0.497	0.399	1.225	0.568	27

**Tabela 1:** Valores dos índices de diversidade taxonômica (Simpson, riqueza e Shannon) e funcional (FRic e FEve)

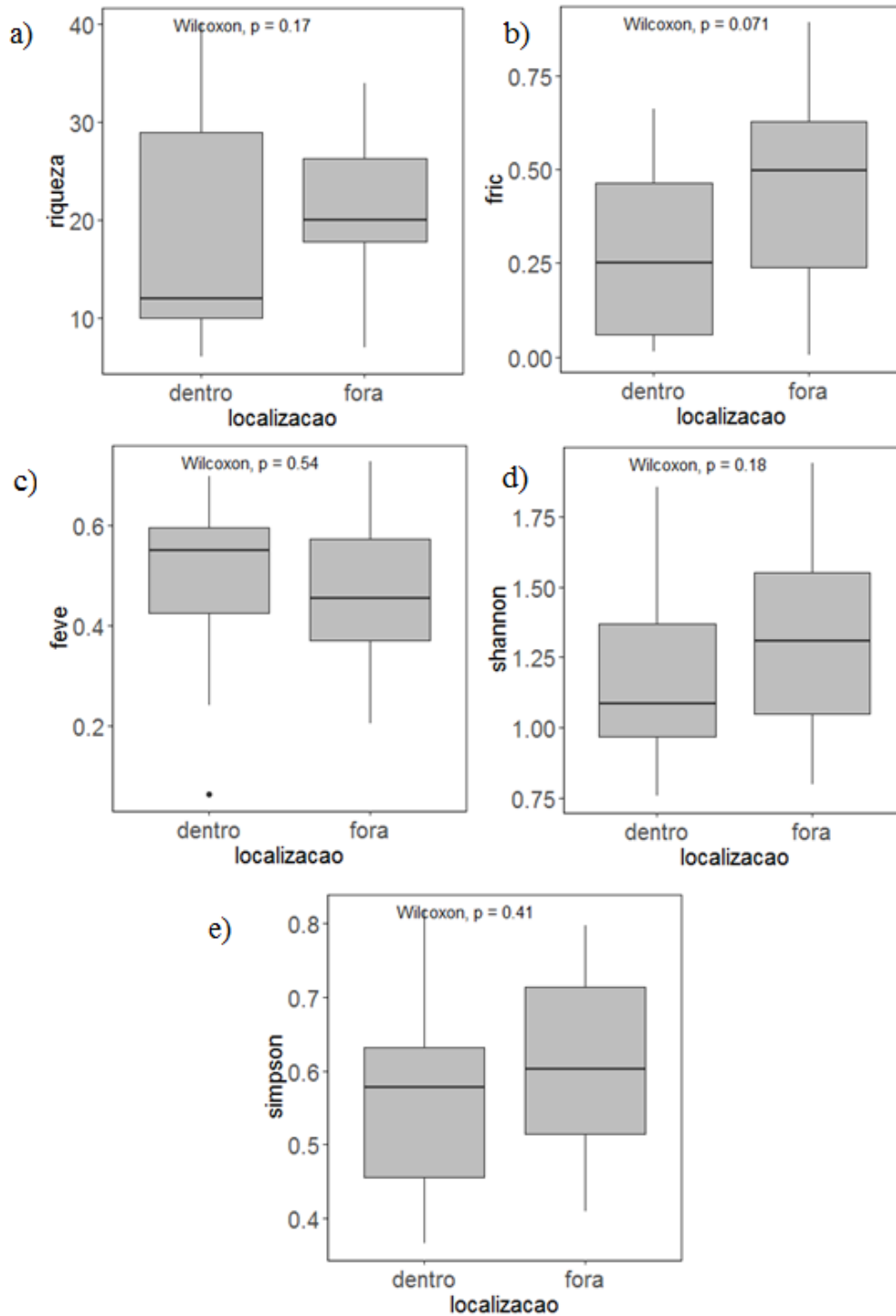


**Figura 3:** Comparação gráfica da relação entre os índices de diversidade: Equitabilidade Funcional (FEve); Riqueza Funcional (FRic); índice de Shannon ( $H'$ ); índice de Simpson (C) e Riqueza (S).

Com base nos testes de diferenças dos índices de diversidade taxonômica e funcional entre estações apesar de haver uma tendência a maiores valores para o mês de fevereiro nenhum valor p foi significativo. O que também não foi verificado para os testes de diferenças entre lagoas de dentro e fora do PERD, ou seja, ambos os testes não atingiram o nível de significância de 5%. Observou-se um efeito marginalmente significativo para maiores valores de FRic nas lagoas localizadas fora do PERD. Também foi verificado tendências a maiores valores dos outros índices para as lagoas fora do PERD, exceto para FEve (Figura 4 e 5).



**Figura 4:** Significância da diferença dos índices de diversidade entre as estações do ano, de acordo com o teste de Wilcoxon- Mann-Whitney. A= Agosto; F= Fevereiro.



**Figura 5:** Significância da diferença dos índices de diversidade conforme localização das lagoas: Dentro= lagoas inseridas no PERD; fora = lagoas localizadas fora dos limites do PERD, de acordo com o teste de Wilcoxon- Mann-Whitney.

## DISCUSSÃO

De forma contrária à nossa hipótese, a diversidade funcional das lagoas localizadas na porção média do Rio Doce seguiu a tendência da diversidade taxonômica, sendo os maiores valores obtidos para as lagoas localizadas externamente ao parque, embora os valores tenham sido não significativos. As tendências para os índices de diversidade taxonômicos corroboram o exposto por Maia et al. (2014), que utilizou as mesmas lagoas analisadas neste estudo, e ressaltou que as lagoas externas apresentam maior riqueza, entretanto, o baixo número amostral foi, provavelmente, uma das principais razões da falta de significância, somado às lagoas com resultados muito diferentes das demais. Um resultado parcialmente semelhante foi obtido em um estudo que avaliou a diversidade funcional de espécies vegetais no oeste da Escócia, levando em consideração a intensidade dos impactos causados pelo uso e ocupação do solo de áreas próximas. Neste estudo, o índice FRic esteve relacionado à riqueza de espécies, enquanto o mesmo não ocorreu com a equitabilidade funcional (FEve) (Pakeman, 2011).

O índice FEve apresentou uma tendência inversa dos outros índices de diversidade, inclusive FRic, com tendências a valores mais baixos em ambientes externos ao PERD embora os testes não permitam discussões conclusivas. Em um estudo realizado com a comunidade zooplancônica do rio São Lourenço (St. Lawrence) no Canadá, este também mostrou menores valores de riqueza, porém maiores valores de FEve em ambientes mais homogêneos e temporalmente estáveis (Massicotte *et al.* 2014), sendo que as causas deste resultado não foram esclarecidas. Baixos valores de FEve, associados a elevados valores de FRic podem representar um risco ambiental por diminuir a resiliência e a resistência do ambiente (Leitão *et al.* 2018).

Os maiores índices de Equitabilidade foram obtidos para 3 lagoas (Aníbal, Barra e Amarela) e todas no mês de fevereiro. Dessas três que representam os maiores valores, apenas a lagoa Aníbal está localizada dentro da área do parque, apesar de que a tendência de maiores valores esteja associado às lagoas internas, segundo as análises. Ainda considerando estas lagoas, estas apresentaram as maiores riquezas, sendo ultrapassadas apenas pela lagoa Patos. Foi observada também uma associação de copépodos e cladóceros, ambos associados aos herbívoros à L. Amarela, enquanto rotíferos predominaram nas lagoas Barra e Aníbal. Espécies indicadoras de ambientes oligotróficos (e.g. copepodito de Calanoida e *Conochilus*

*spp.*) apresentaram-se associadas à lagoa Amarela em ambos os períodos, enquanto espécies indicadoras de ambientes mesotróficos (e.g. *Hexarthra intermedia* e *Keratella americana*) se associaram a L. Barra (Perbiche-Neves *et al.* 2016). Essas lagoas apresentam características diferentes (área, volume, estado trófico, entre outros), Amarela, por sua vez, tem elevadas concentrações de nutrientes, mas por ter muitas macrófitas em sua superfície isso permite altas abundâncias de cladóceros e copepoditos de calanoida, que são indicadores de águas que tendem à oligotróficas.

Este estudo mostrou que a sazonalidade é um fator importante e que age de forma semelhante sobre todas as lagoas visto que estão localizadas próximas, independentemente da sua localização (fora ou dentro da unidade de conservação). Assim, no mês de agosto, período de mistura da coluna d'água, várias espécies puderam coexistir. Com a mistura há uma melhor distribuição dos nutrientes e enriquecimento da coluna d'água, favorecendo a maior estabilidade ambiental e disponibilidade de alimentos. Esse incremento no número de espécies, descrito pelas análises, se relacionou positivamente com a diversidade de funções no ambiente. Assim, possivelmente fatores que impulsionaram a riqueza, também impulsionaram a Riqueza Funcional dessas lagoas. As lagoas com maior riqueza funcional ou taxonômica (e.g. Águas Claras e Patos, respectivamente) apresentaram um maior número de indivíduos herbívoros. É provável que a heterogeneidade ambiental das lagoas, como um exemplo, a presença de macrófitas, somada ao tamanho das lagoas viabilizam a existência de um maior número de herbívoros, principalmente os cladóceros e os calanoidas. Uma relação positiva entre riqueza funcional e taxonômica foi constatada também por Camilo *et al.* (2017) que estudou a ictiofauna de afluentes do Rio Paraíba do Sul, importante rio que conecta os estados do Rio de Janeiro e São Paulo. No estudo foi mostrado que a heterogeneidade ambiental viabilizou esse resultado positivo, esta foi caracterizada por diferentes tipos de substratos, pedras, pedaços de madeira que servem de abrigo e também pela presença de ambientes de água parada e ambientes de “rápidos”.

Segundo Barros (2013), as lagoas podem ser classificadas como de água claras ou escuras dependendo do coeficiente de atenuação escalar da luz ( $K_d < 0,8$  = lagoa clara;  $K_d > 0,8$  = lagoa escura). Esta variável pode selecionar espécies fitoplanctônicas de grupos funcionais mais dependentes de alta luminosidade para as lagoas mais claras, e espécies mais tolerantes à baixa luminosidade para as lagoas mais escuras. Esta relação também foi observada para o zooplâncton, com a presença de elevadas abundâncias de cladóceros para a lagoa Águas Claras (lagoa clara), em contraste à maior abundância de espécies consideradas oportunistas,

sem sua maioria, rotíferos para as lagoas Central, Jacaré, Barra e Carioca (lagoas escuras). Essas duas últimas lagoas, inclusive, apresentaram ausência de cladóceros em sua comunidade. Vários estudos verificaram uma relação positiva entre densidade de Cladocera e águas com menor Kd, ou seja, águas com maior transparência, possivelmente devido a processos top-down pelo risco de predação (Timms & Moss, 1984; Scheffer, 1998; Bini *et al* 2007). Essa transparência e a variação na luz funcionam como uma espécie de alerta para que cladóceros realizem a migração vertical diária para locais com menos luz diante da presença do predador (Effertz & Von Elert, 2017), estratégia essa adotada como forma de escape para quase todas as espécies de cladóceros avaliados neste estudo. Apesar de a lagoa Águas Claras estar situada em área com claros sinais de mudança no uso do solo, através do plantio de eucalipto, ainda apresenta baixo impacto de cunho antrópico, sendo considerada oligotrófica (Petruccio *et al.* 2006). As lagoas Barra e Jacaré também estão localizadas externamente ao PERD, apresentando substituição da sua mata nativa por plantios de eucalipto. A lagoa Jacaré apresenta ainda um clube de pesca. Espécies oportunistas, em especial, rotíferos e herbívoros se associaram a estas duas lagoas, principalmente em fevereiro. As Lagoas Carioca e Central, localizadas dentro da UC apresentaram diferenças nas espécies e funções para o mês de fevereiro, enquanto para o mês de agosto, ambas estiveram próximas funcionalmente e taxonomicamente. Espécies indicadoras de ambientes oligotróficos, principalmente copépodos, se associaram à lagoa Central e espécies de ambientes mesotróficos, como rotíferos à lagoa Carioca. No mês de agosto (seca), ambas estiveram mais próximas funcionalmente, apresentando em sua maioria espécies oportunistas, principalmente carnívoras, e indicadoras de ambientes eutróficos.

A lagoa Gambazinho em ambas as estações, apresentou maior número de copépodos em relação aos demais grupos zooplancônicos. Essa lagoa é considerada a mais preservada do PERD, por não ter registros de introdução de espécies exóticas (Latini & Júnior, 2018) e tem sido usada como modelo na avaliação dos efeitos da introdução de espécies de peixe não nativas. A análise funcional mostrou que a lagoa Gambazinho apresentou os menores FRic registrados dentre todas as lagoas com um baixo número de indivíduos detritívoros, que se reproduzem assexuadamente (r estrategistas) e indicadores de ambientes eutróficos. O Fvev desta lagoa apresentou ampla variação entre as estações, sendo agosto o mês com valor mais elevado. Como esta variável está relacionada negativamente à heterogeneidade ambiental (Massicote *et al.* 2014) podemos inferir que o mês de agosto propiciou uma estabilidade e homogeneidade ambiental as quais permitiram que as espécies ocupassem melhor o espaço



funcional nesta lagoa. Gambazinho é uma lagoa polimítica, predominantemente dominada por cianobactérias e com um dos maiores valores de biovolume algal entre as 17 lagoas. Essa condição favorece náuplios, copepoditos de cyclopoida e rotíferos, espécies indicadoras de ambientes eutróficos, muito embora esta seja uma lagoa reconhecida por condições oligotróficas.

A lagoa mais rica em número de espécies foi a lagoa Patos, interna ao PERD. Nesta lagoa predominaram, com grande abundância, os cladóceros herbívoros de tamanho médio e com a maioria das espécies apresentando preferência por águas que tendem à oligotrofia. Embora tenha apresentado um alto número de espécies, a L. Patos não esteve associada à maior abundância de nenhum atributo funcional em especial, apresentando abundâncias equilibradas de todos os atributos avaliados. Embora tenha apresentado o maior número de espécies, Patos apresentou um FEve mediano.

Os estudos de diversidade funcional são desafiadores, como destacou Tilman (2001), devido ao número extenso de atributos associados às espécies e à impossibilidade de se medir todos. Por isso entendemos essa como uma medida complementar de diversidade. A riqueza por sua vez, pode ser uma medida associada poderosa desde que os atributos das espécies não sejam redundantes (Petchey & Gaston 2002). Explique melhor.

Embora apenas uma parcela das comunidades de cada lagoa tenham sido analisadas para determinar o perfil funcional entre as espécies mais abundantes, o recorte nestas comunidades, neste estudo, baseou-se na teoria da razão das massas, que explica que em comunidades onde há predomínio de determinadas espécies, é esperado que houvesse a maior influência de funções exercidas por essas espécies dominantes (Grime 1999; Majekova *et al.* 2016). Isso talvez tenha colaborado para não ter sido detectado padrões/tendências entre as comunidades das lagoas, entretanto, pode vir a colaborar com outros futuros estudos sobre diversidade funcional para este conjunto de lagoas. É necessário expandir esta dimensão funcional para outras espécies da comunidade zooplanctônica.

## **REFERÊNCIAS**

Barnett, A.J.; Finlay, K. & Beisner, B.E. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology* 52, 796–813.

Barros, C.F.A; dos Santos, A.M.M; Barbosa, F.A.R. 2013. Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce lake system of southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27(2): 327-346.

Bini, L. M., L. C. G. Vieira, J. Machado & L. F. M. Velho. 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International Review of Hydrobiology* 92:9–22

Bonecker, Claudia Costa, Azevedo, Fábio de, & Simões, Nadson Ressayé. (2011). Estrutura de tamanho do corpo e biomassa do zooplâncton em lagos tropicais de planície de inundação: relações com peixes planctívoros. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(3), 217-228.

Camilo, G.S.; Terra, B.F.; Araújo, F.G. 2017. Using the relationship between taxonomic and functional diversity to assess functional redundancy in streams of an altered tropical watershed. *Environ Biol Fish* (2018) 101:1395–1405.

Cianciaruso, M.V., Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. *Biota Neotropica*. Vol.9 no.3 Campinas jul./set.

Connell, J. H. (1978) Diversity of tropical rainforests and coral reefs. *Science* , 199, 1304–1310.

Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la diversity: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655.

Duarte, C. M. 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.

Effertz, C.; von Elert, E. 2017. Coupling of anti-predator defences in *Daphnia*: the importance of light. *Hydrobiologia*. 798:5–13

Flöder, S.; Sommer, U. 1999. Diversity in planktonic communities: An experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. *Limnol. Oceanogr.*, 44(4), 1999, 1114–1119, by the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Freitas, G.T.P.; Crispim, M. C.; Hernández, M.I.M. 2007. Changes in life-history parameters of cladoceran *Ceriodaphnia cornuta* (Sars, 1886) in the presence of *Chaoborus* larvae. *Acta Limnol. Bras.*, 19(3):295-303,

Grime, J. P. (1973) Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* , 242, 244–247.

IEF– Instituto Estadual de Florestas, 2017. PARQUES ESTADUAIS DE MINAS GERAIS. Núcleo de Resolução de Conflitos Ambientais, Ministério Público de Minas Gerais. Editora Horizonte, 256p.

Laureto, L.M.O.; Cianciaruso, M.V.; Samia, D.S.M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. 2015. *Natureza & Conservação*, 13(2015)112–116.

Latini, A.O.; Júnior, M.P. 2018. Efficiency of rapid field methods for detecting non-native fish in Eastern Brazilian lakes. *Hydrobiologia* 817:85–96

Leitão, R.P.; Zuanon, J.; Mouillot, D.; Leal, C.G.; Hughes, R.M.; Kaufmann, P.R.; Villéger, S.; Pompeu, P.S.; Kasper, D.; de Paula, F.R.; Ferraz, S.F.B.; Gardner, T.A. 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, V.41 p.219-232.

Lindenschmidt, K.-E. and Chorus, I. (1998) The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. *J. Plankton Res.*, 20, 1927–1951.

- Maia- Barbosa, P. M.; Menendez, R. M.; Pujoni, D. G. F.; Brito, S. L.; Aoki, A. & Barbosa, F. A. R. 2014. Checklist of Zooplankton from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica* vol. 14, no. 1.
- Májeková, M.; Paal, T.; Plowman, N.S.; Bryndová, M.; Kasari, L.; Norberg, A.; Weiss, M.; Bishop, T.R.; Luke, S.H.; Sam, K.; Bagousse-Pinguet, Y.; Lepš, J.; Götzenberger, L.; Bello, F. 2016. Evaluating Functional Diversity: Missing Trait Data and the Importance of Species Abundance Structure and Data Transformation. *PLOS ONE* 11(3): e0152532.
- Maroneze, D.M.; Pujoni, D.G.F.; Maia-Barbosa, P.M. “Fake prey”: planktonic ostracods negatively affect the predatory performance of Chaoborus larvae, *Journal of Plankton Research*, Volume 40, Issue 1, 1 January 2018, Pages 59–65.
- Massicotte, P.; Frenette, J.J.; Proulx, R.; Pinel-Alloul, B.; Bertolo, A. 2014. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. *Landscape Ecol* 29:67–79
- Otoni, F.P.; Lezama, A.Q.; Triques, M.L.; Fragoso-Moura, E.N.; Lucas, C.C.T.; F. A. R. Barbosa. *Australoheros perdi*, new species (Teleostei: Labroidei: Cichlidae) from the lacustrine region of the Doce River Valley, southeastern Brazil, with biological information. *Vertebrate Zoology*, 61 (1) 2011.
- Pakeman, R.J. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *5 (99): 1143-1151*.
- Paula, G.A.R. 2013. Perspectiva Histórica e estudo de conceitos em Ecologia Funcional. *Oecologia Australis*. 17(3): 331-346.
- Petchey, O. L.; K. J. Gaston. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.
- Petrucio, M.M.; Barbosa, F.A.R. 2004. Diel variations of phytoplankton production rates in four tropical lakes in the middle Rio Doce basin (southeastern Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 513, no. 1-3, p. 71-76.
- Petrucio, M.M.; Barbosa, F.A.R.; Furtado, A.L.S. 2006. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. *Limnologica* 36 (2006) 192–203.
- Pinto-Coelho, R.M.; Bezerra-Neto, J.F.; Miranda, F.; Mota, T.G.; Resck, R.; Santos, A.M.; Maia-Barbosa, P.M.; Mello, N.A.S.T.; Marques, M.M.; Campos, M.O.; Barbosa, F.A.R. 2008. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: Impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1025-1037.
- Podgaiski, L.R.; Mendonça, M.S.; Pillar, V.P. 2011. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que? Como e por quê? *Oecologia Australis*.
- Pompeu, P. S. & A. L. Godinho. 2001. Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio doce devido à introdução de peixes piscívoros. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(4): 1219-1225.
- Santillan, E.; Seshan, H.; Constancias, F.; Wuertz, S. 2018. Frequency of disturbance alters diversity, function, and underlying assembly mechanisms of complex bacterial communities. *BioRxiv preprint* first posted online May. 4, 2018.

Schmidt, D.N.; Lazarus, D.; Young, J.R.; Kucera, M. 2006. Biogeography and evolution of body size in marine plankton. *Science Direct. Earth-Science Reviews* 78 (2006) 239–266

Silva, W.M.; Matsumura-Tundisi, T. 2002. Distribution and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoir of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). *Ver. Int. ver. Limnol.* 28:667-670.

Silva, W.M. 2003. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

Silva, L.C. 2015. A comunidade zooplantônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

Smith, S.L.; Vallina S.M.; Merico, A. 2016. Phytoplankton size-diversity mediates an emergent trade-off in ecosystem functioning for rare versus frequent disturbances. *Scientific Reports*, 6:34170.

Tilman, D.; Reich, P.B.; Knops, J. ; Wedin, D.; Mielke, T.; Lehman, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294, 843-845.

Villéger, S.; Mason, N.W.H.; Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity 67ds67ces for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2008, pp. 2290–2301.

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.

Wallace, R.L.; Smith, H.A. 2010. Zooplankton Rotifera. *Plankton of Inland Waters*. Gene E. Likens (67ds). Academic Press, 20 de mai de 2010 pg 183- 412 páginas.

Weithoff, G.; Walz, N.; Gaedke U. 2001. The intermediate disturbance hypothesis—species diversity or functional diversity?, *Journal of Plankton Research*, Volume 23, Issue 10, 1 October, Pages 1147–1155.

Zhang, K.; Xu, M.; Wu, Q.; Lin, H.; Jiang, F.; Chen, H. ; Zhou, Z. 2018. The response of zooplankton communities to the 2016 extreme hydrological cycle in floodplain lakes connected to the Yangtze River in China. *Environ Sci Pollut Res.* 25: 23286. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2144-6>

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso do biovolume para mensurar a resposta do zooplâncton a gradientes ambientais se mostrou uma ferramenta complementar ao uso da densidade. Pois, ao analisarmos o biovolume das espécies zooplanctônicas, podemos perceber como ambas as medidas podem responder de diferentes maneiras às mesmas variáveis ambientais, evidenciando a necessidade de serem analisadas simultaneamente, como por exemplo na presença de espécies exóticas. O biovolume refletiu sobre aspectos das condições do ambiente e conseqüentemente sobre a obtenção de energia, sendo esta uma variável sensível à sazonalidade que culmina em mudanças ambientais. A prova disso foi a comparação entre o baixo número de variáveis relacionadas à densidade em comparação com o biovolume, que apresentou um espectro maior de variáveis relacionadas. Apesar de um trabalho minucioso, e numeroso, obter medidas de biovolume enriquece as análises ambientais.

A diversidade funcional demonstrou estar positivamente associada à diversidade taxonômica, evidenciando que, para os lagos do Médio Rio Doce, uma maior diversidade taxonômica, indica uma maior diversidade funcional. Entretanto a análise dos atributos evidenciou padrões interessantes e até mesmo contra intuitivos. Portanto, conhecer o perfil das funções exercidas pelas espécies é essencial pra entender as relações entre as variáveis físico químicas e a comunidade zooplanctônica. Para a análise funcional foi constatado que a heterogeneidade ambiental é um fator importante tanto quanto para a diversidade taxonômica.

O calculo da diversidade funcional foi uma análise pioneira para o zooplâncton da região, funcionando como parâmetro de comparação para estudos posteriores. Ficou evidenciado que as espécies presentes nem sempre apresentam atributos que indicam a preferência pela trofia correspondente à condição daquela lagoa, como exemplo a lagoa Amarela. Essa lagoa, apesar de ter naturalmente altas concentrações de nutrientes e avançado estágio de sucessão ecológica, com muitas macrófitas, apresentou elevadas abundâncias de espécies indicadoras de oligotrofia. Outro exemplo foi a lagoa Gambazinho, bem preservada e clara, mas que apresentou elevadas densidades de espécies indicadoras de ambientes eutróficos. À partir desses resultados podemos concluir que a diversidade funcional é um parâmetro muito complexo e que pode refletir mais de um aspecto físico-químico ao mesmo tempo.

À posteriori fica evidente que as mudanças climáticas podem causar distúrbios à essas comunidades, visto que essa região é caracterizada por estações de seca e chuva bem

definidas, e a estação seca em especial tem grande influência sobre as comunidades. Por este motivo, seria de grande valia realizar coletas nestas mesmas lagoas para avaliar como essas comunidades reagiram aos episódios de escassez de chuvas que ocorreram nesta década, e que inclusive foi um dos fatores que contribuíram com a redução do tamanho da coluna d'água de lagoas destes sistema.

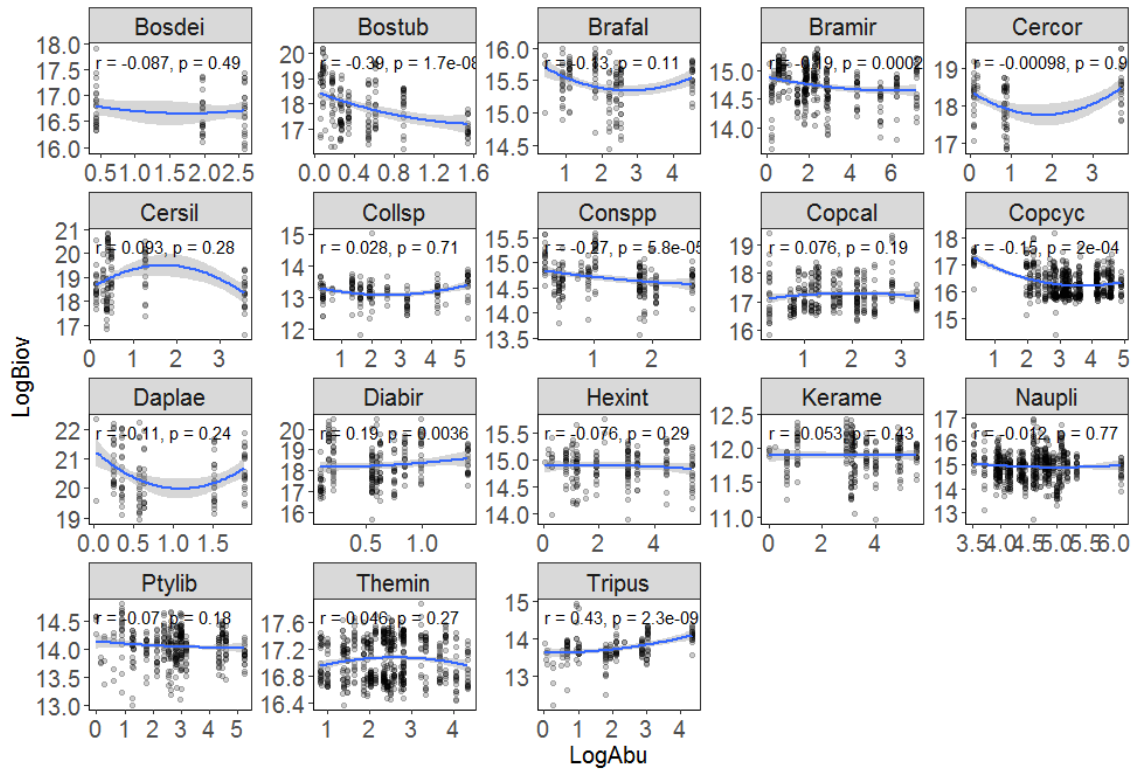
## CONCLUSÃO

Diante dos estudos conduzidos é possível perceber como as alterações ao nível da cadeia energética aquática impactaram e continuam impactando as comunidades zooplanctônicas.

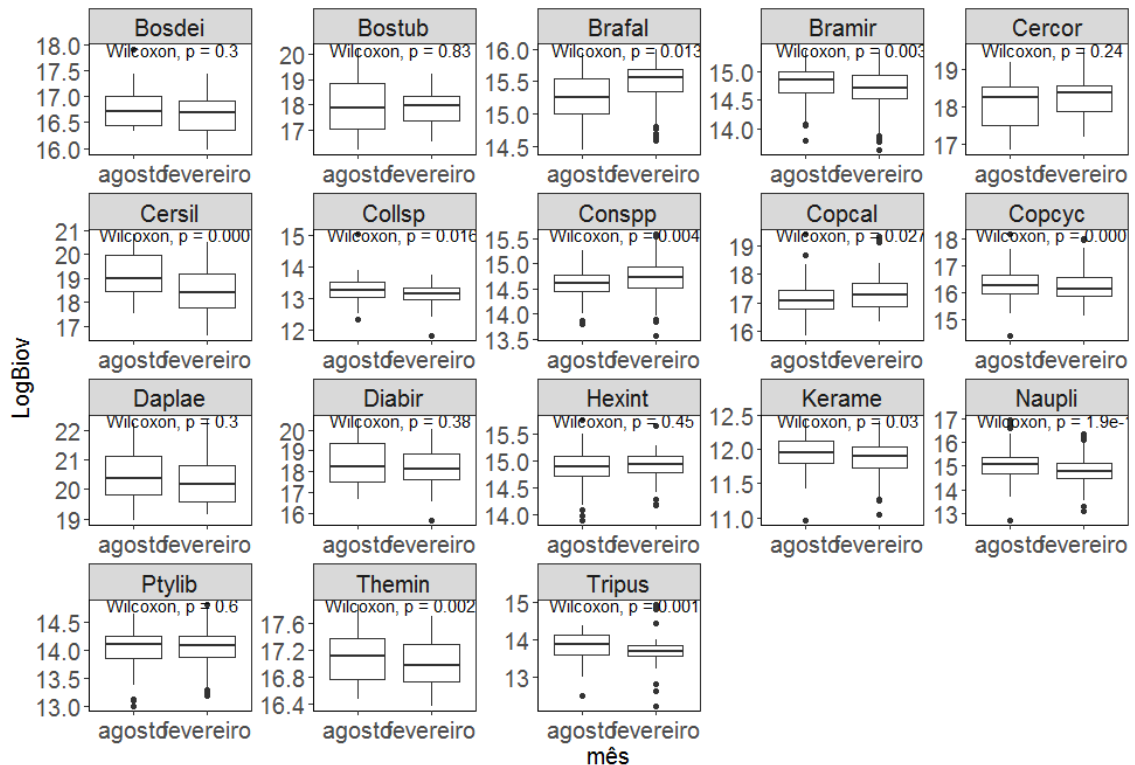
- Os peixes introduzidos no século passado podem interferir nos atributos das lagoas através de efeitos top down;
- As macrófitas são importantes refúgios para o zooplâncton, fornecendo proteção e alimentos, por isso é importante manter intacta a região litorânea dessas lagoas;
- Os índices funcionais nem sempre estão relacionados entre si, em contraposição aos índices taxonômicos; mas índices taxonômicos podem ser complementares aos índices funcionais, tornando os estudos mais ricos;
- Seria interessante expandir os estudos funcionais para toda a comunidade zooplanctônica para estudar outros aspectos da diversidade funcional tais como redundância de funções e atributos de espécies raras;
- O padrão de mistura d'água, no geral, em estações secas, influenciaram tanto sobre o biovolume quanto sobre a diversidade funcional.

Embora tenha-se restringido o estudo somente para as espécies mais abundantes dentro da comunidade de zooplâncton, é importante salientar o pioneirismo desse trabalho investigando o biovolume e a funcionalidade das principais espécies desse importante complexo lacustre.

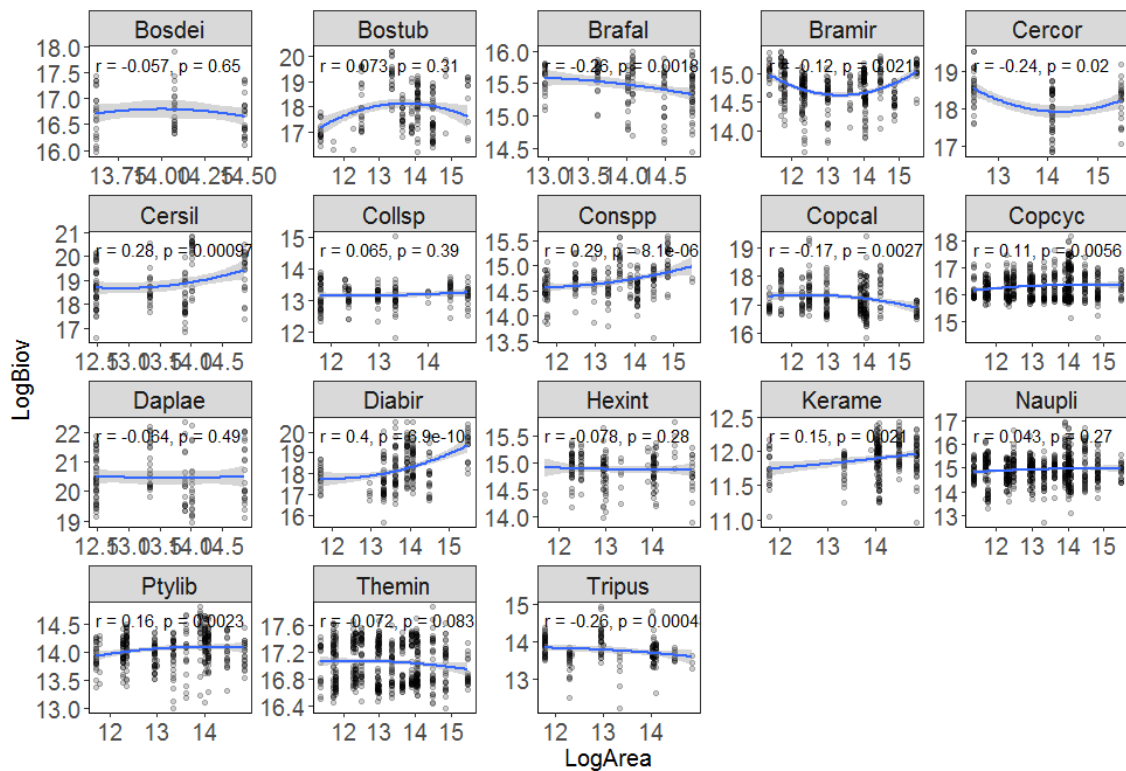
# ANEXO I



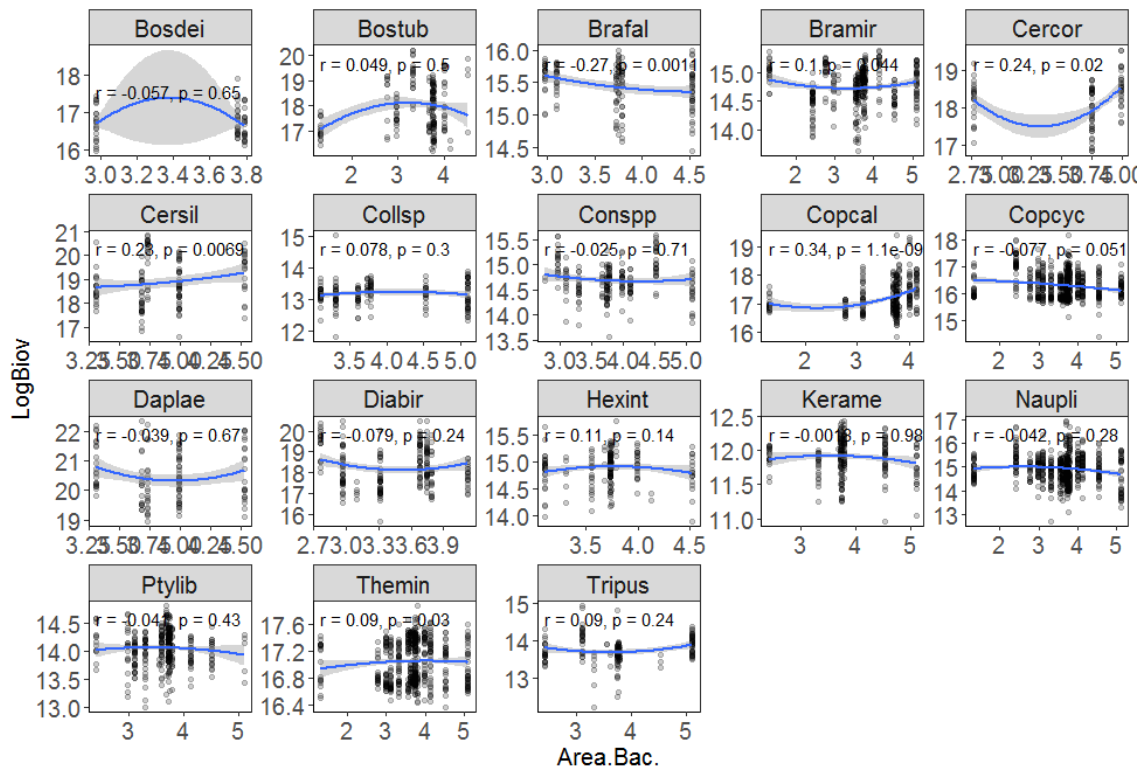
**Figura 1:** Gráficos da relação entre biovolume e abundância para cada espécie.



**Figura 2:** Gráficos da relação entre biovolume e mês para cada espécie.

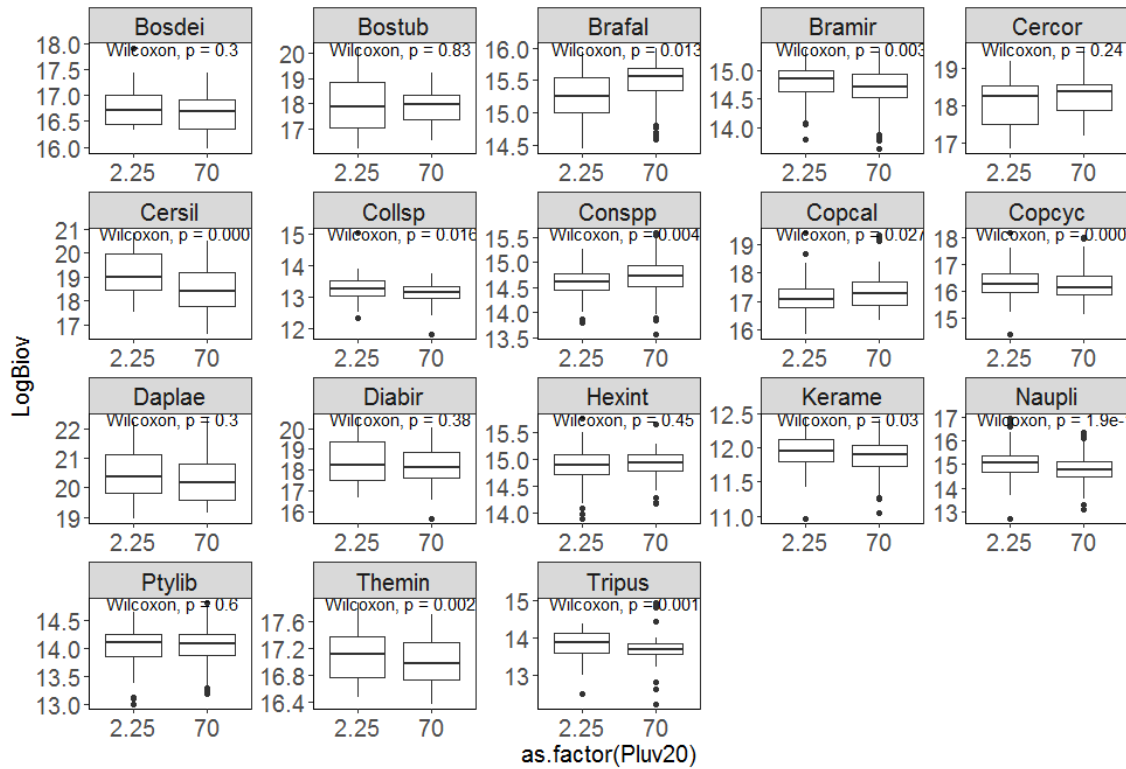


**Figura 3:** Gráficos da relação entre biovolume e área da lagoa para cada espécie.

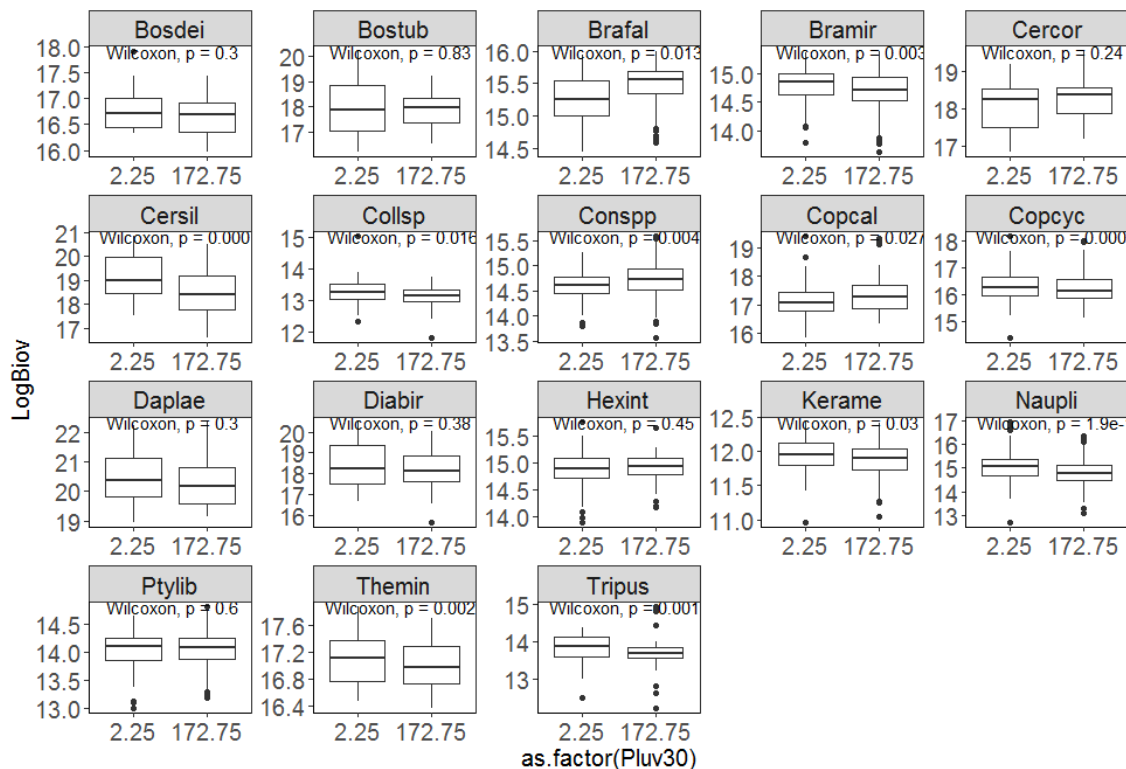


**Figura 4:** Gráficos da relação entre biovolume e área da bacia para cada espécie.

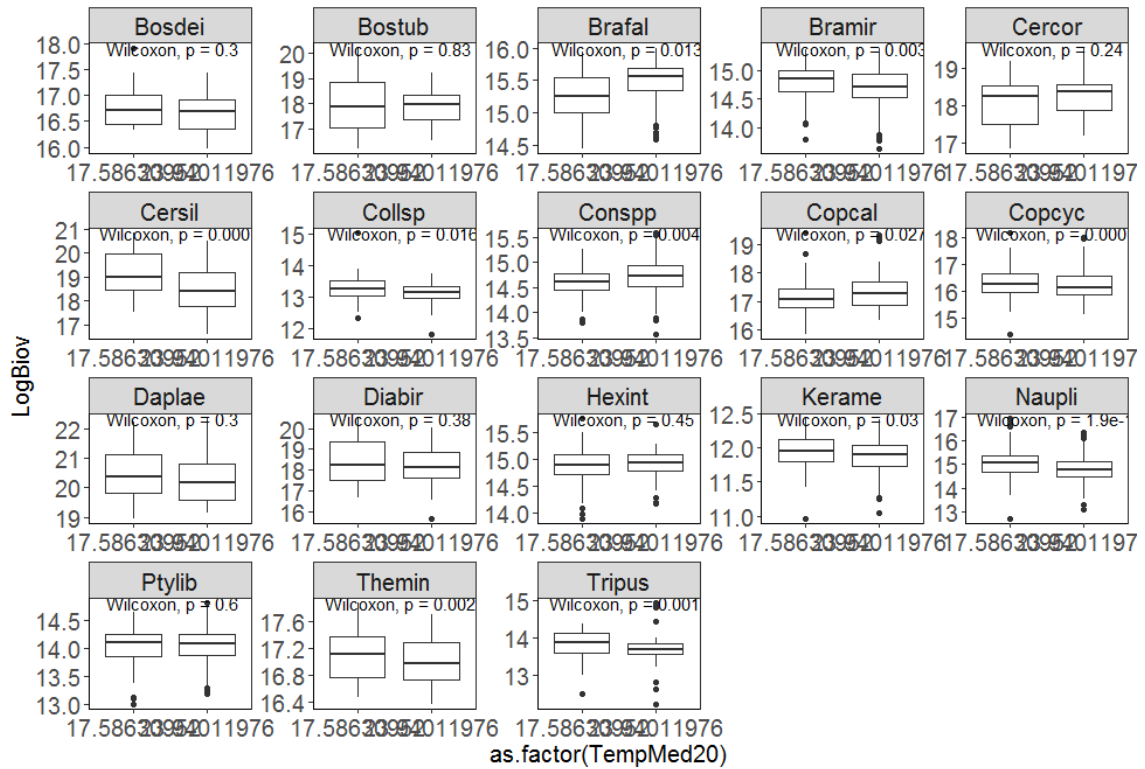




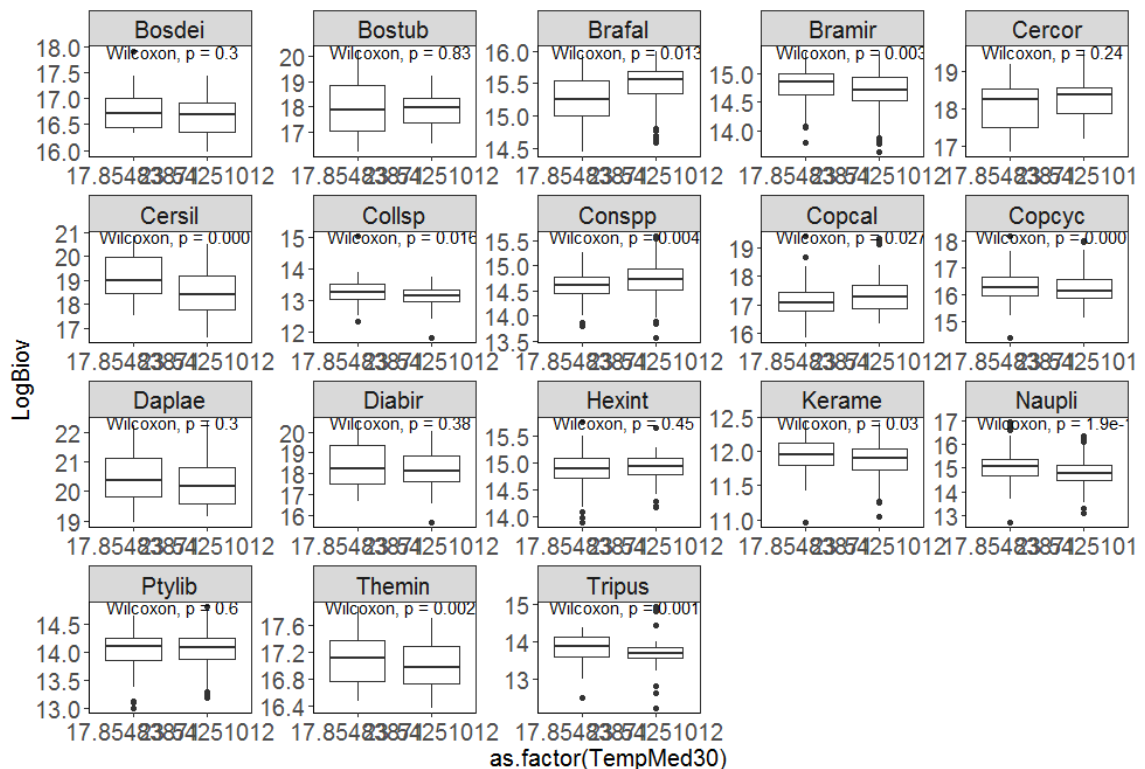
**Figura 5:** Gráficos da relação entre biovolume e pluviosidade 20 dias antes da coleta para cada espécie.



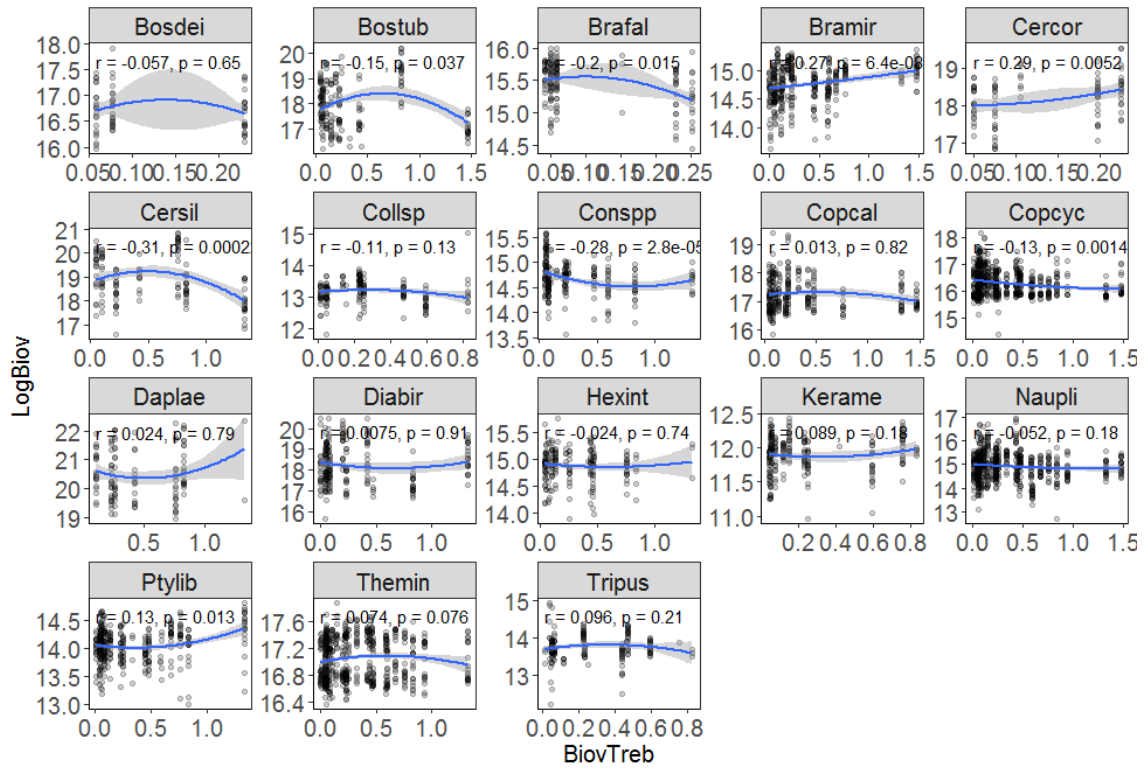
**Figura 6:** Gráficos da relação entre biovolume e pluviosidade 30 dias antes da coleta para cada espécie.



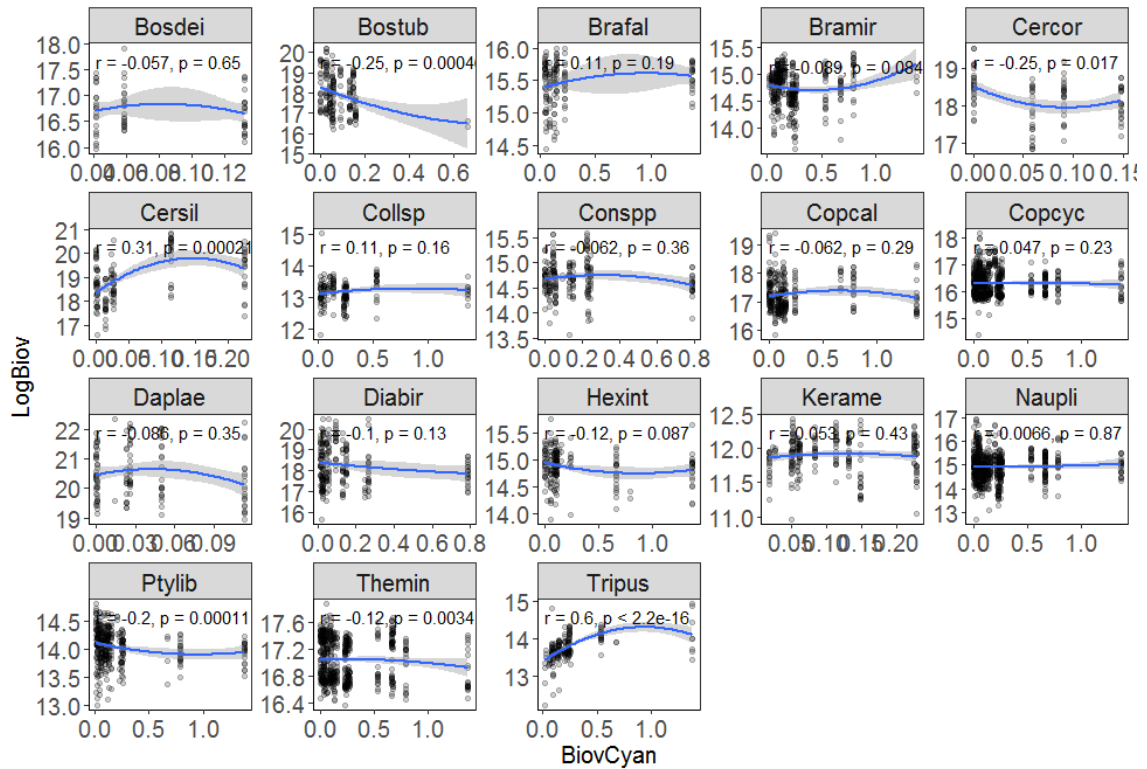
**Figura 7:** Gráficos da relação entre biovolume e temperatura média do ar 20 dias antes da coleta para cada espécie.



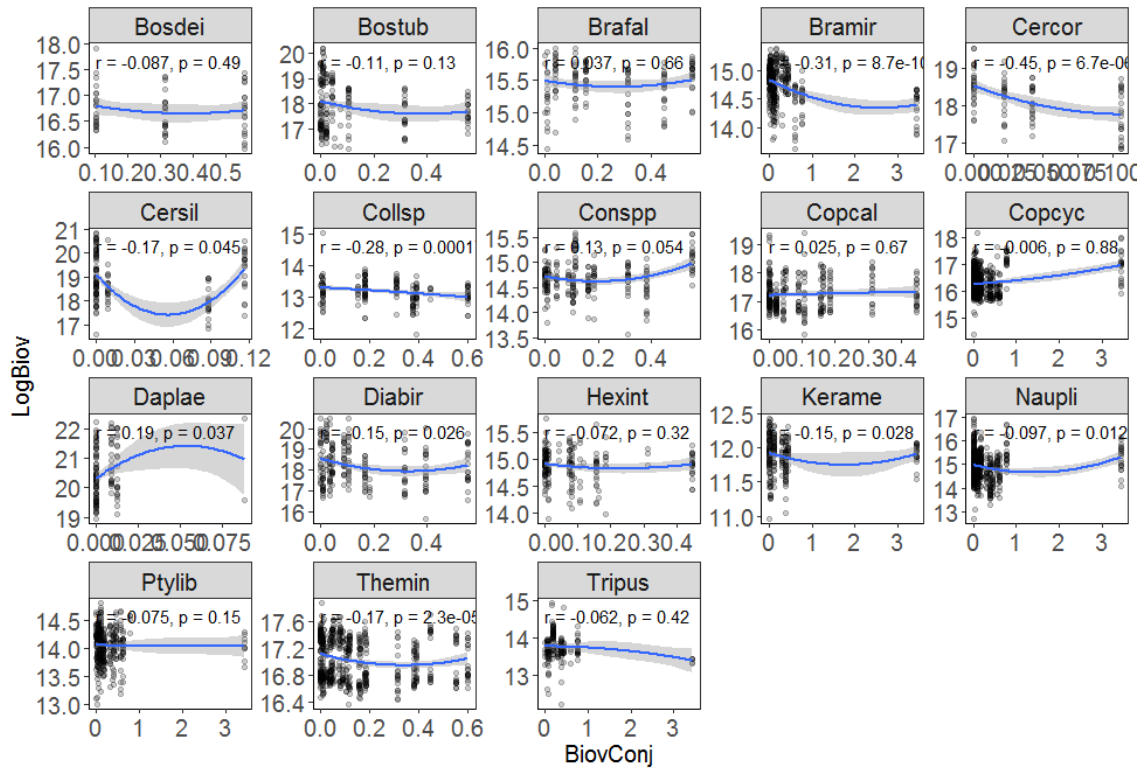
**Figura 8:** Gráficos da relação entre biovolume e temperatura média do ar 30 dias antes da coleta para cada espécie.



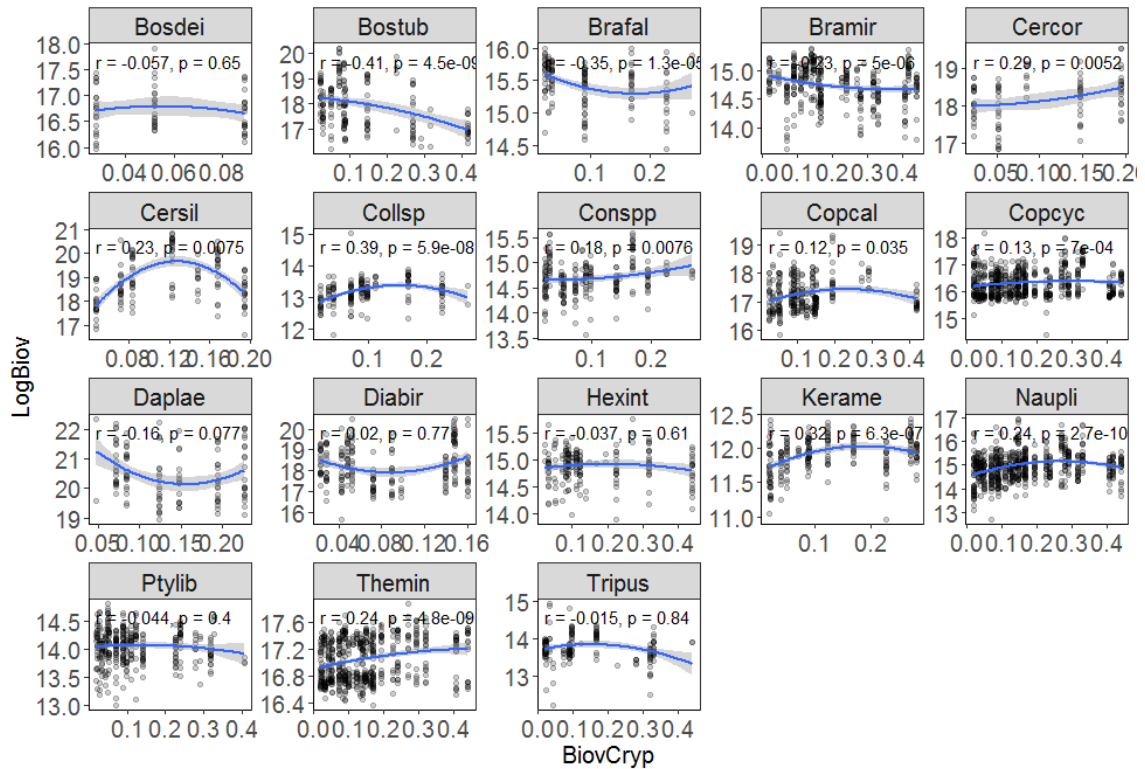
**Figura 9:** Gráficos da relação entre biovolume e biovolume de algas Trebouxiophyceae



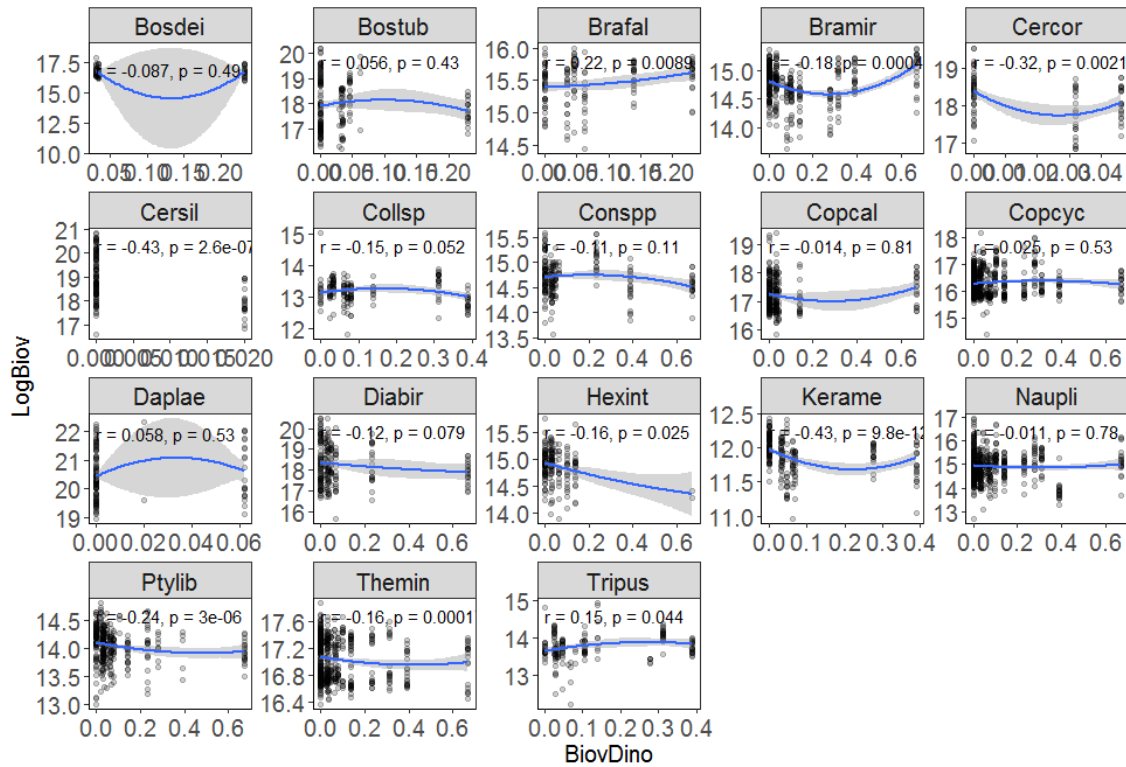
**Figura 10:** Gráficos da relação entre biovolume e biovolume de algas Cyanobacteria.



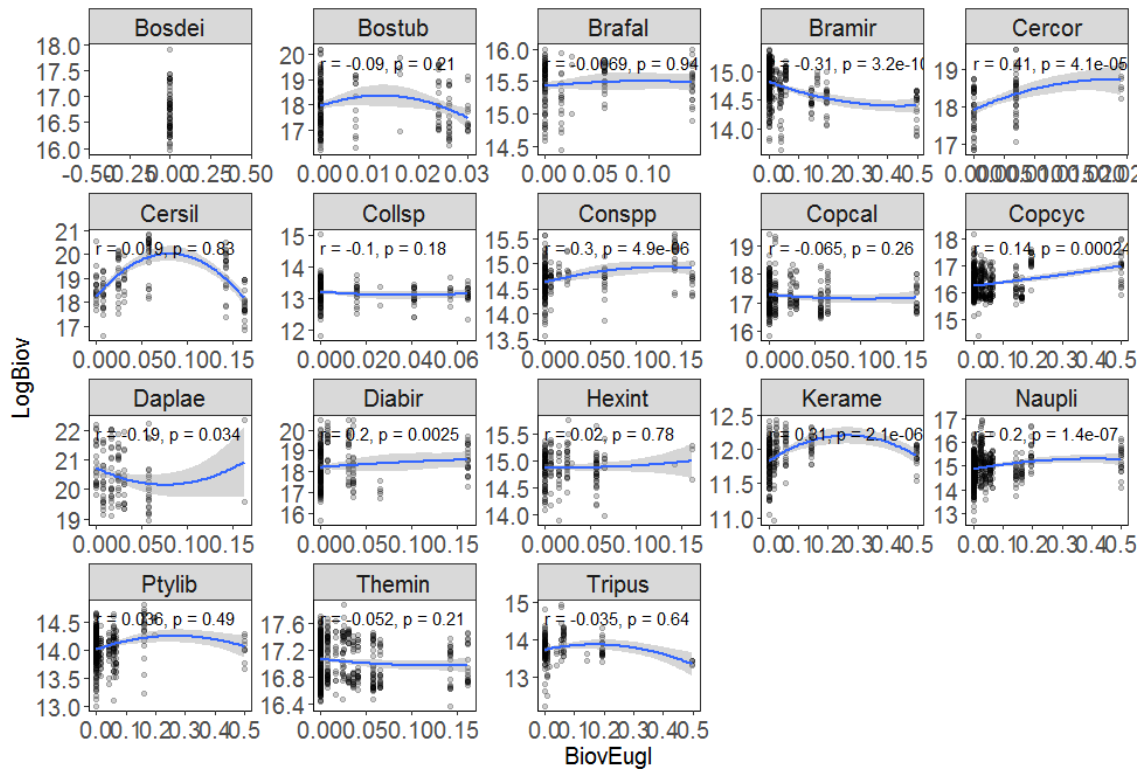
**Figura 11:** Gráficos da relação entre biovolume e biovolume de algas Conjugatophyceae.



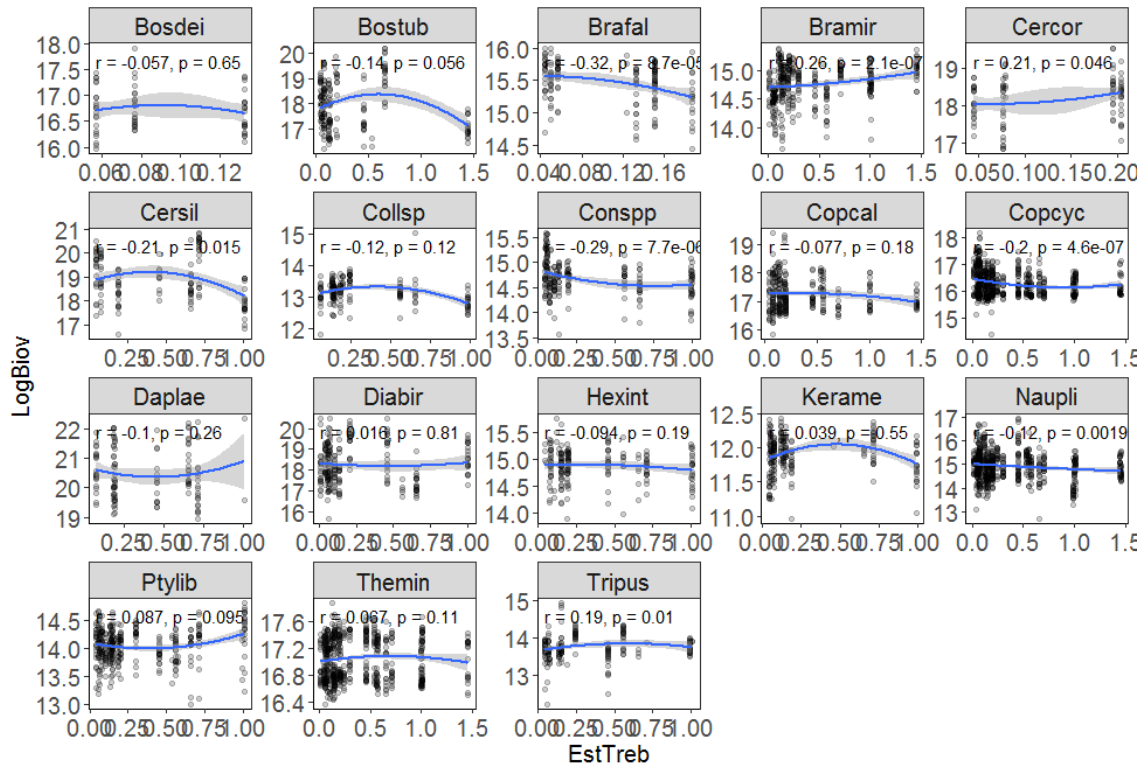
**Figura 12:** Gráficos da relação entre biovolume e biovolume de algas Cryptoficeae.



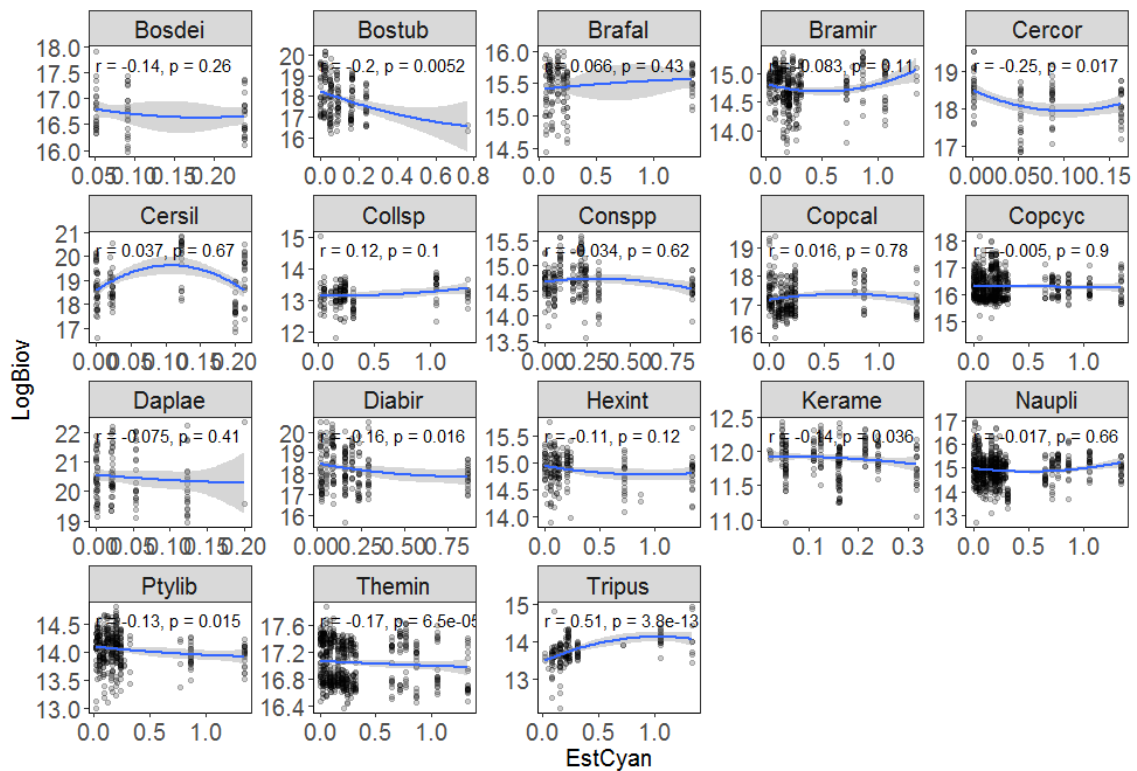
**Figura 13:** Gráficos da relação entre biovolume e biovolume de algas Dinophyceae.



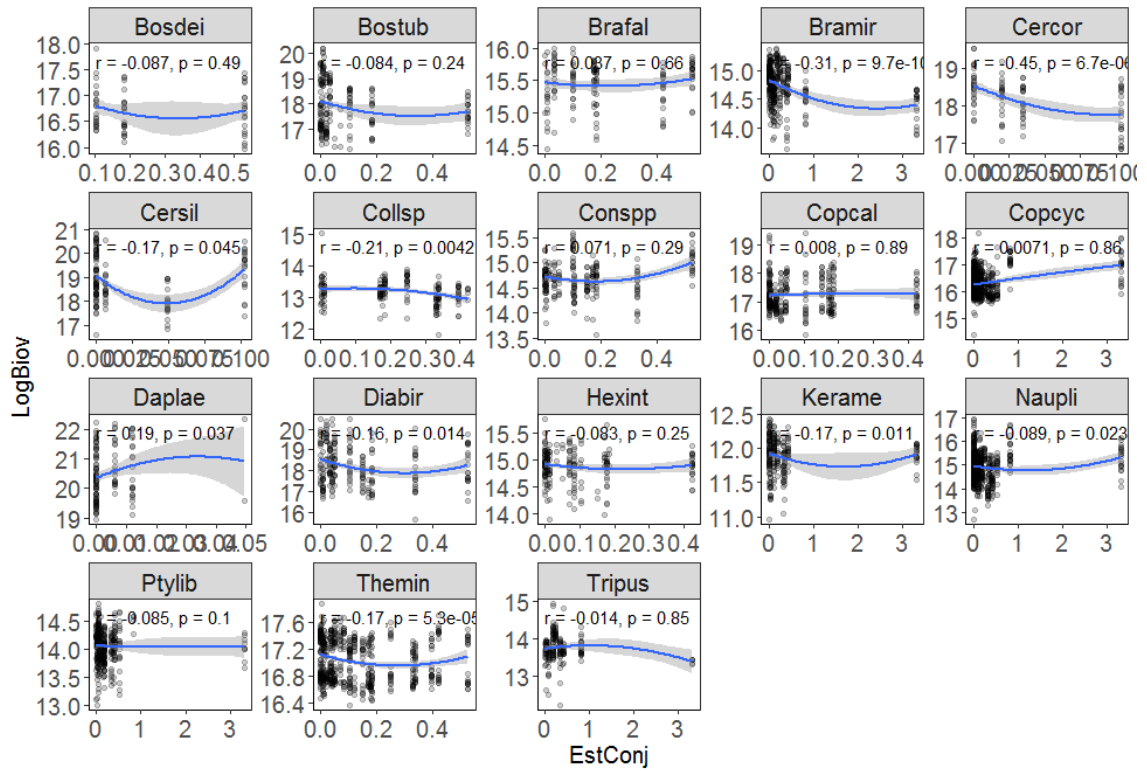
**Figura 14:** Gráficos da relação entre biovolume e biovolume de algas Euglenophyceae.



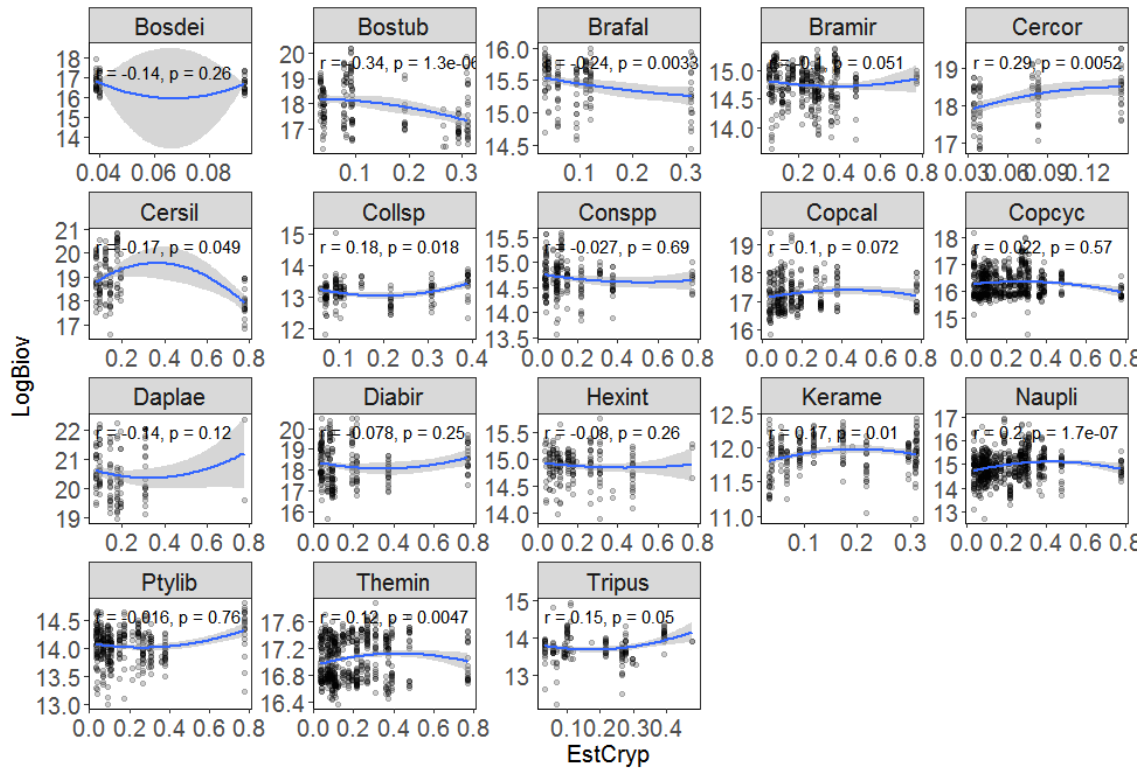
**Figura 15:** Gráficos da relação entre biovolume e estrutura populacional de algas Trebouxiophyceae



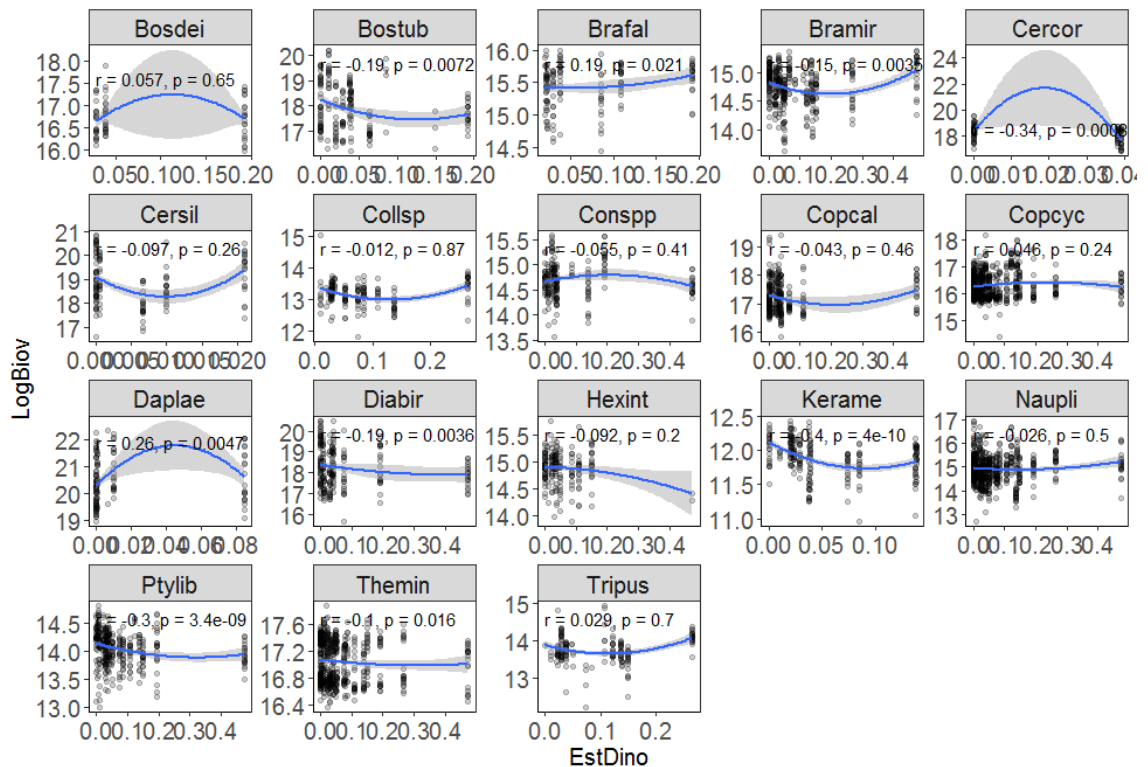
**Figura 16:** Gráficos da relação entre biovolume e estrutura populacional de algas Cyanobacteria.



**Figura 17:** Gráficos da relação entre biovolume e estrutura populacional de algas Conjugatophyceae.

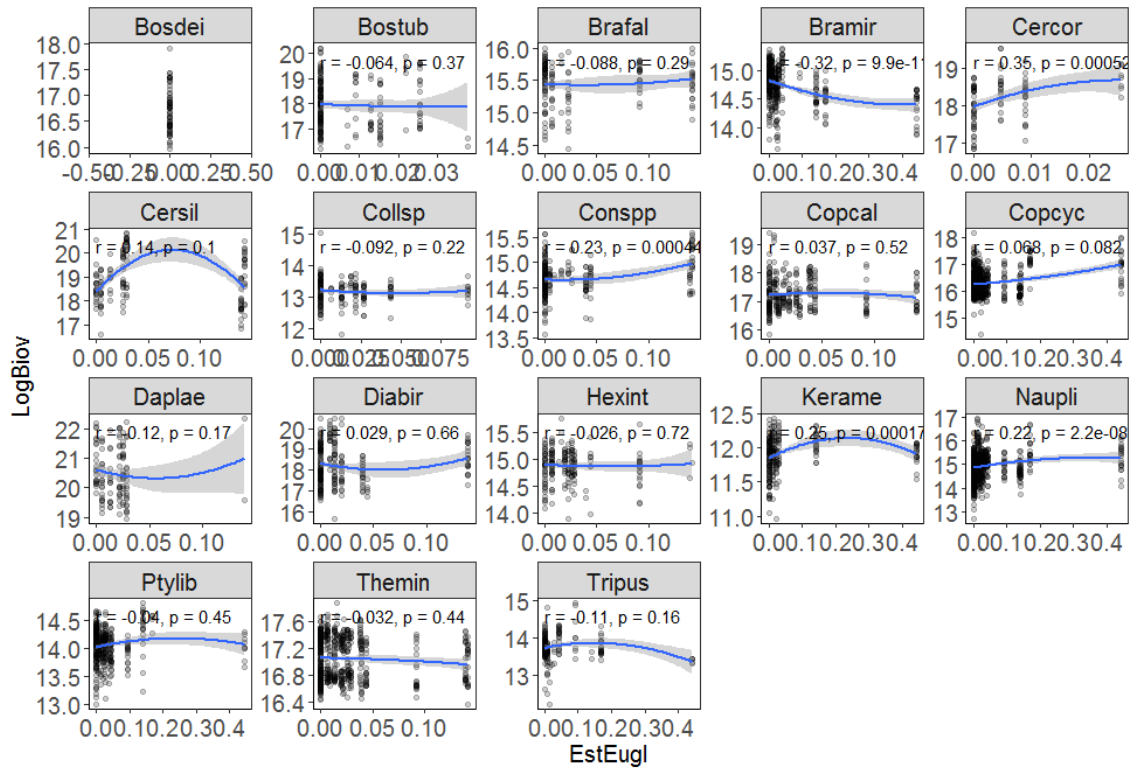


**Figura 18:** Gráficos da relação entre biovolume e estrutura populacional de algas Cryptophyceae.

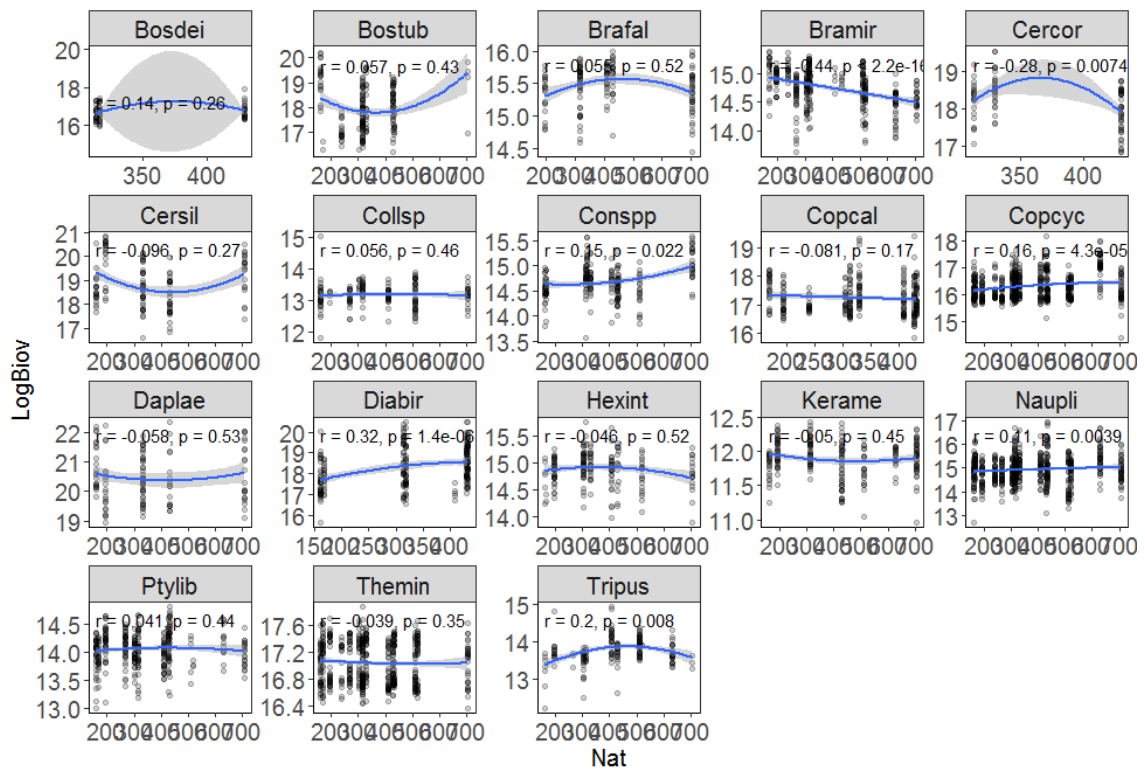


**Figura 19:** Gráficos da relação entre biovolume e estrutura populacional de algas Dinophyceae.

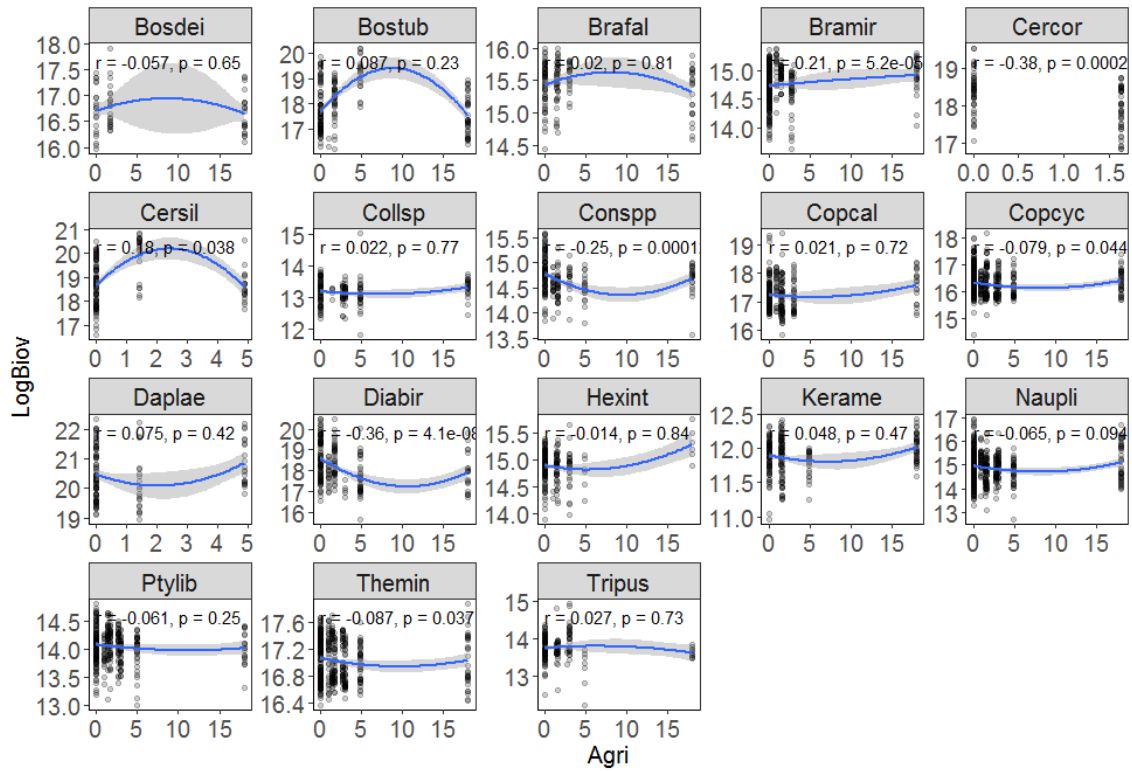




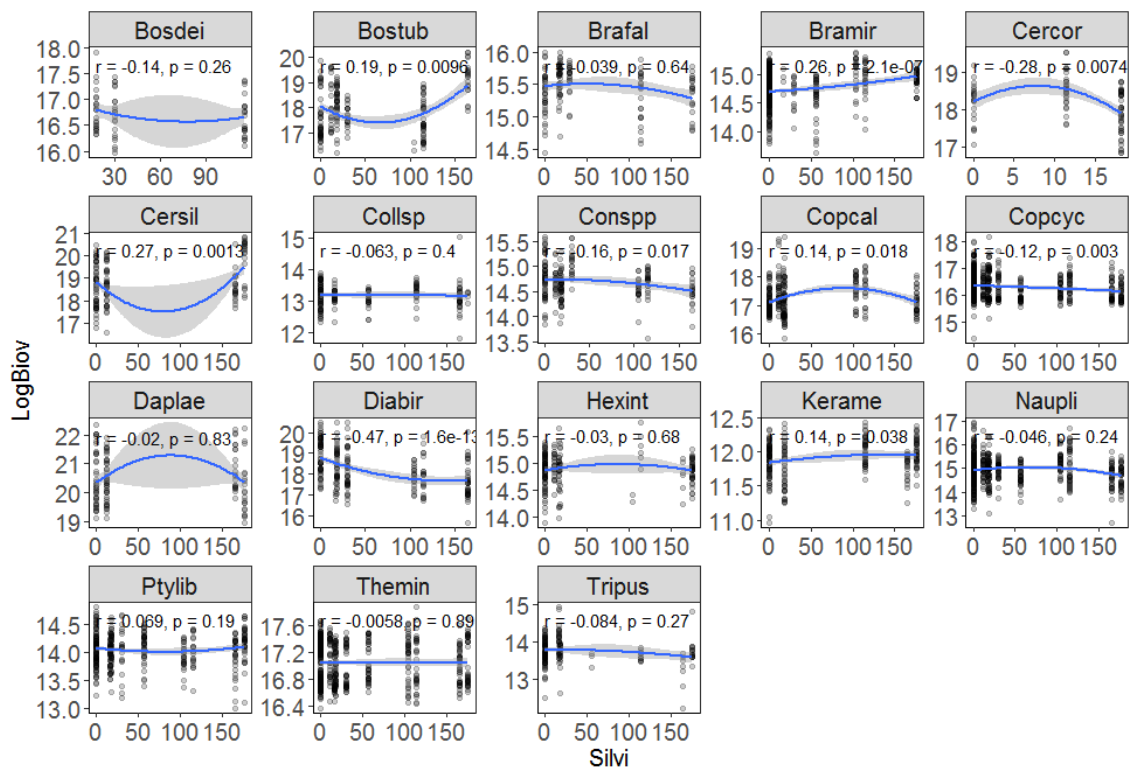
**Figura 20:** Gráficos da relação entre biovolume e estrutura populacional de algas Euglenophyceae.



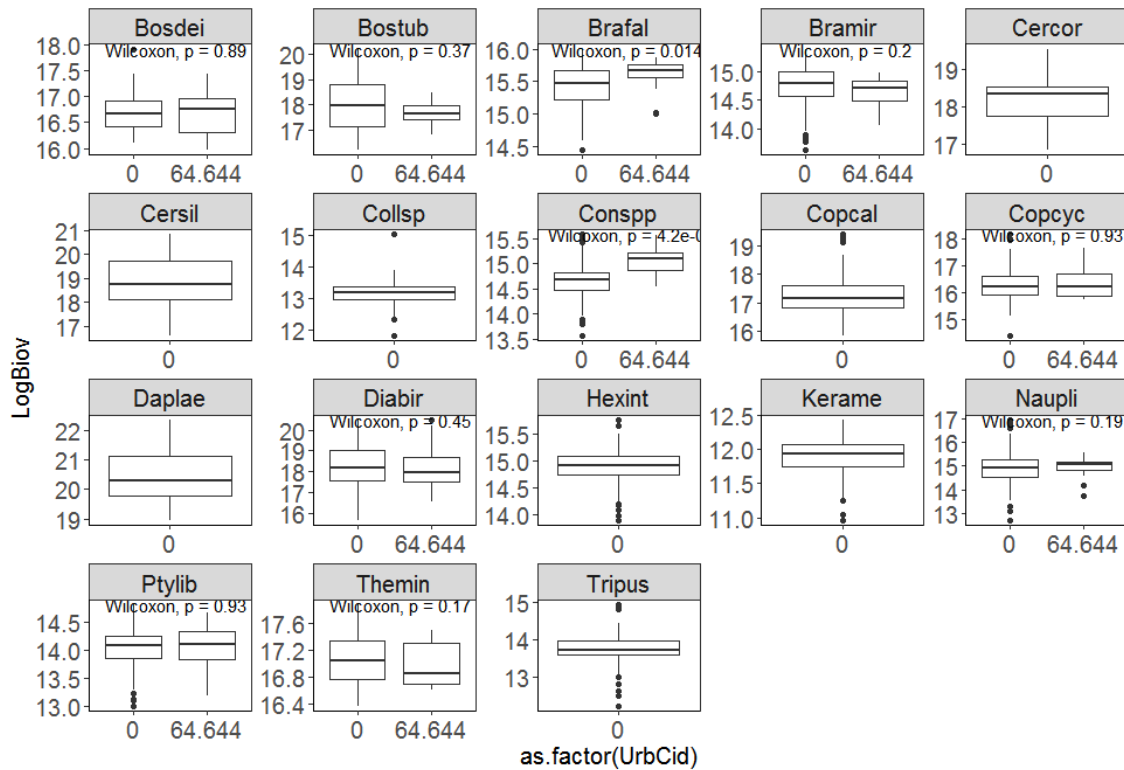
**Figura 21:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



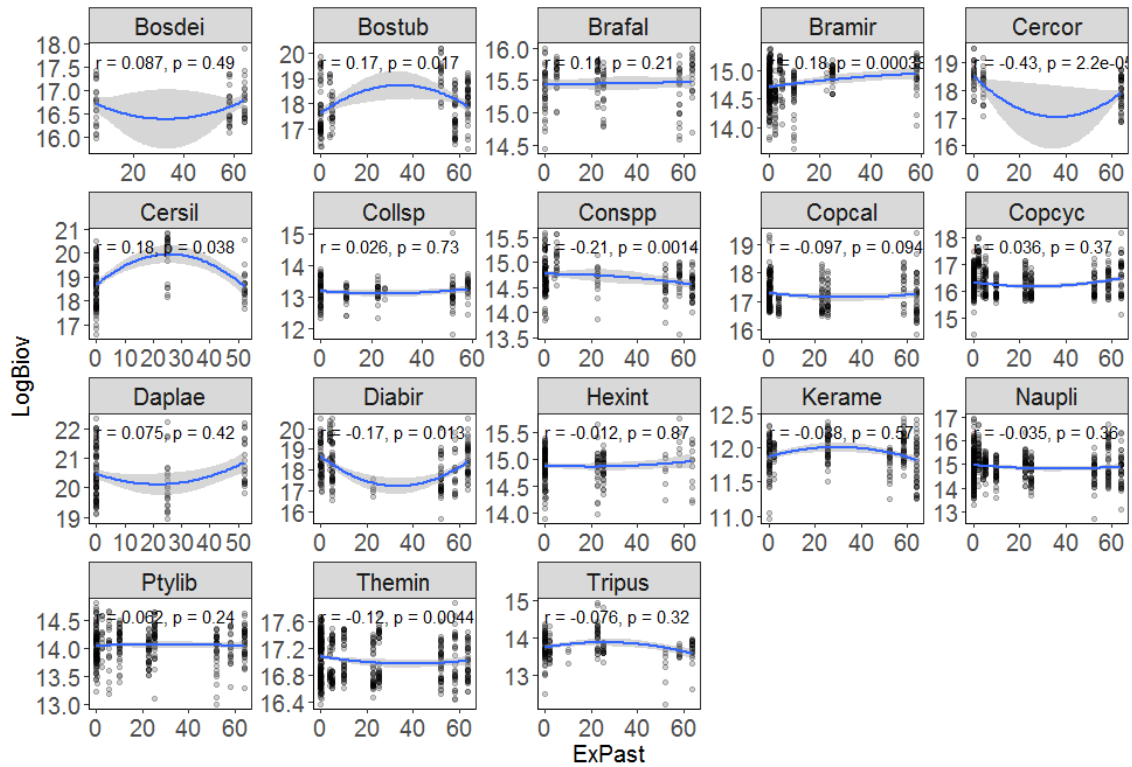
**Figura 22:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por agricultura no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



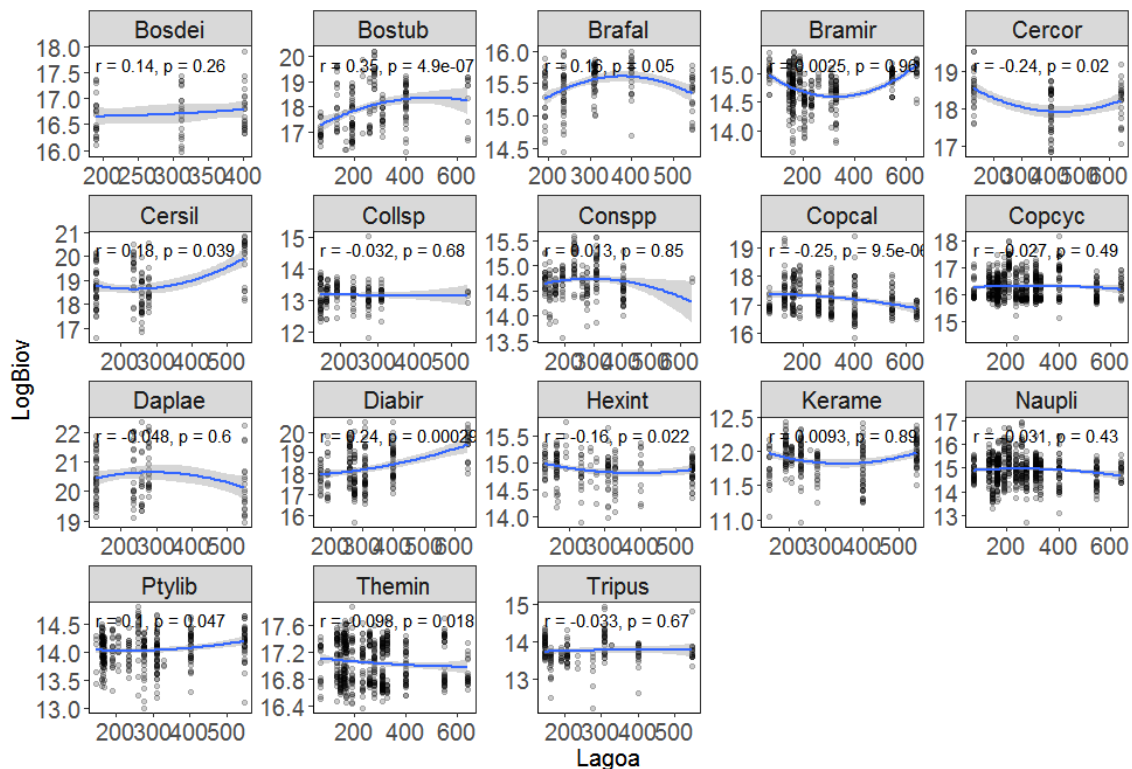
**Figura 23:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por silvicultura no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



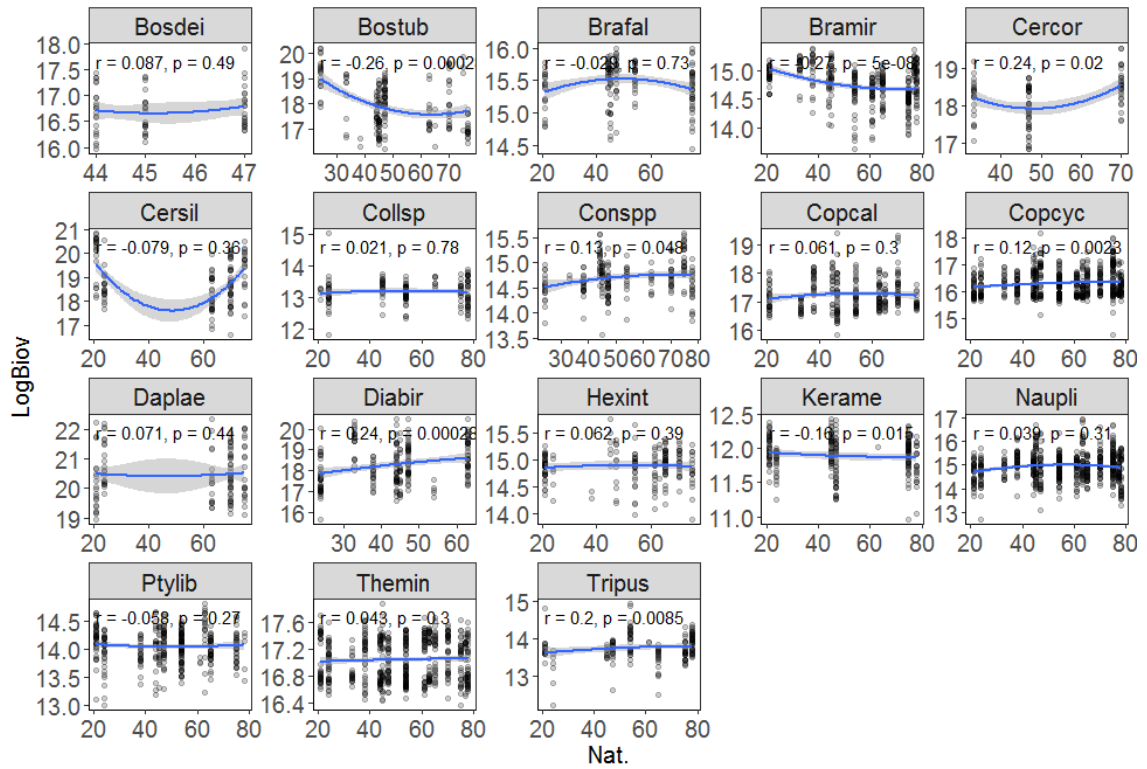
**Figura 24:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por urbanização no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



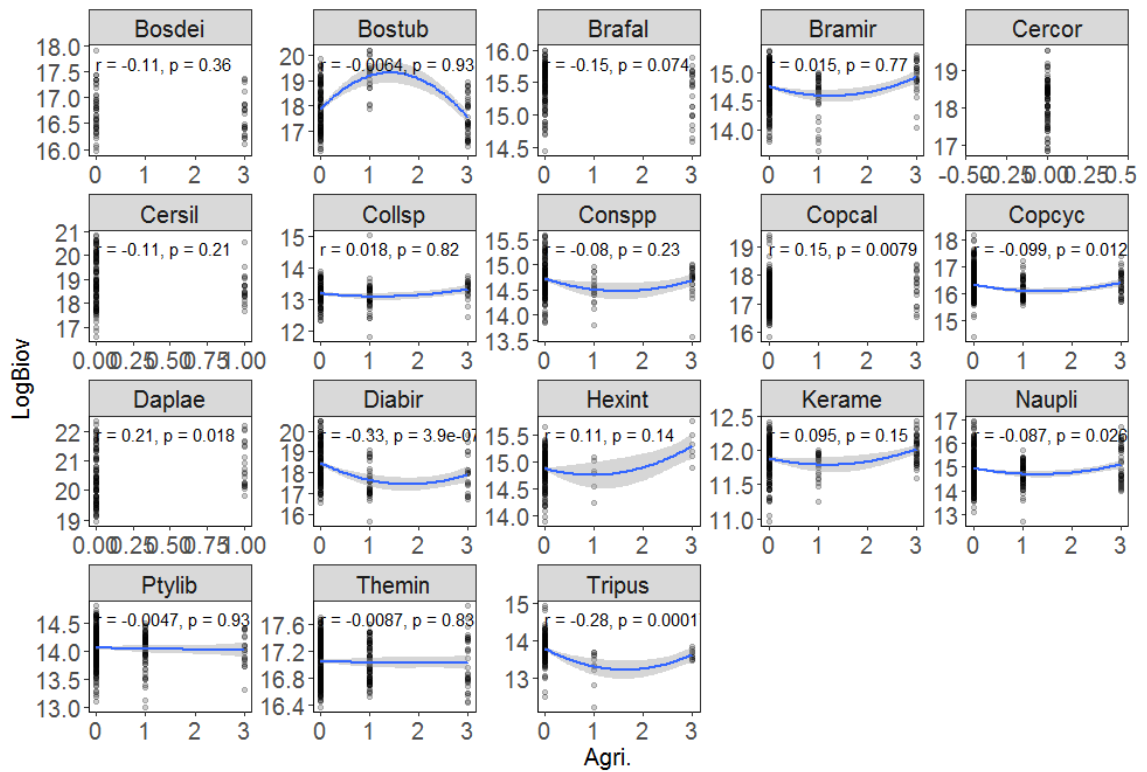
**Figura 25:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por área de pastagem ou solo exposto no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



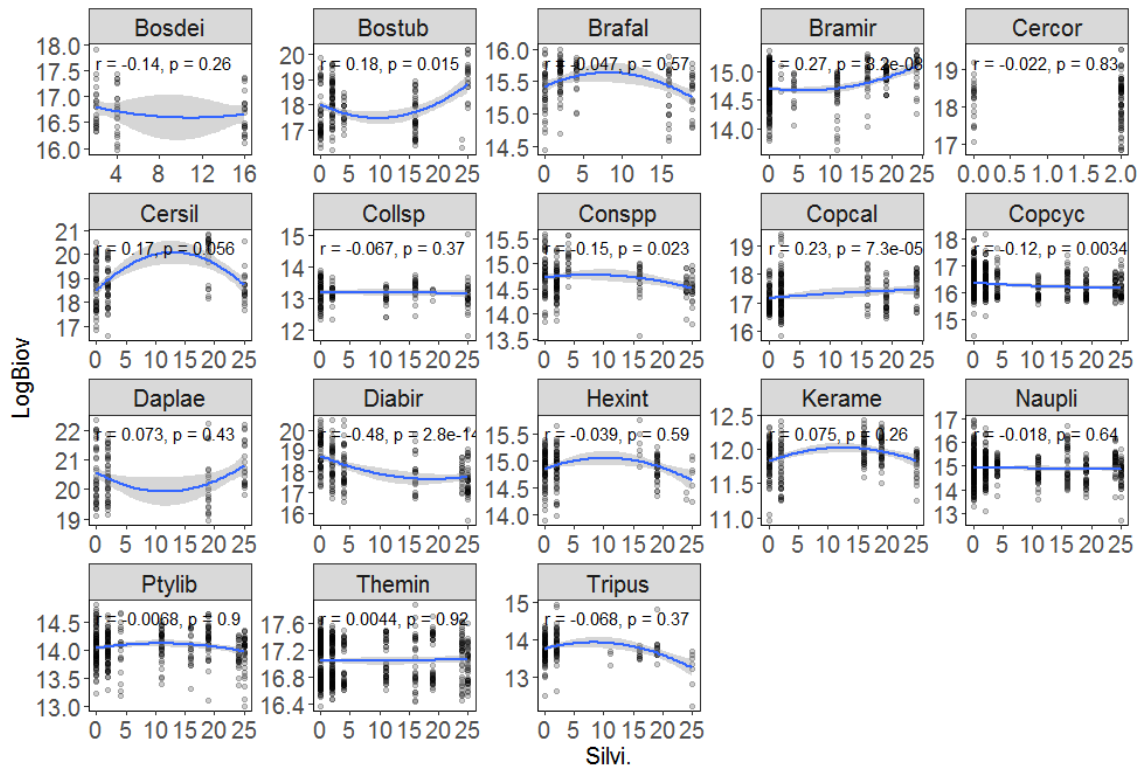
**Figura 26:** Gráficos da relação entre biovolume e porcentagem da lagoa/margem incluída no raio de 1 km.



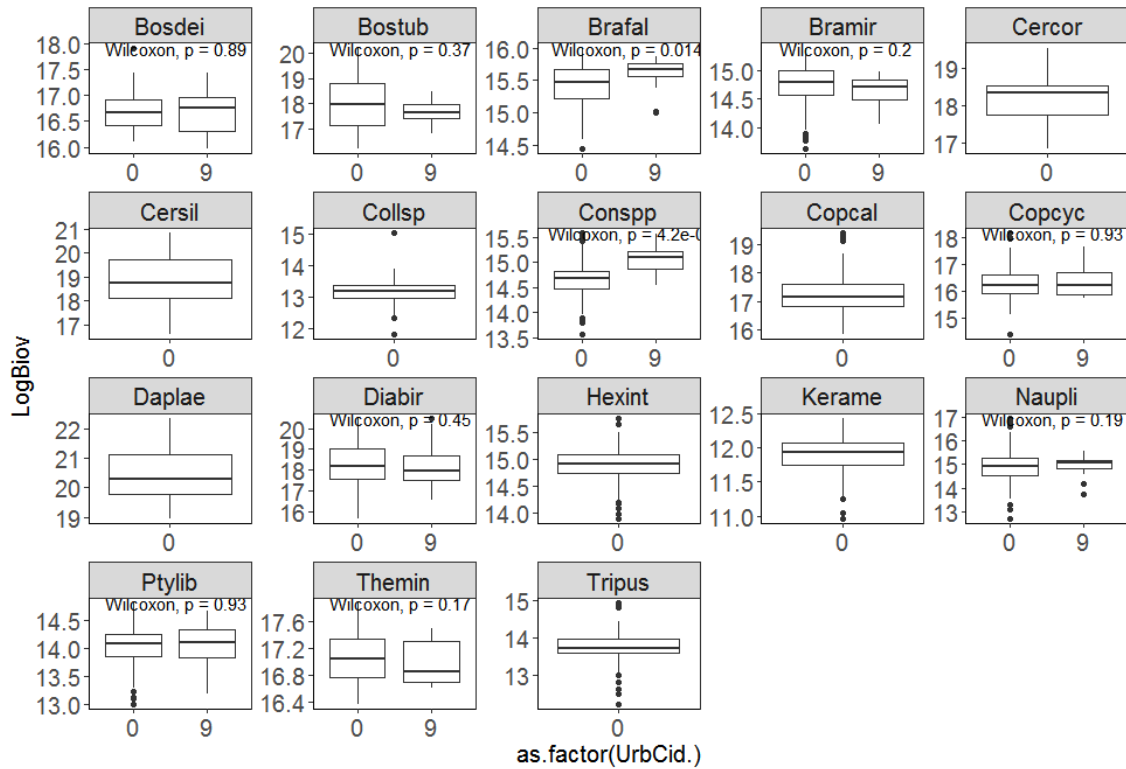
**Figura 27:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa no entorno da lagoa em %.



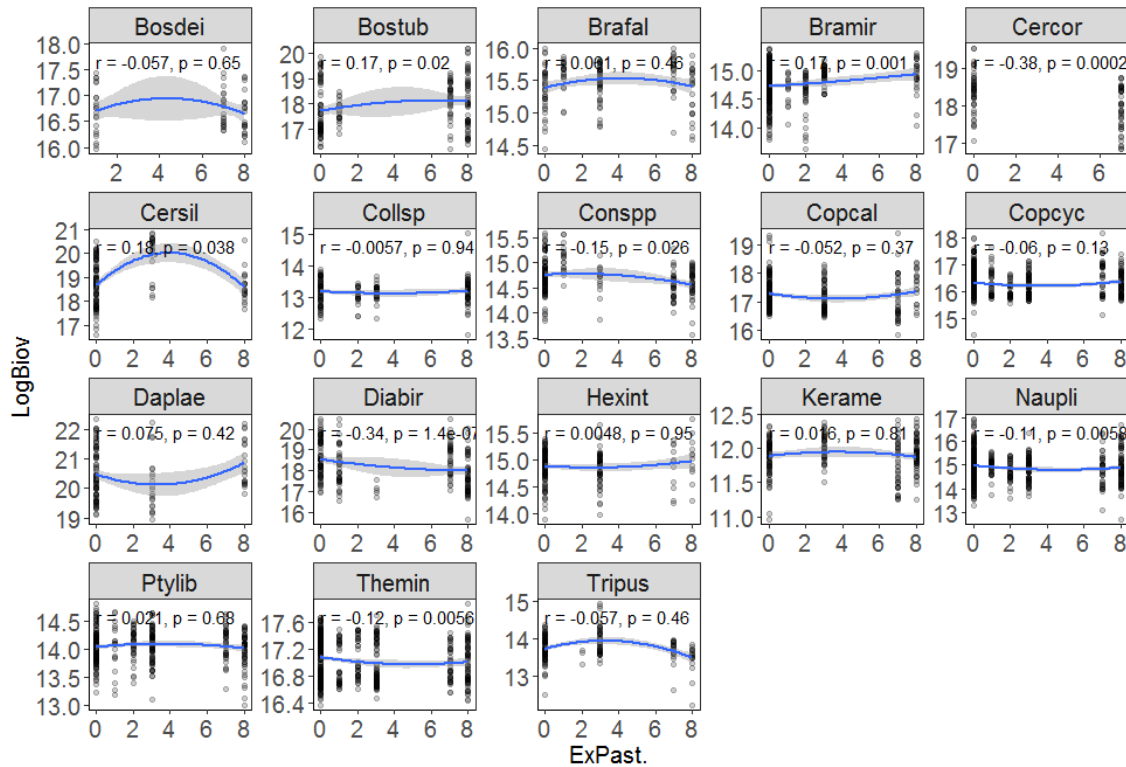
**Figura 28:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por agricultura no entorno da lagoa em %.



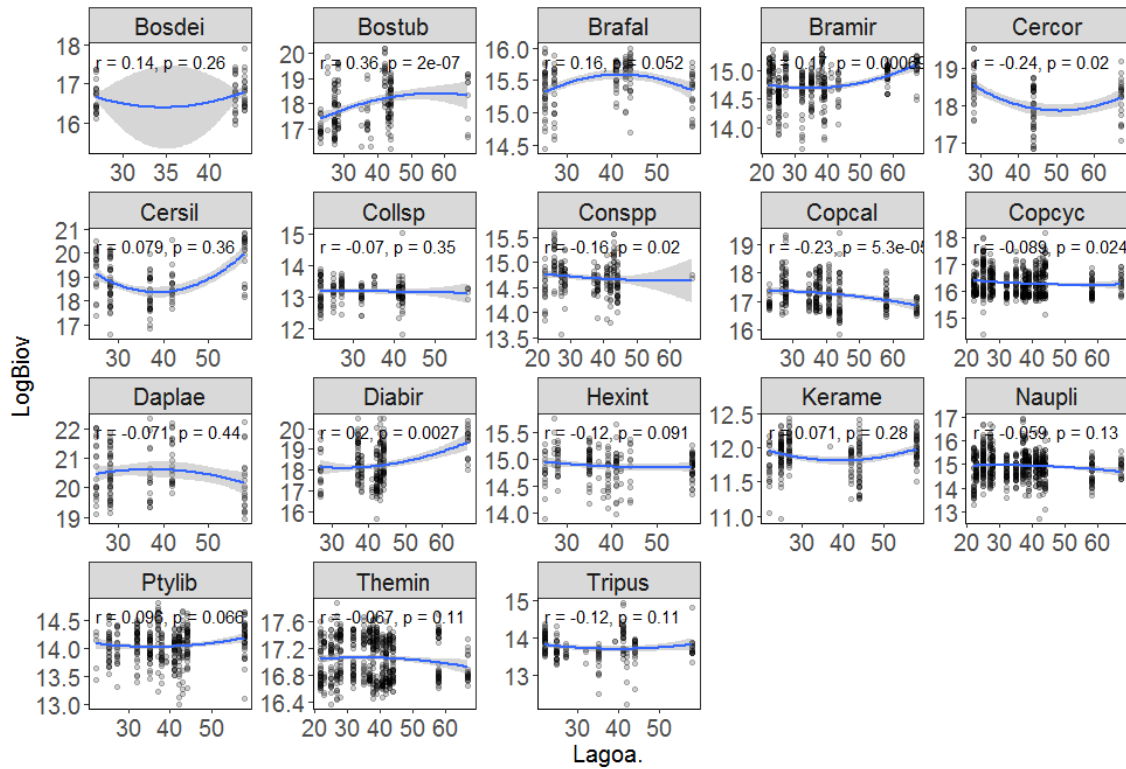
**Figura 29:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por silvicultura no entorno da lagoa em %.



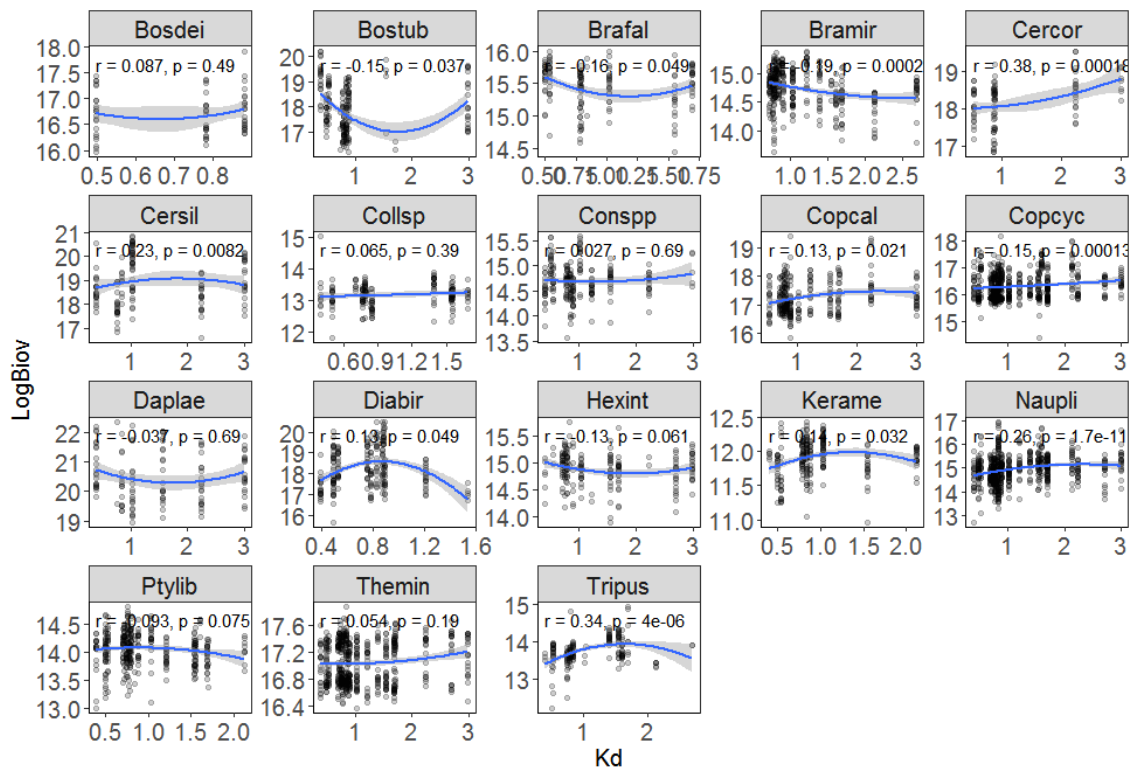
**Figura 30:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por urbanização no entorno da lagoa em %.



**Figura 31:** Gráficos da relação entre biovolume e vegetação nativa substituída por pastagem/solo exposto no entorno da lagoa em %.

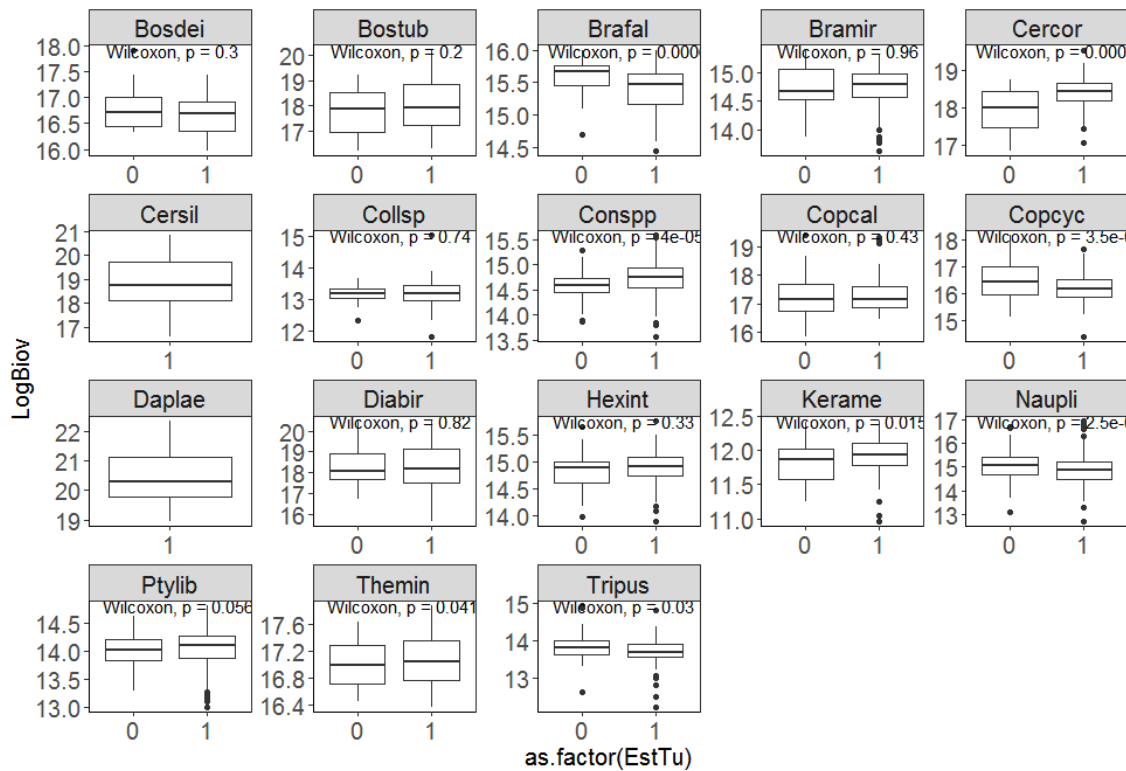


**Figura 32:** Gráficos da relação entre biovolume e porcentagem da lagoa/margem incluída no raio de 1 km em %.

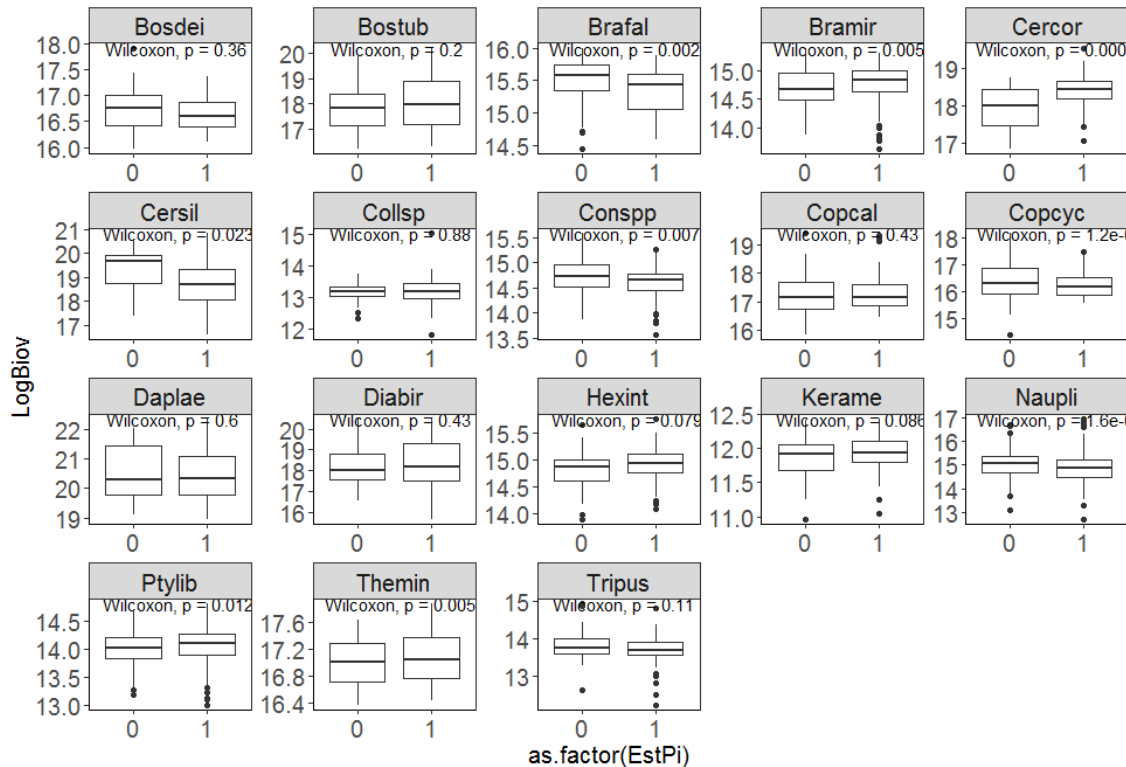




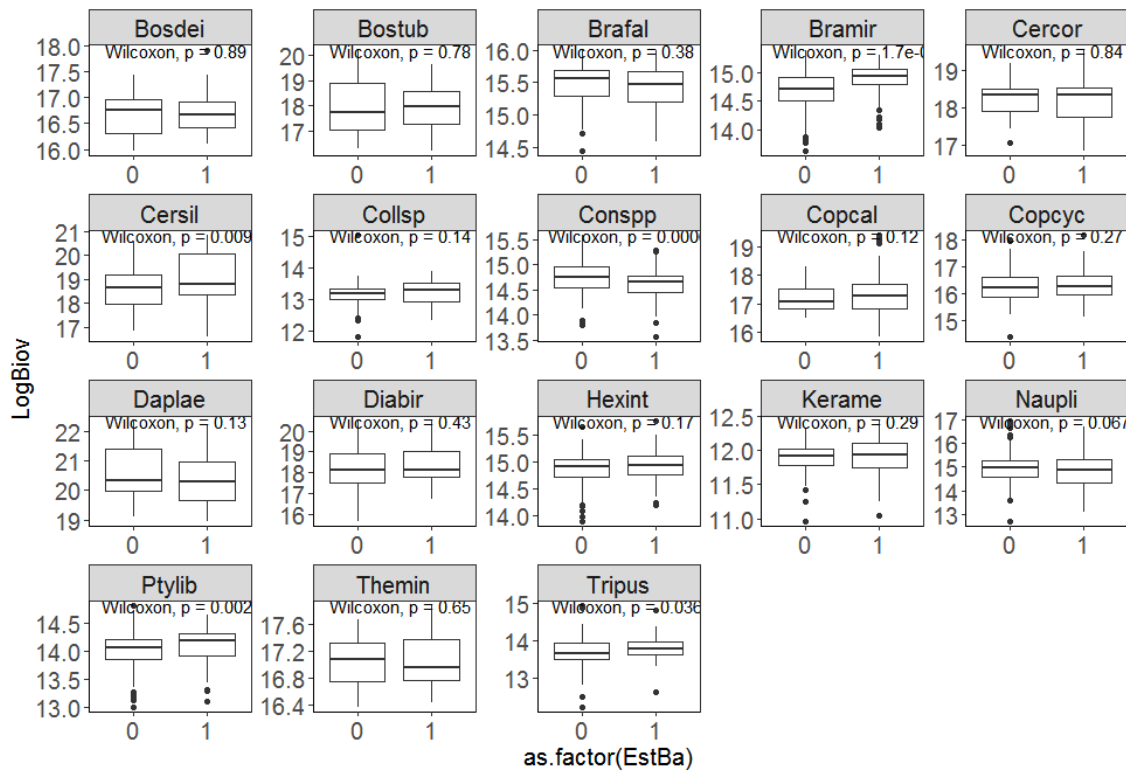
**Figura 33:** Gráficos da relação entre biovolume e porcentagem de refração da luz na coluna d'água.



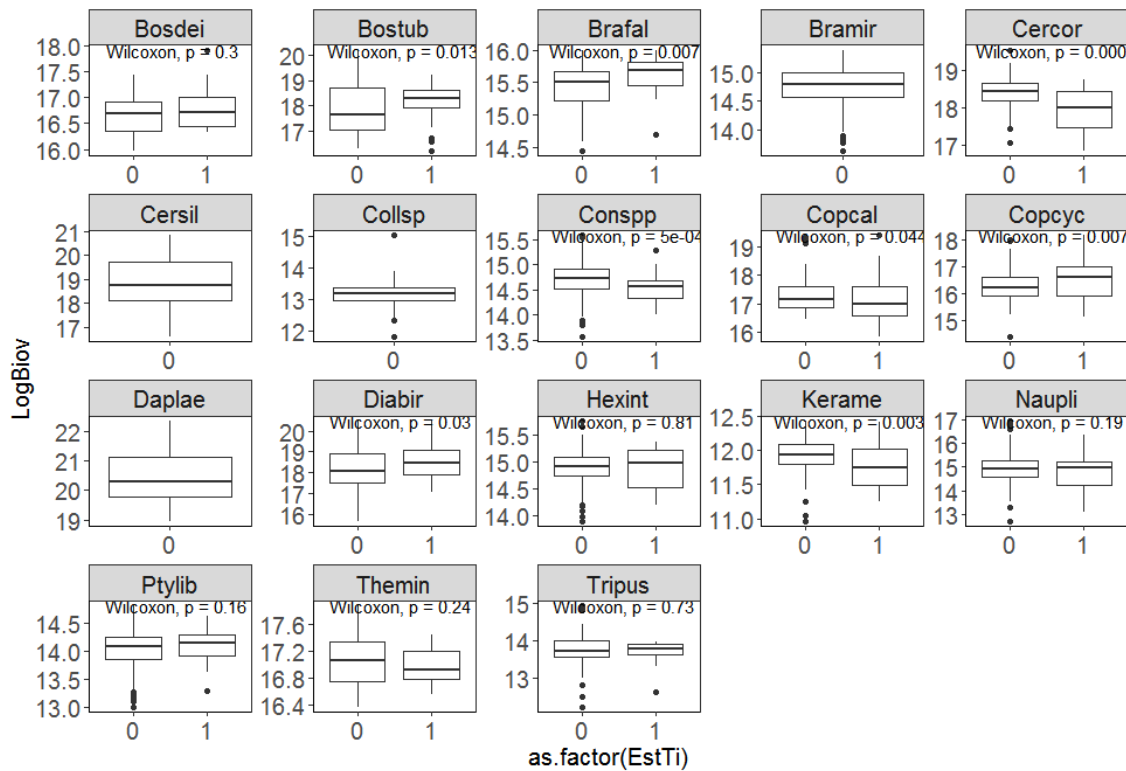
**Figura 34:** Gráficos da relação entre biovolume e presença do peixe exótico Tucunaré.



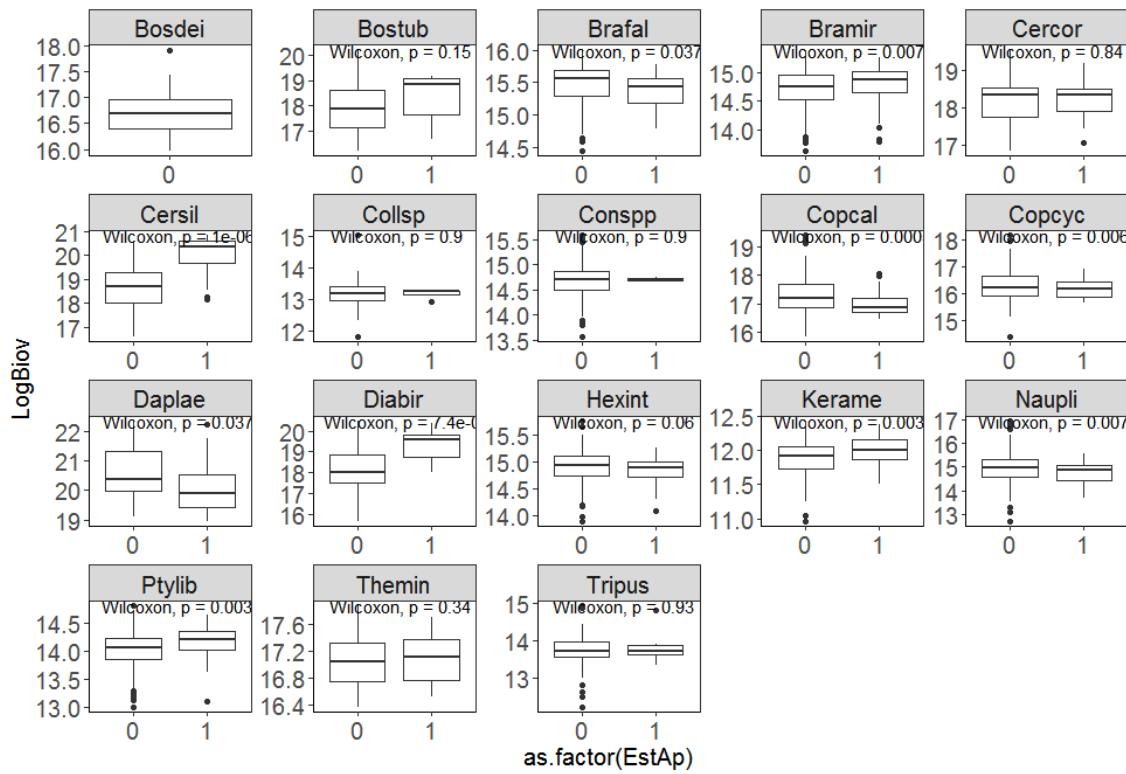
**Figura 35:** Gráficos da relação entre biovolume e presença do peixe exótico Piranha.



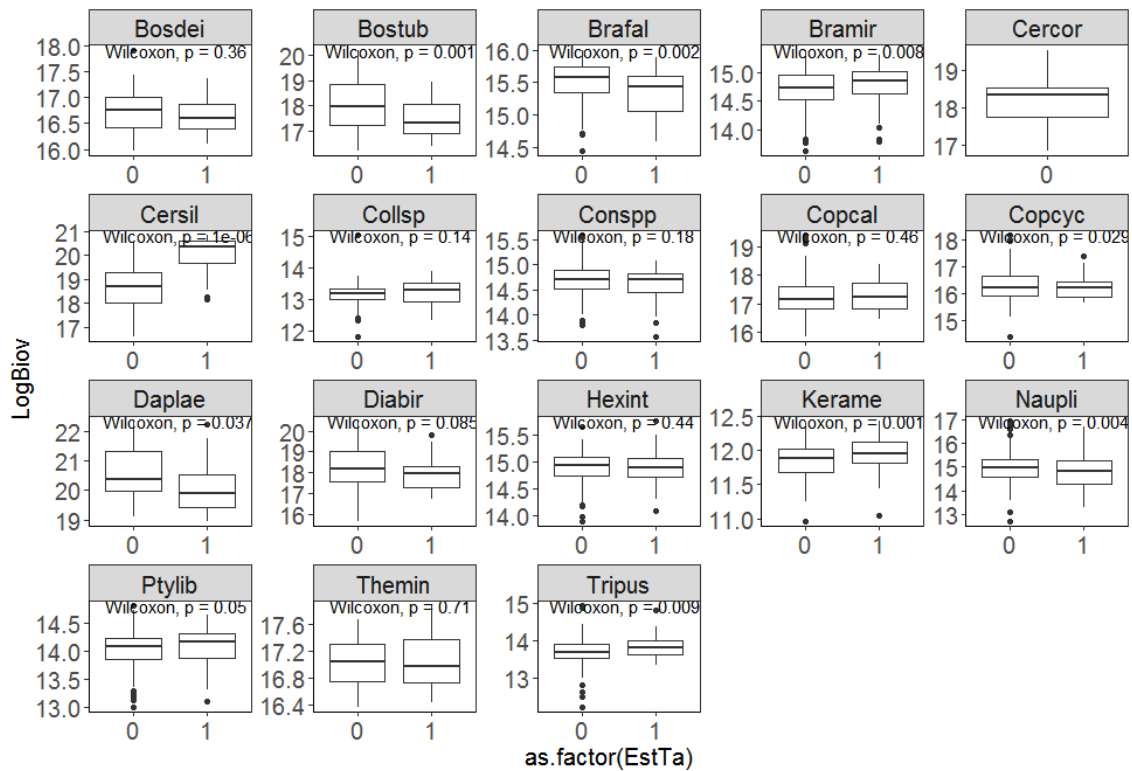
**Figura 36:** Gráficos da relação entre biovolume e presença do peixe exótico Bagre Africano.



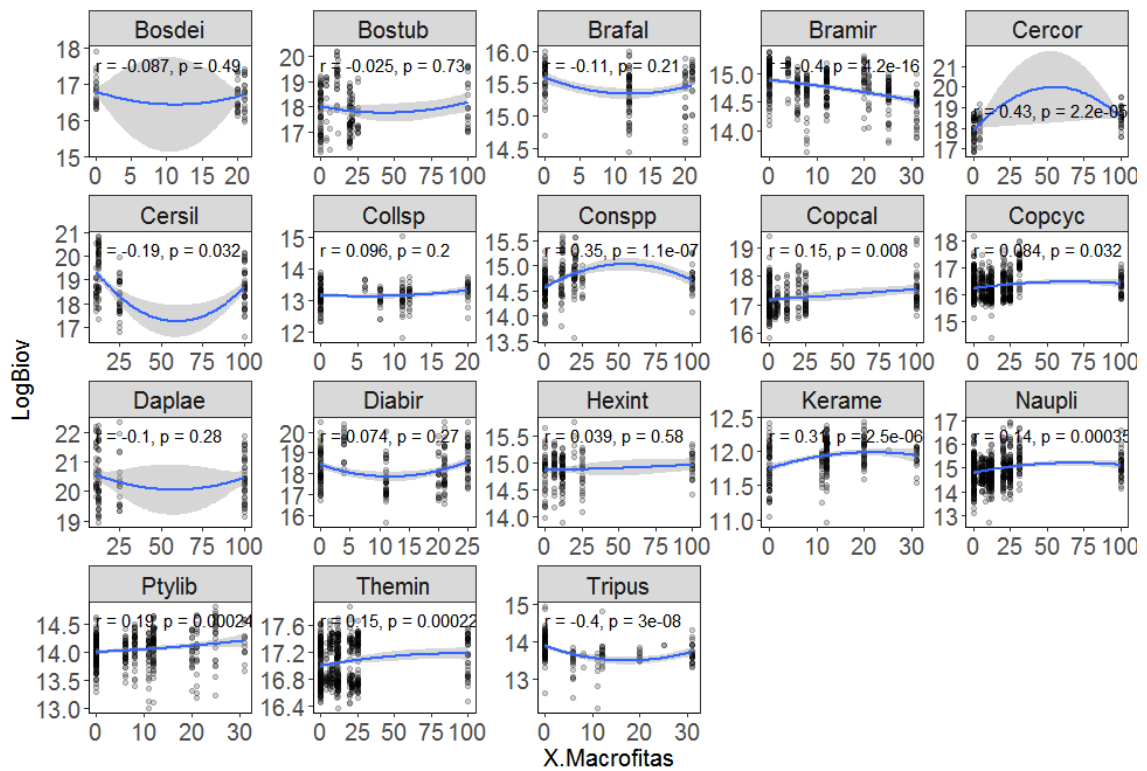
**Figura 37:** Gráficos da relação entre biovolume e presença do peixe exótico Tilápia.



**Figura 38:** Gráficos da relação entre biovolume e presença do peixe exótico Apairi.

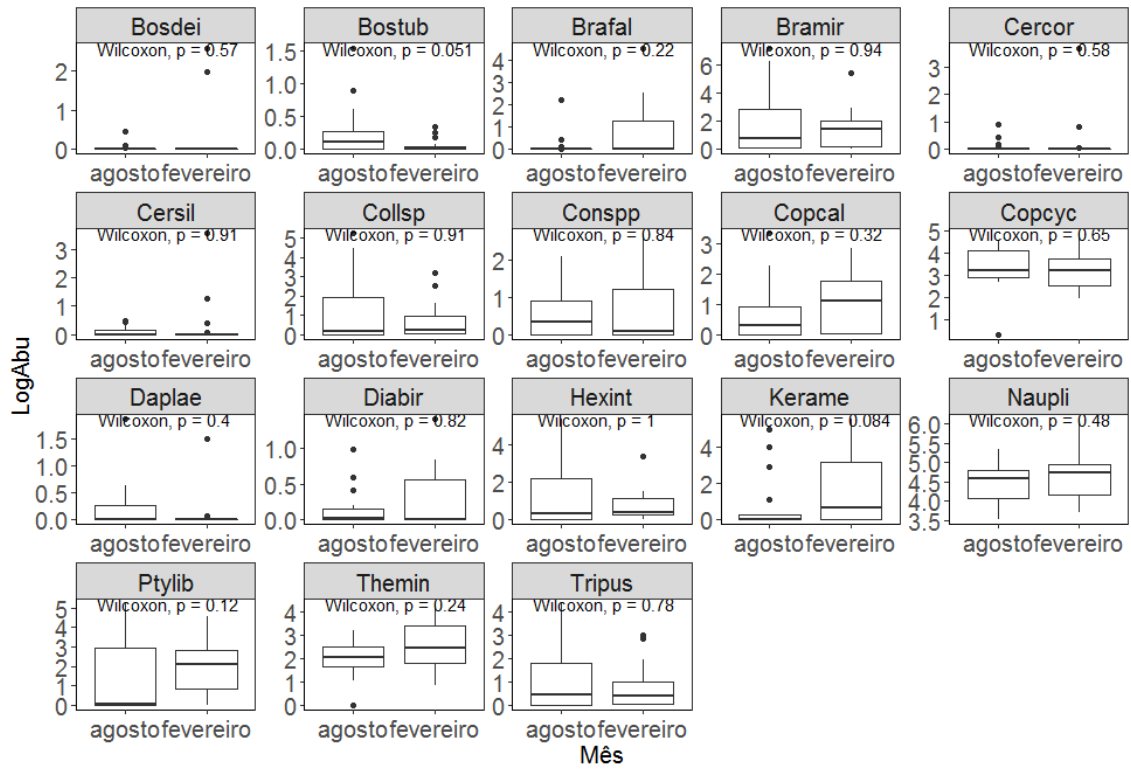


**Figura 39:** Gráficos da relação entre biovolume e presença do peixe exótico Tamboatá.

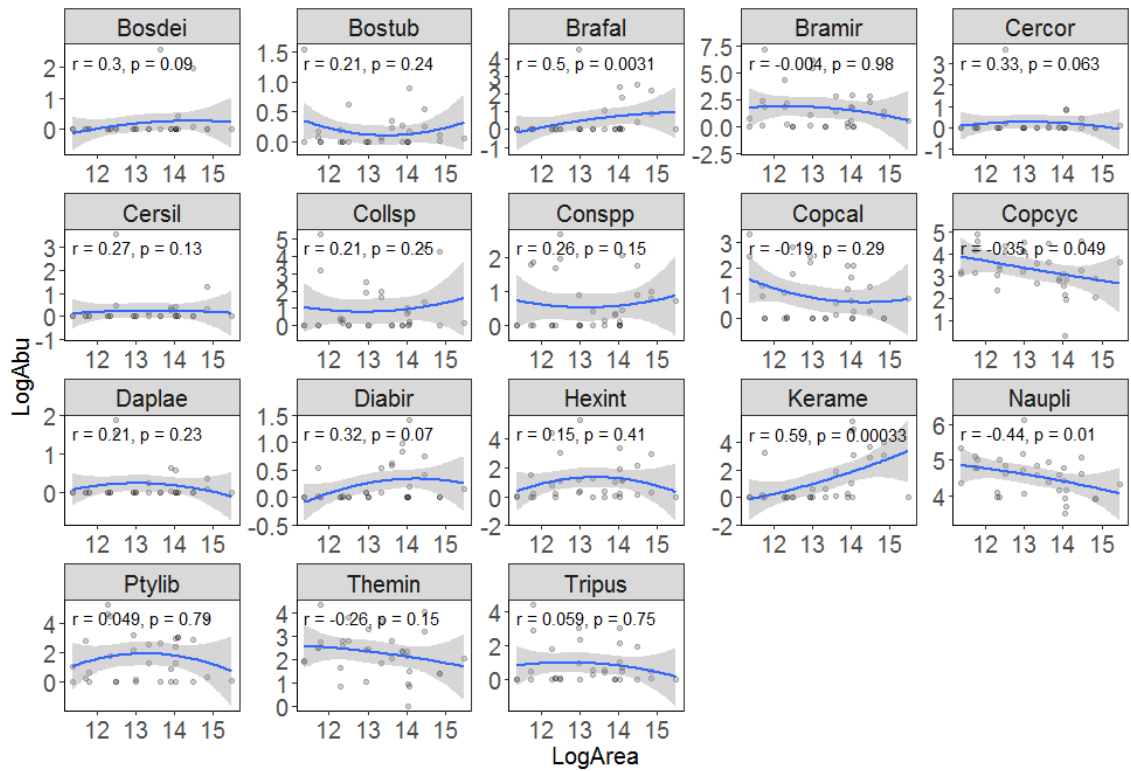


**Figura 40:** Gráficos da relação entre biovolume e porcentagem de macrófitas na lagoa.

## ANEXO II



**Figura 1:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e mês para cada espécie.



**Figura 2:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e área da lagoa para cada espécie.

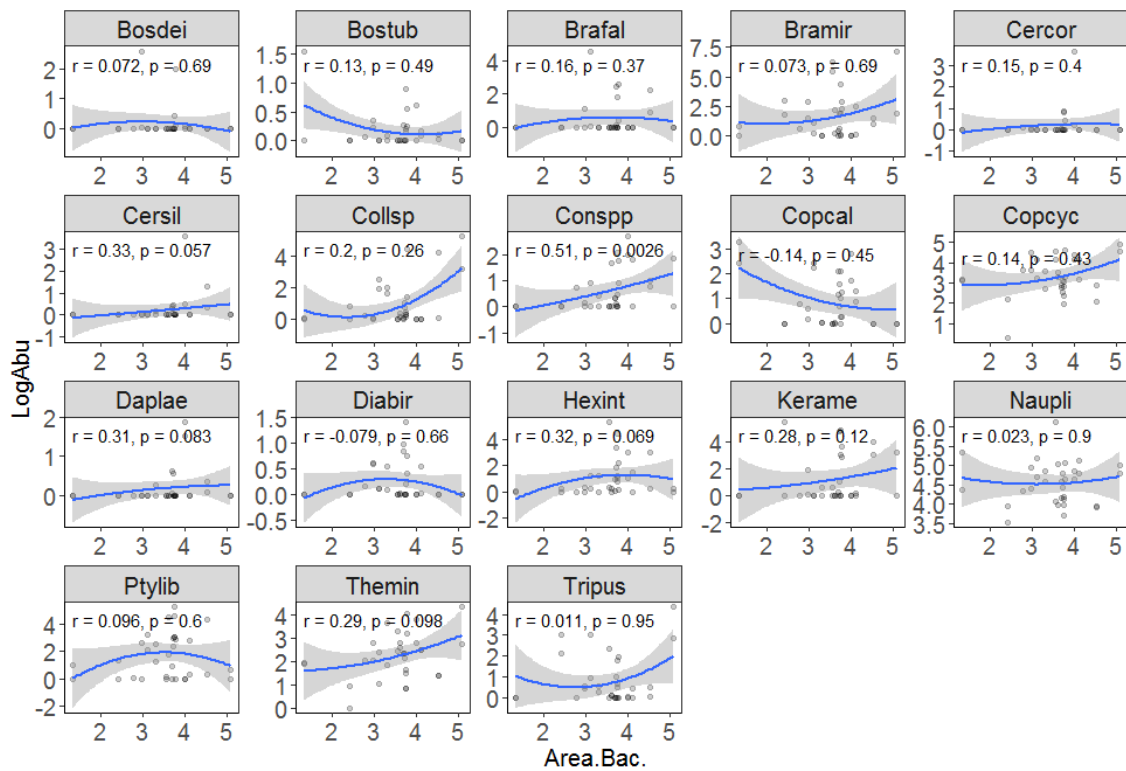
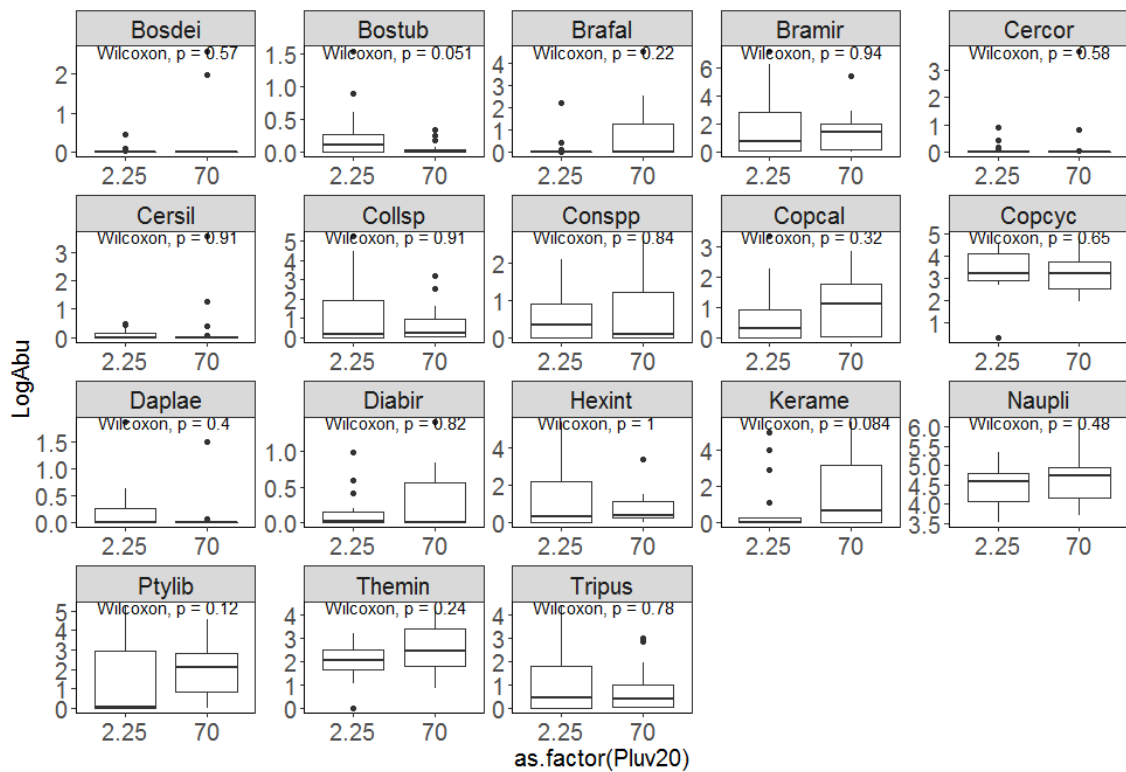
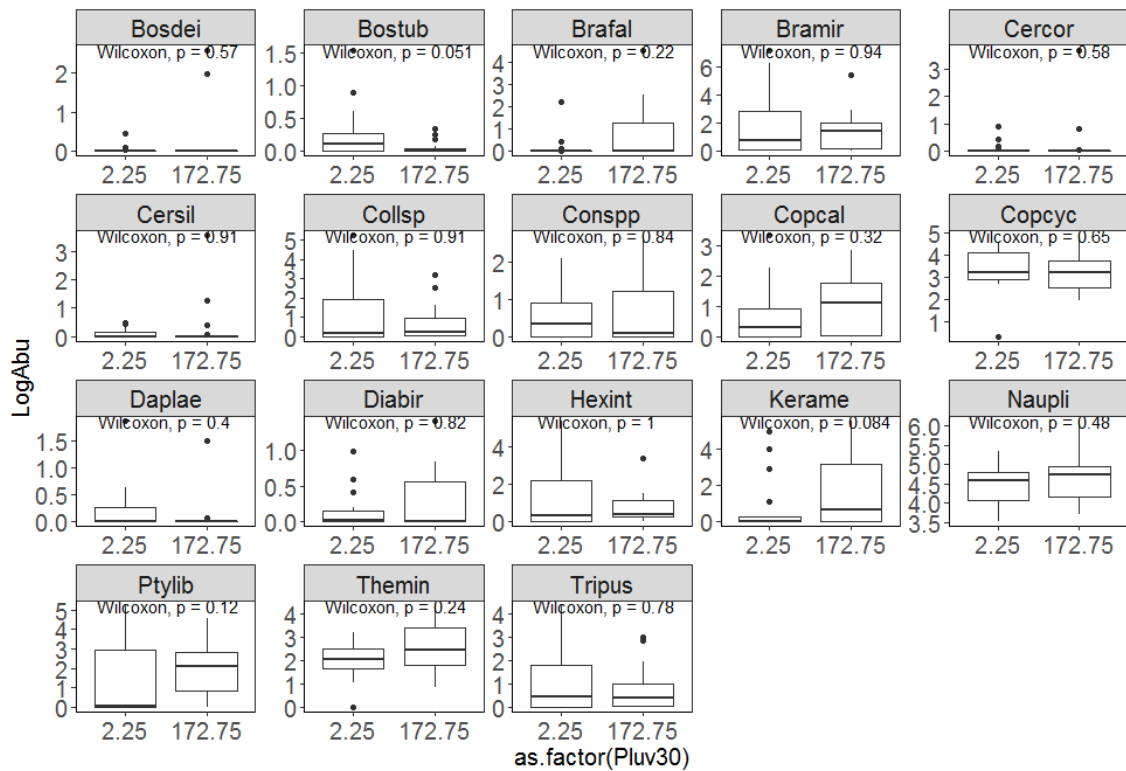


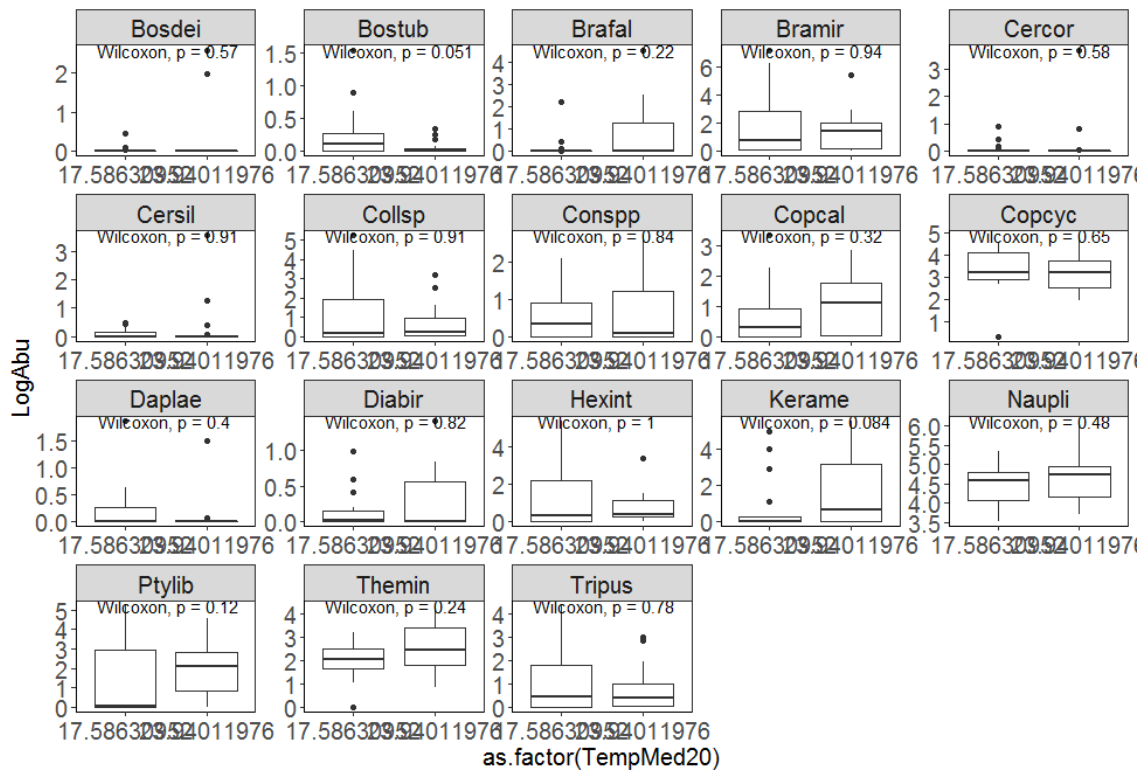
Figura 3: Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e área da bacia para cada espécie.



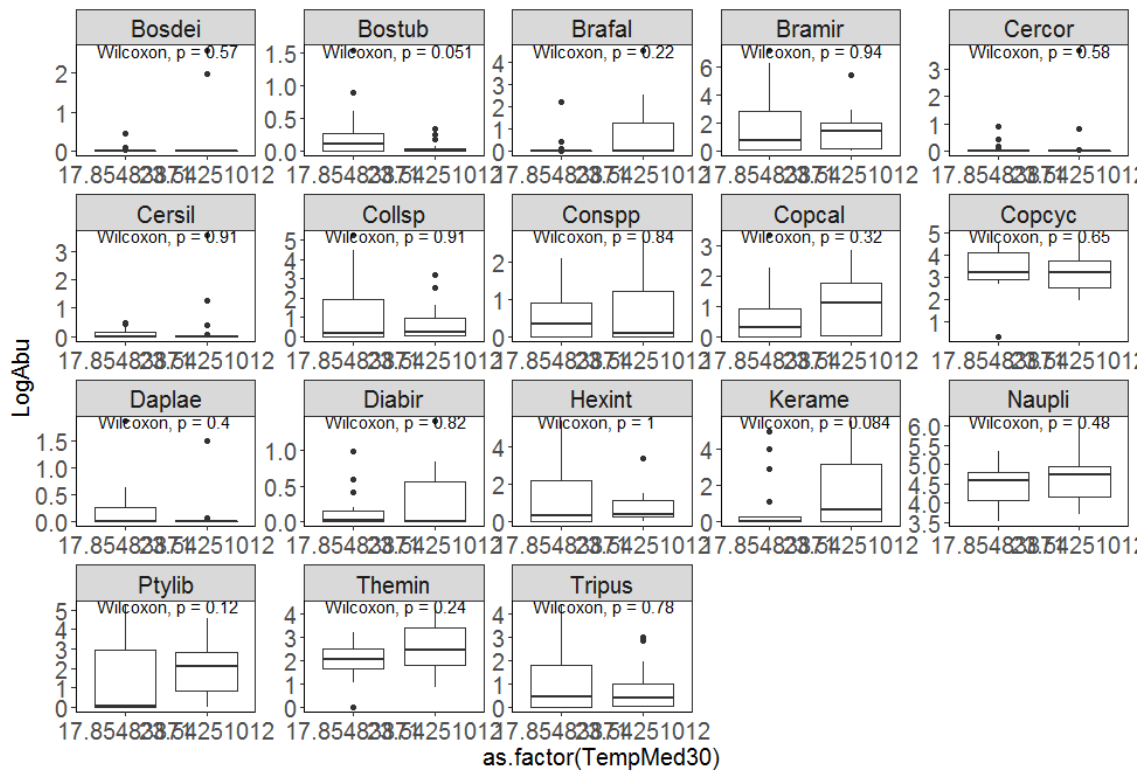
**Figura 4:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e pluviosidade 20 dias antes da coleta para cada espécie.



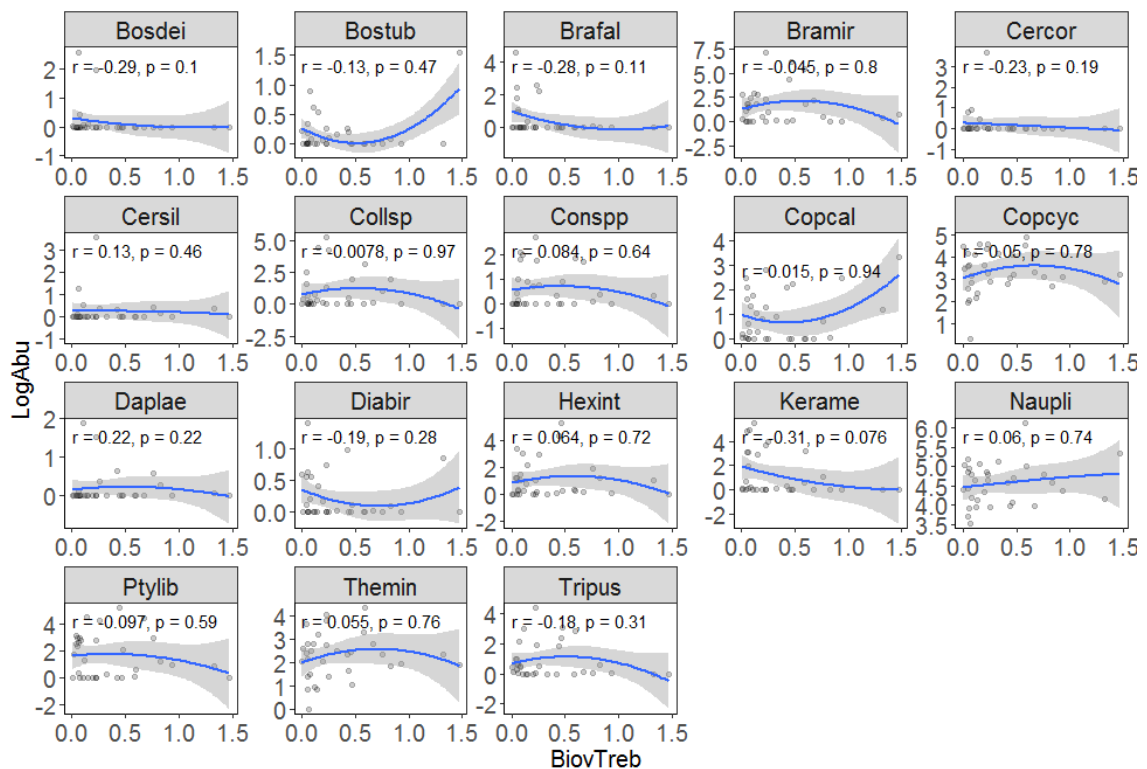
**Figura 5:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e pluviosidade 30 dias antes da coleta para cada espécie.



**Figura 6:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e temperatura média do ar 20 dias antes da coleta para cada espécie.

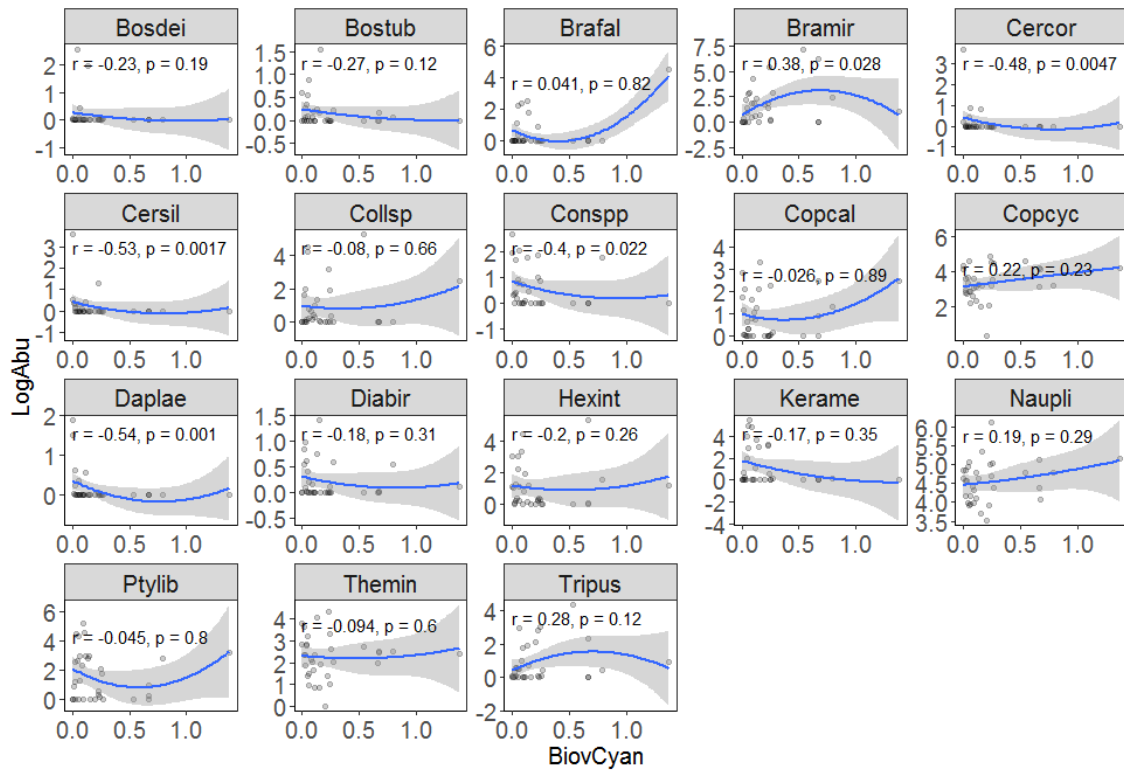


**Figura 7:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e temperatura média do ar 30 dias antes da coleta para cada espécie.

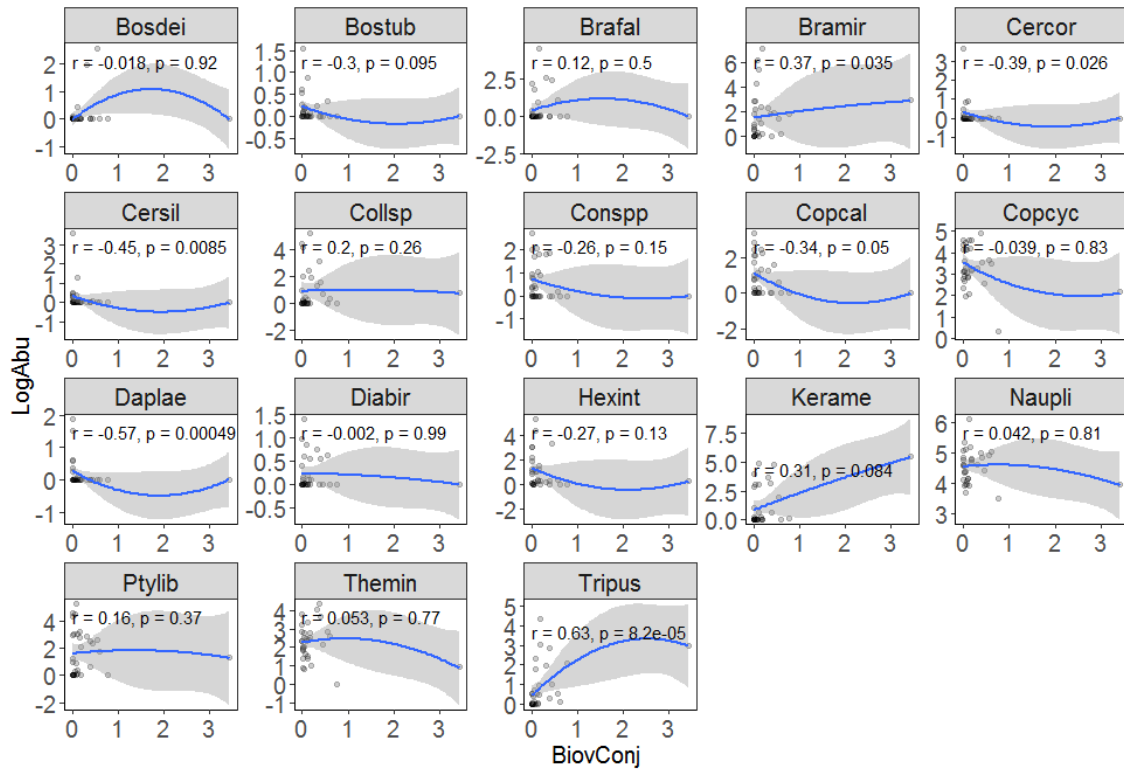




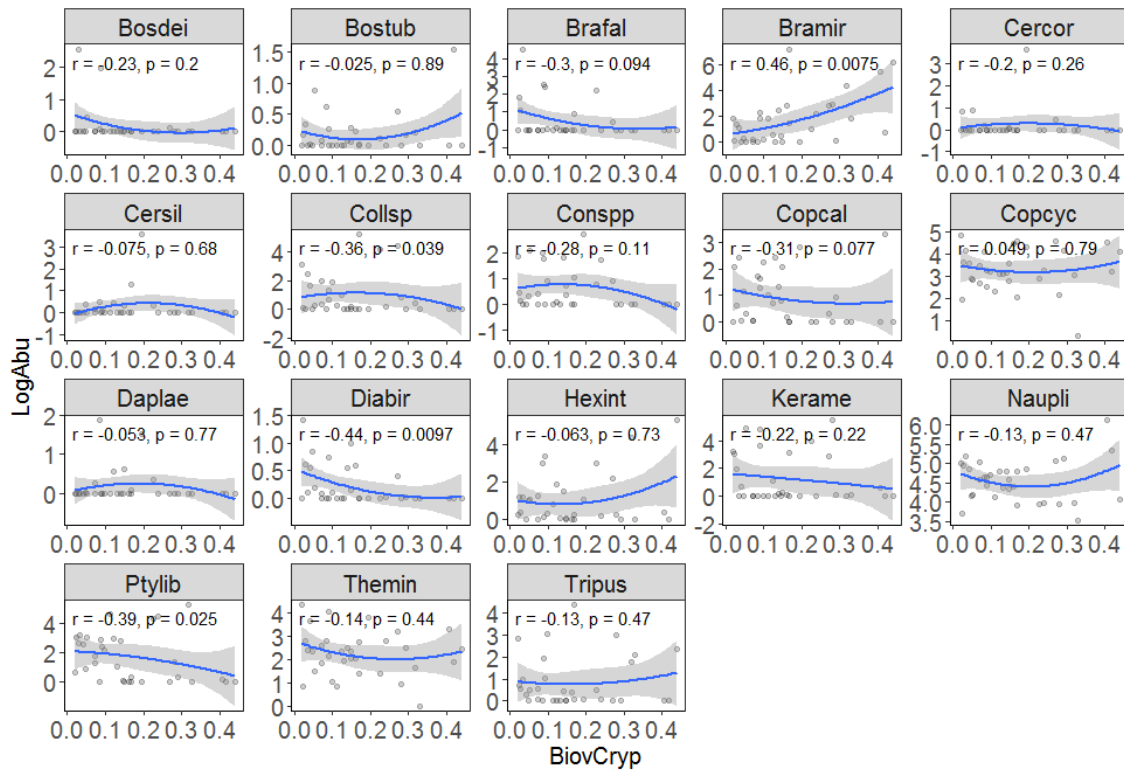
**Figura 8:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e biovolume de algas Trebouxiophyceae



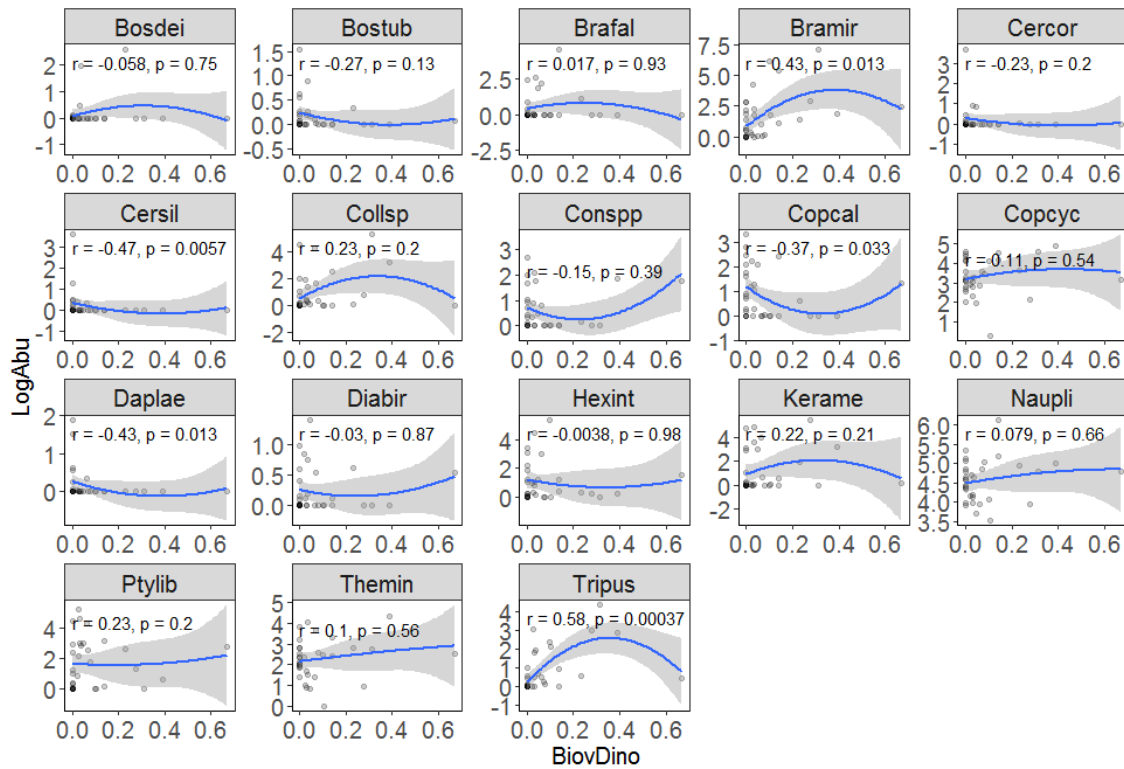
**Figura 9:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e biovolume de Cyanobacteria.



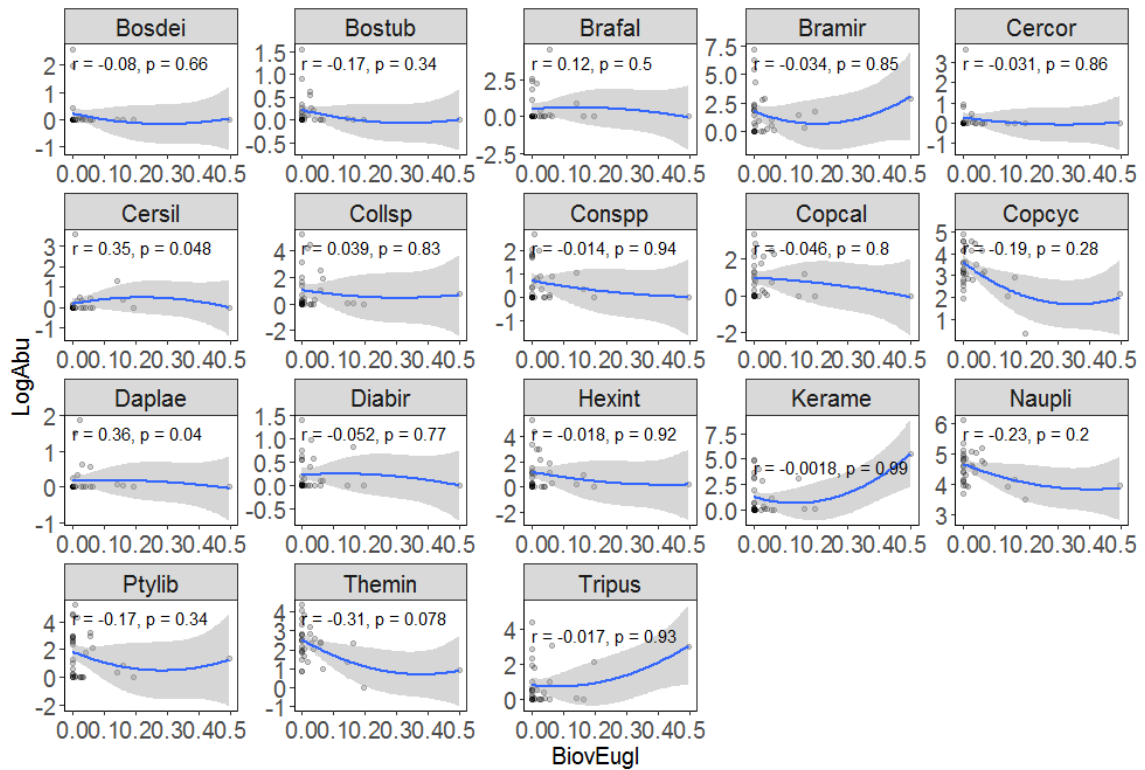
**Figura 10:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e biovolume de algas Conjugatophyceae.



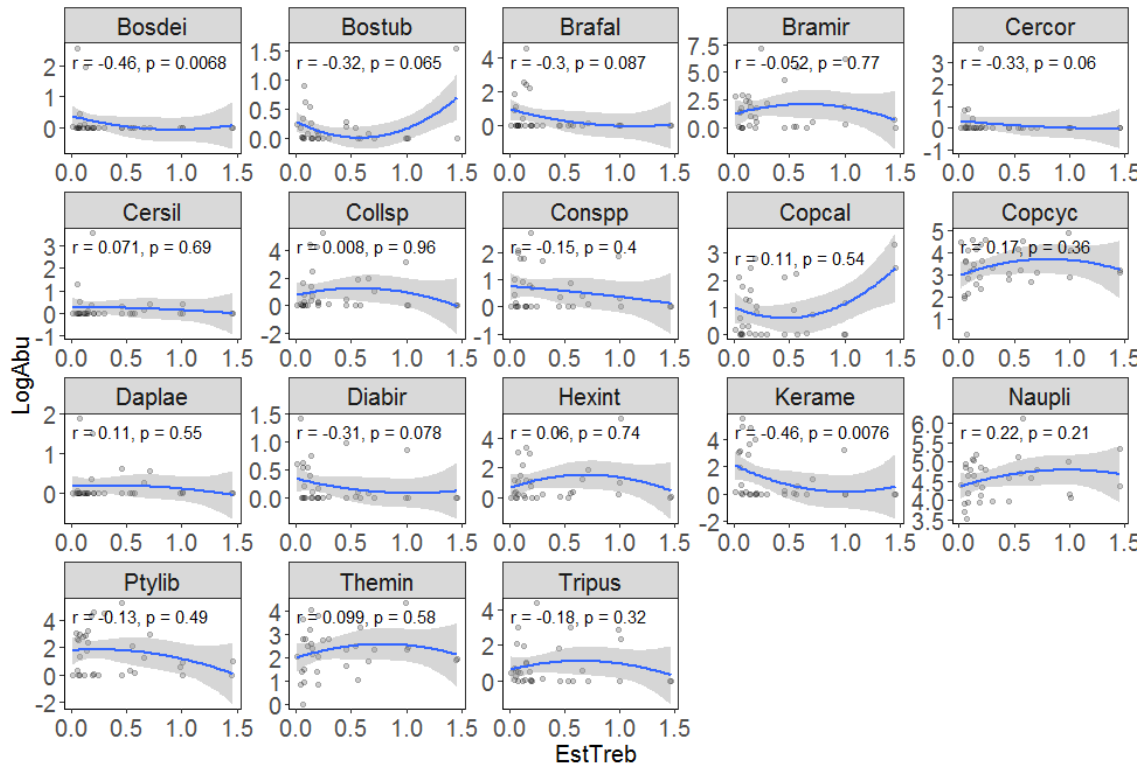
**Figura 11:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e biovolume de algas Cryptoficeae.



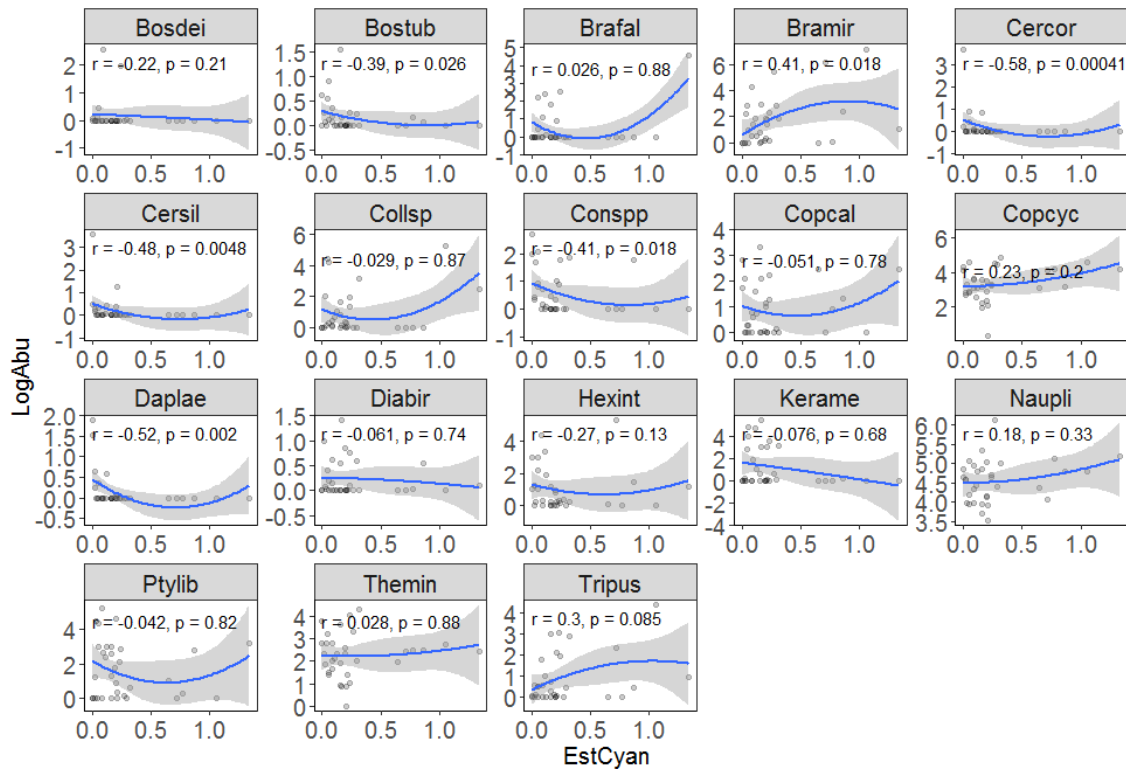
**Figura 12:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e biovolume de algas Dinophyceae



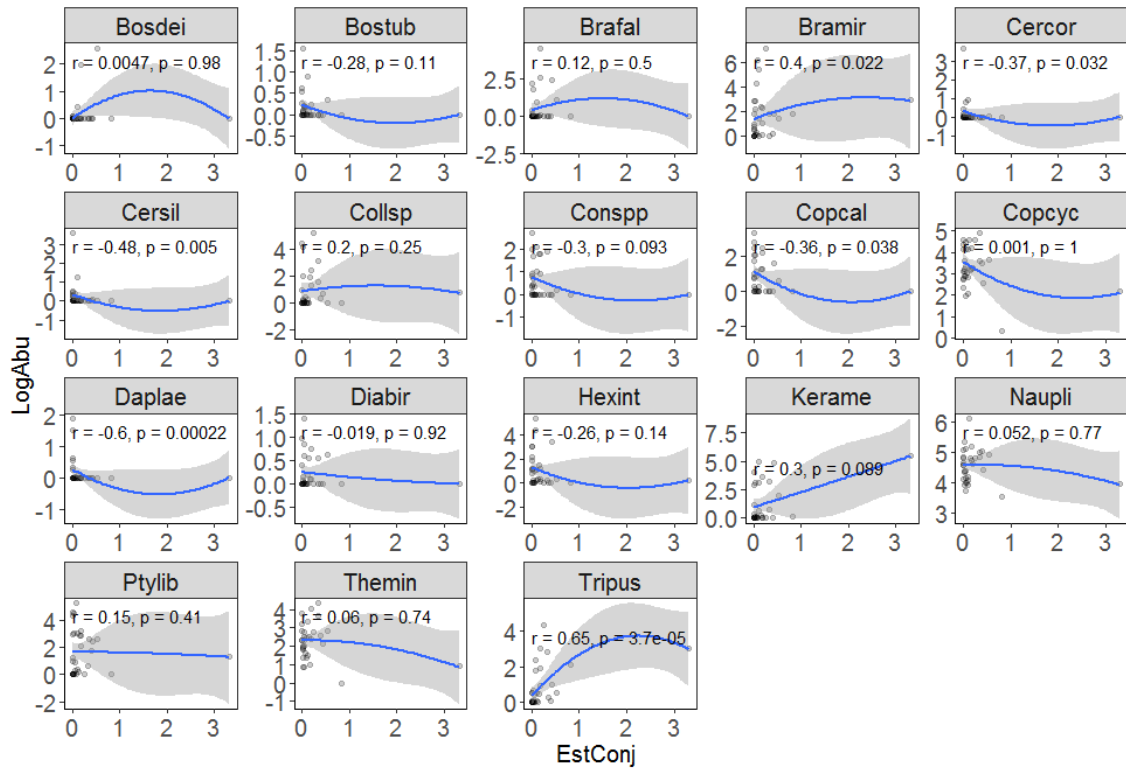
**Figura 13:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e biovolume de algas Euglenophyceae.



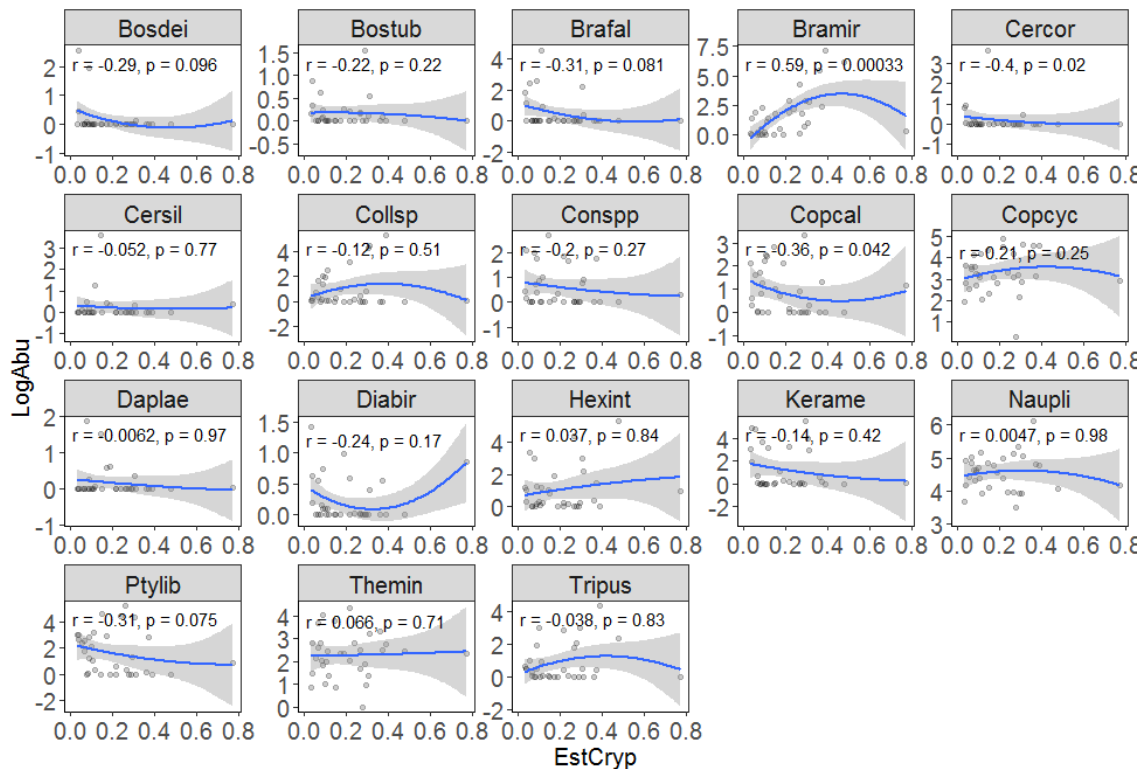
**Figura 14:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e estrutura populacional de algas Trebouxiophyceae



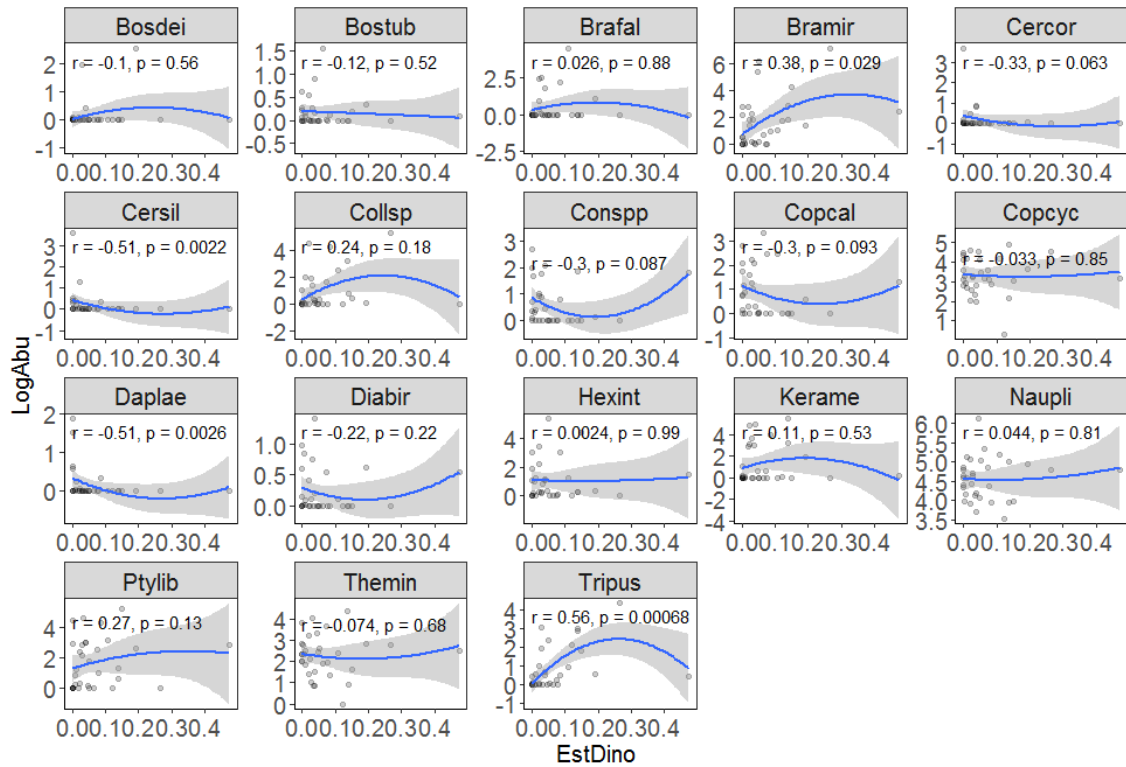
**Figura 15:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e estrutura populacional de Cyanobacteria.



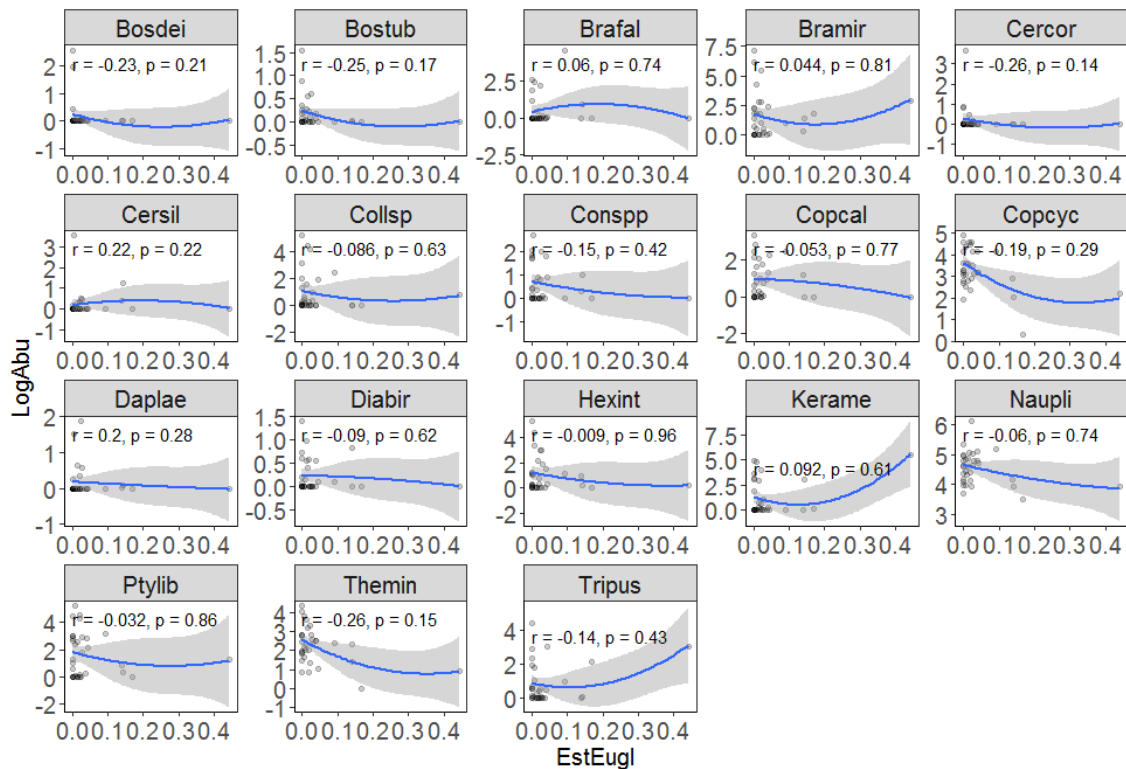
**Figura 16:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e estrutura populacional de algas Conjugatophyceae.



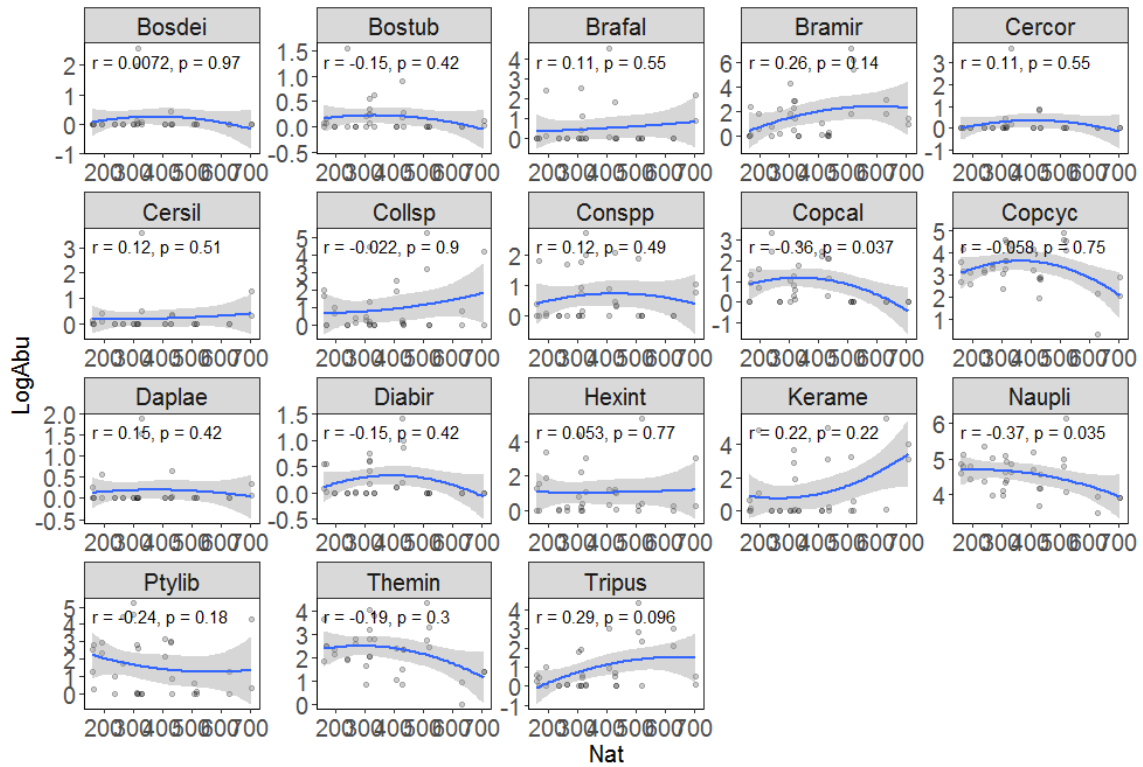
**Figura 17:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e estrutura populacional de algas Cryptophyceae.



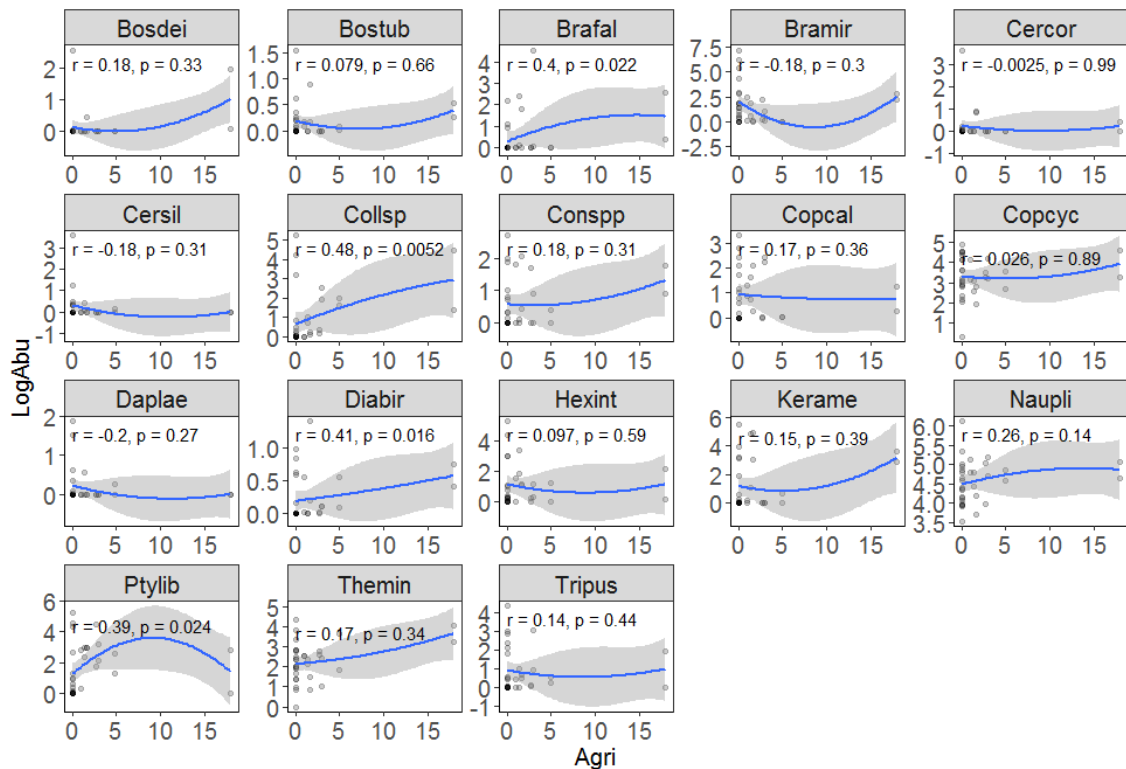
**Figura 18:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e estrutura populacional de algas Dinophyceae.



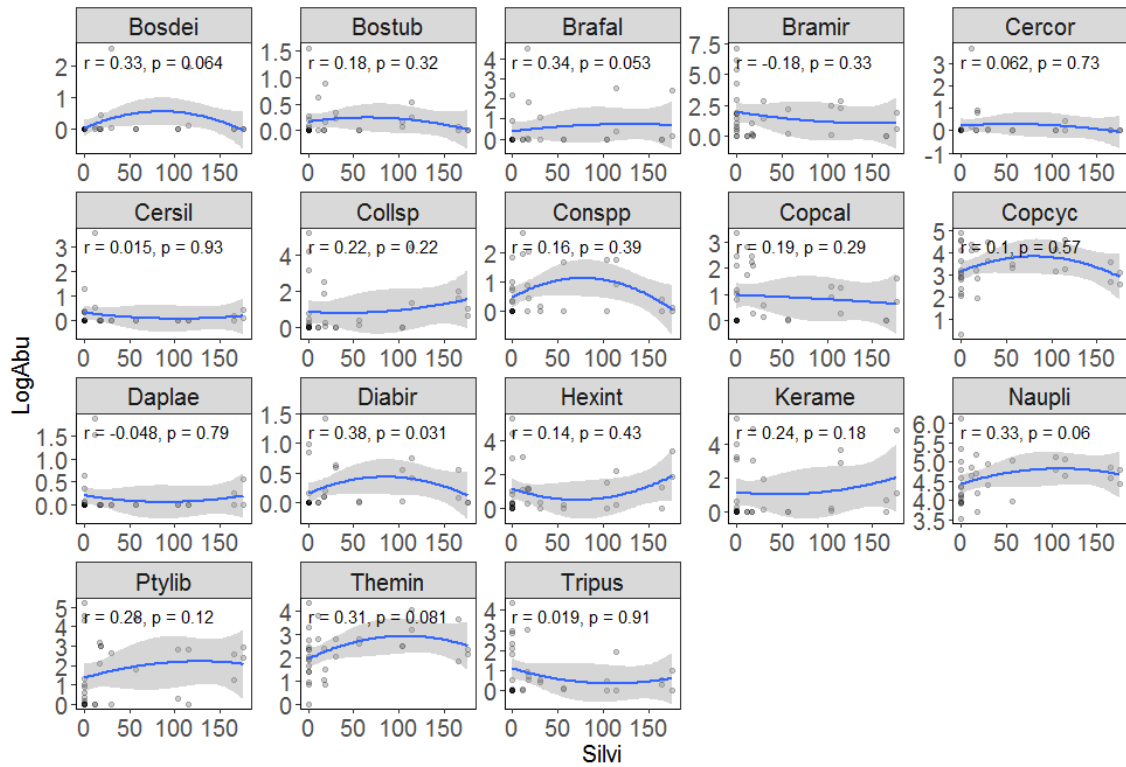
**Figura 19:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e estrutura populacional de algas Euglenophyceae.



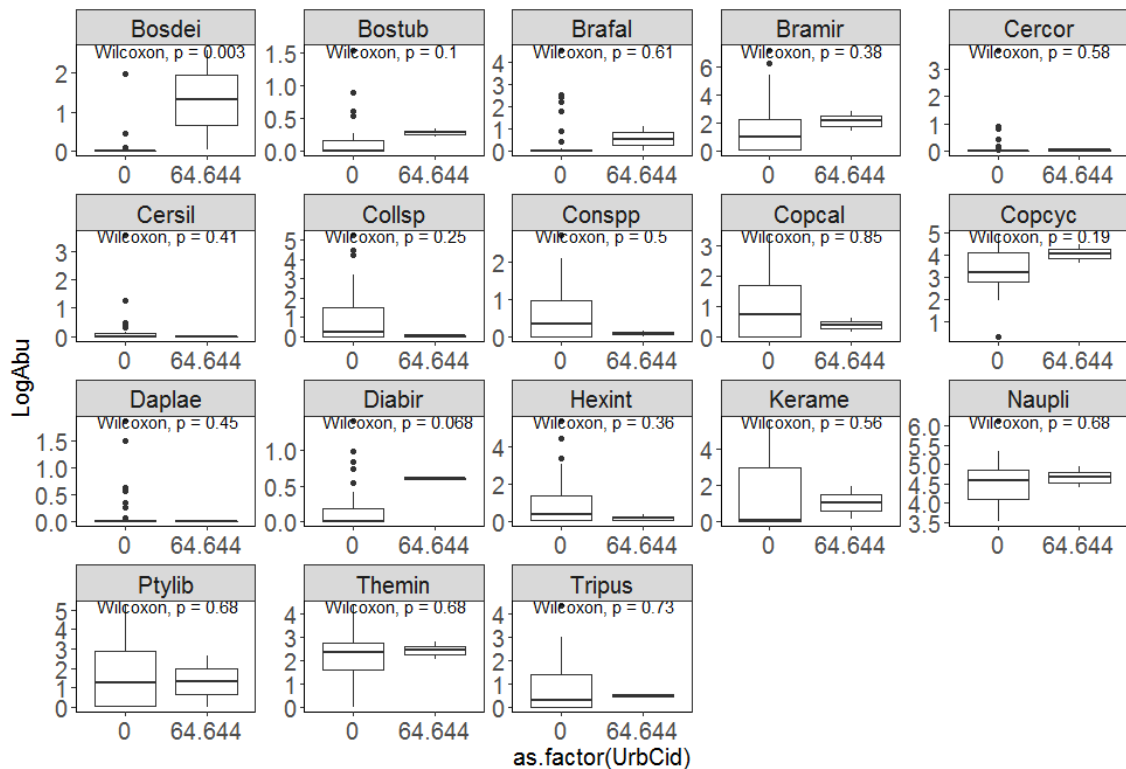
**Figura 20:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



**Figura 21:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por agricultura no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.

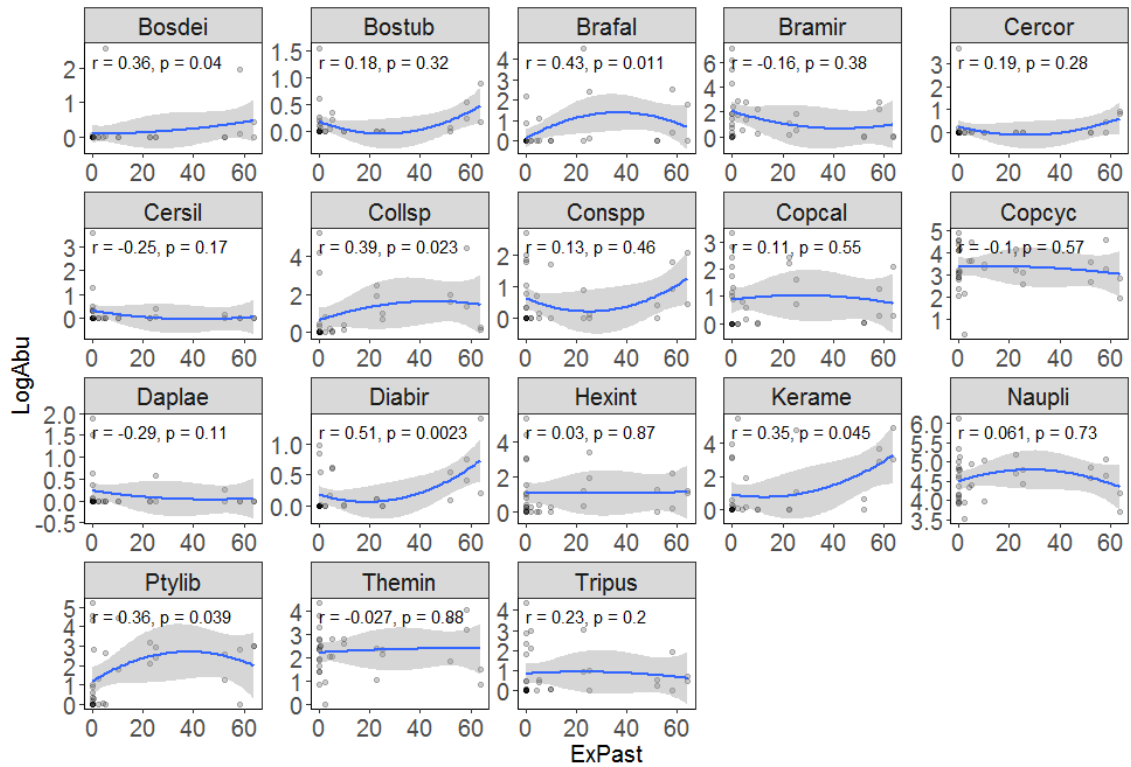


**Figura 22:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por silvicultura no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.

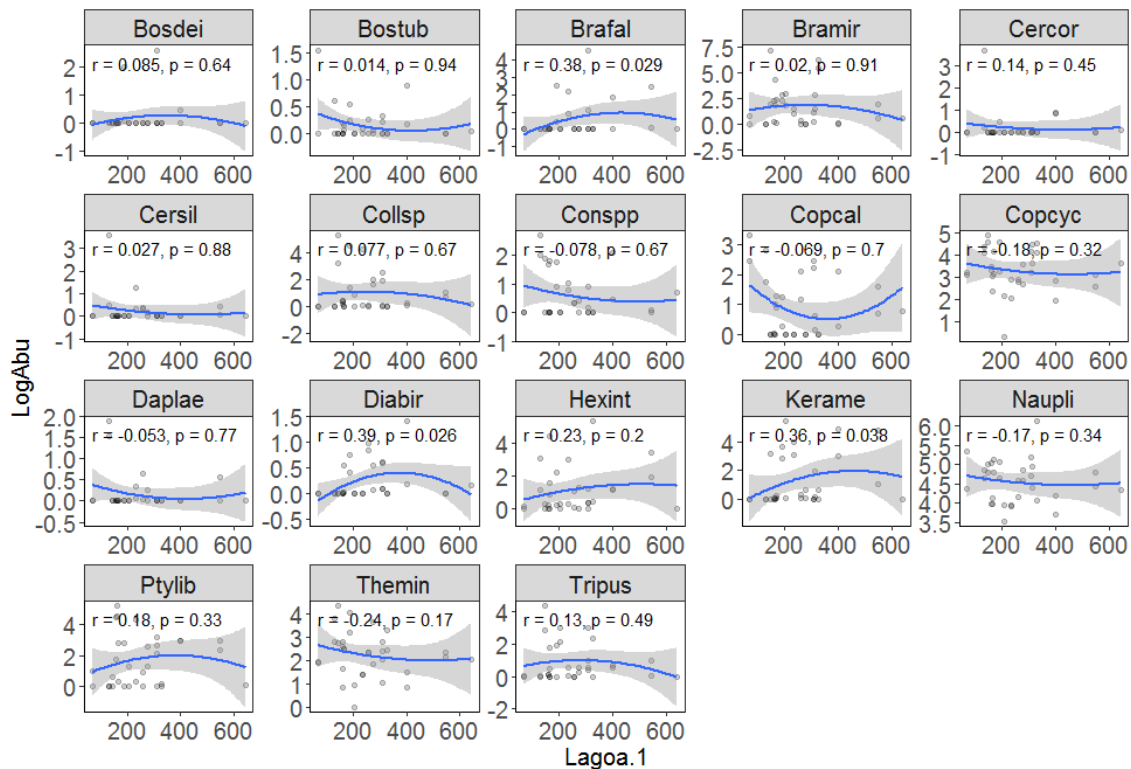


**Figura 23:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por urbanização no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.

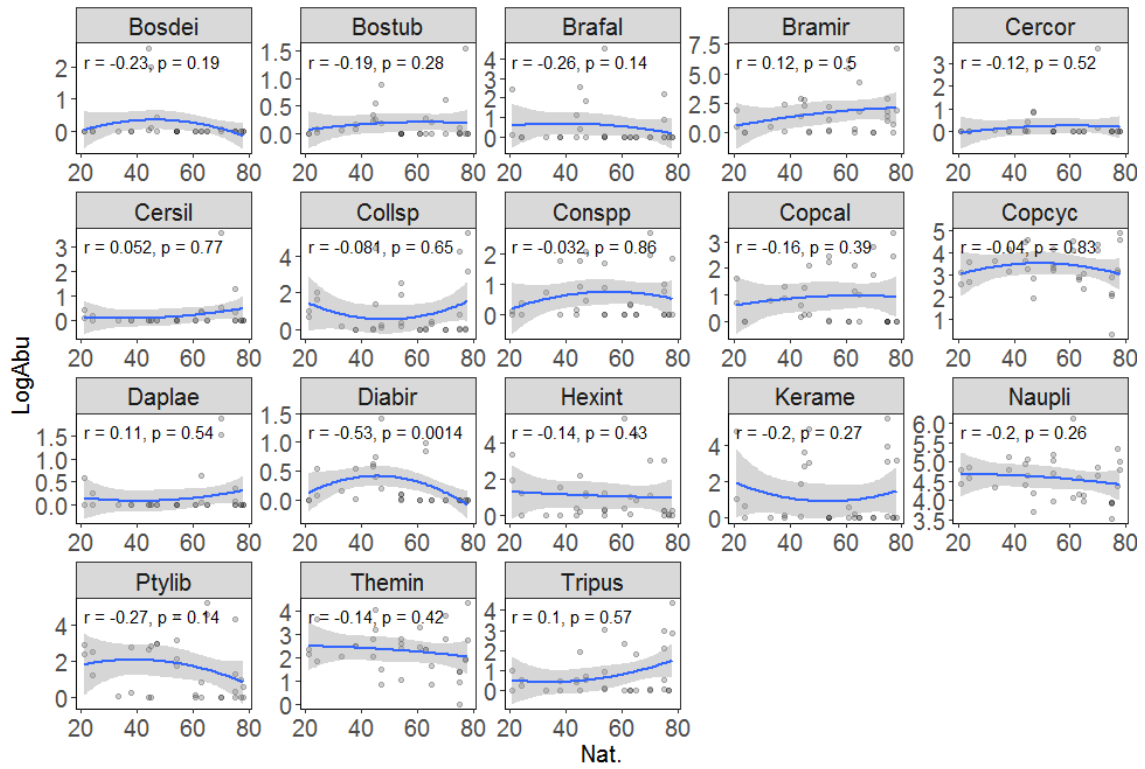




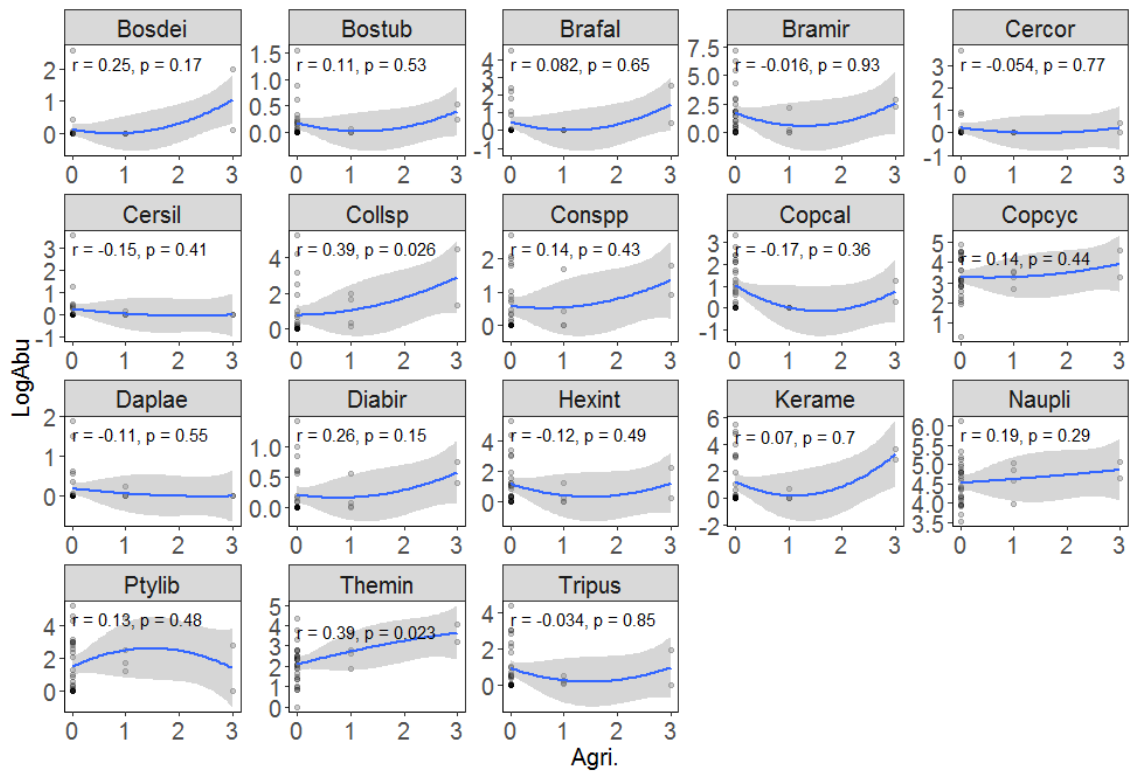
**Figura 24:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por área de pastagem ou solo exposto no entorno da lagoa em m<sup>2</sup>.



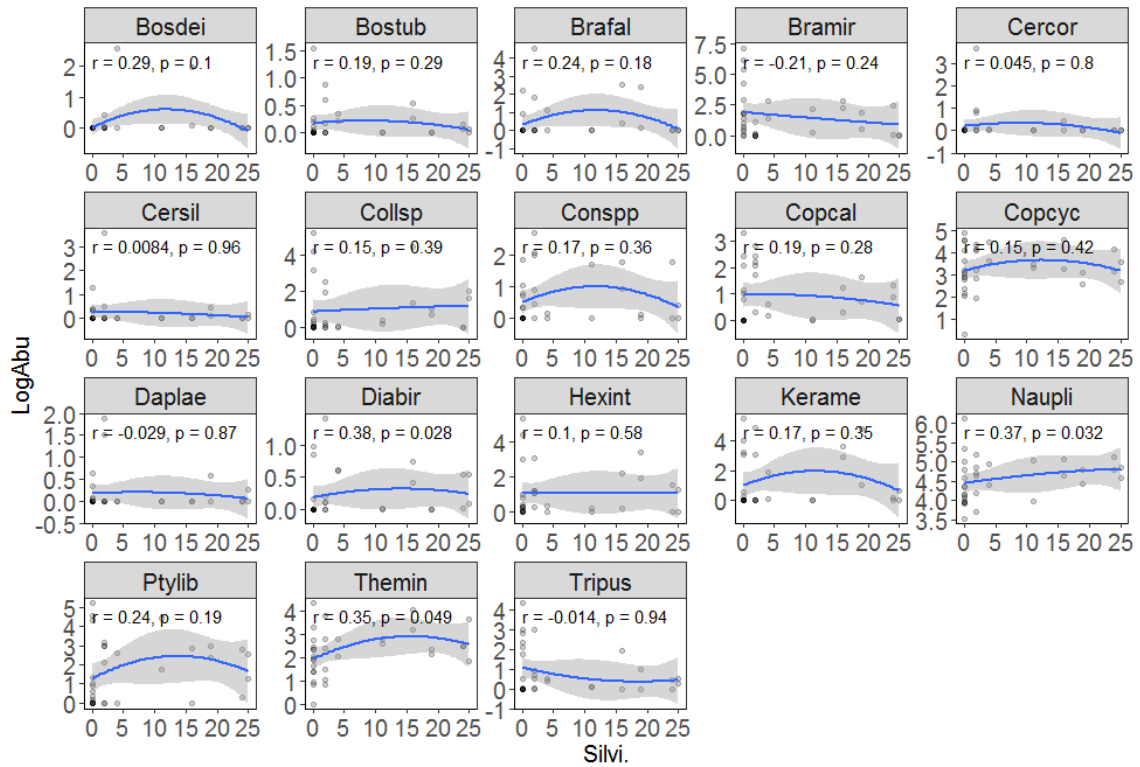
**Figura 25:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e porcentagem da lagoa/margem incluída no raio de 1 km.



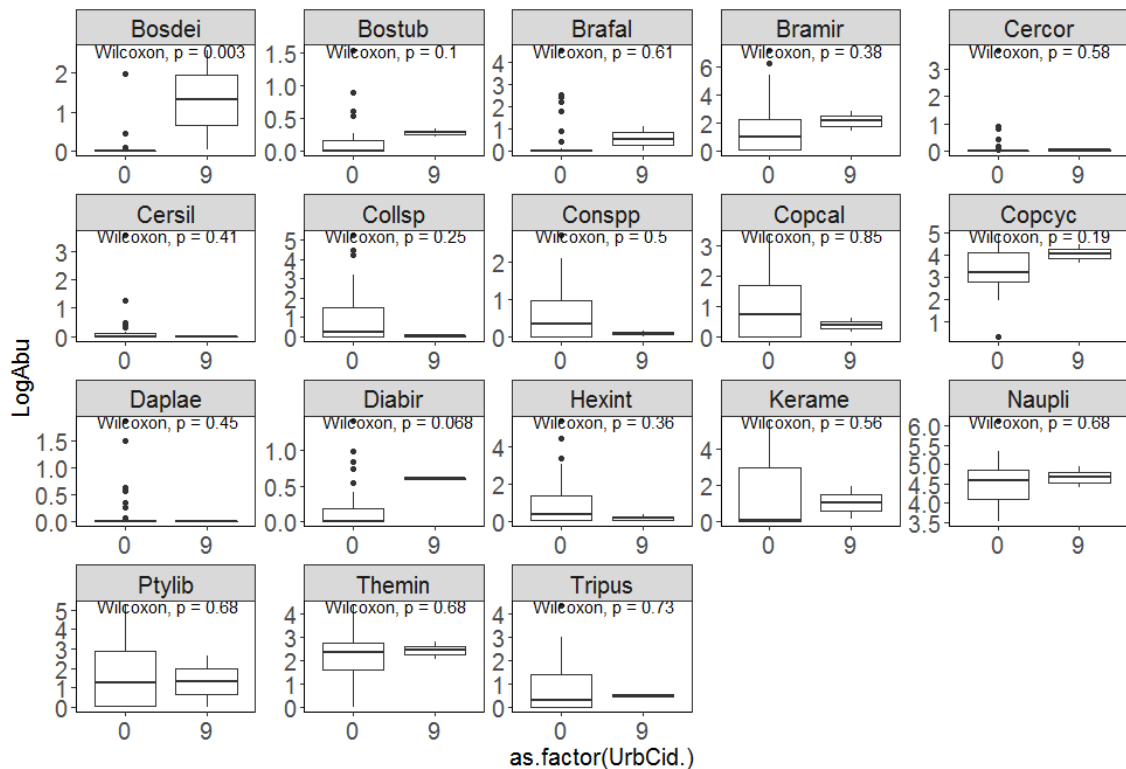
**Figura 26:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa no entorno da lagoa em %.



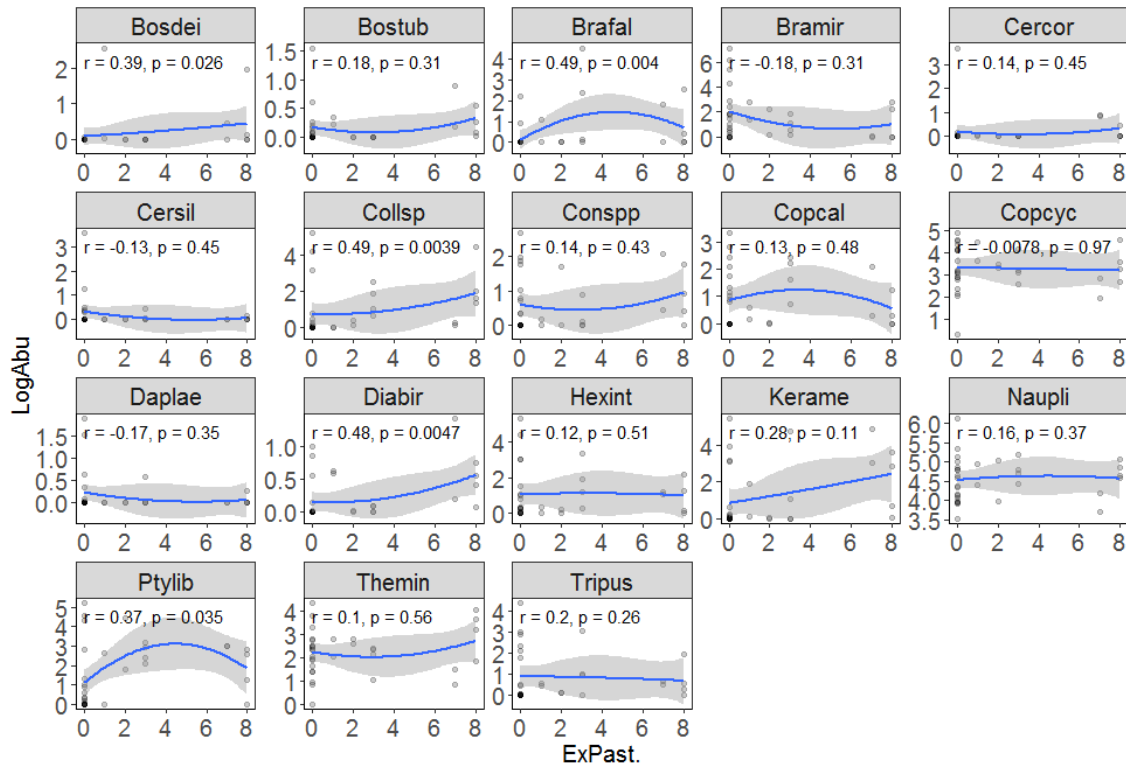
**Figura 27:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por agricultura no entorno da lagoa em %.



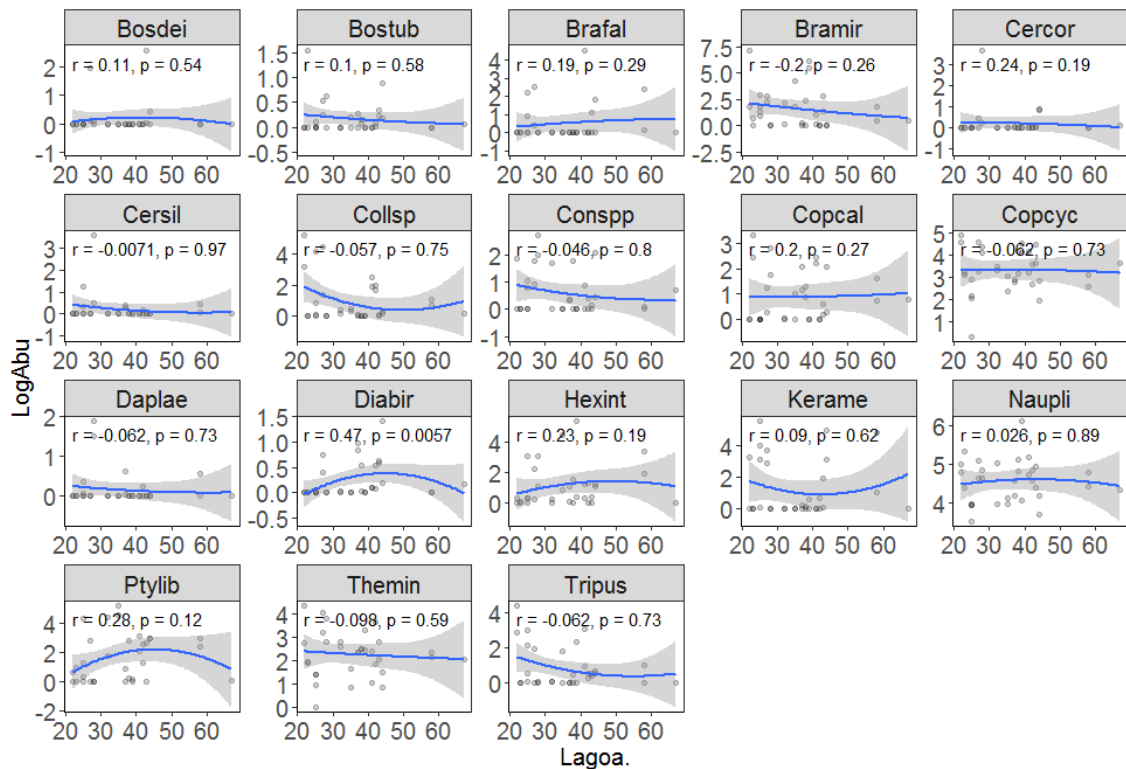
**Figura 28:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por silvicultura no entorno da lagoa em %.



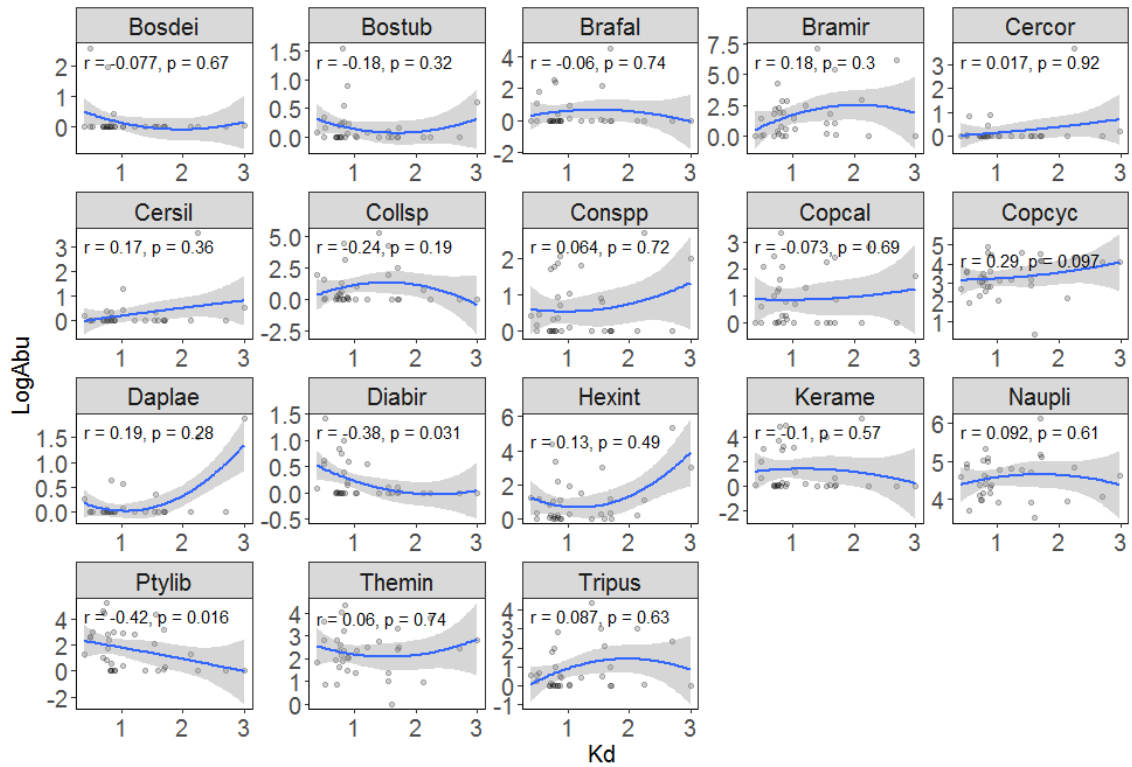
**Figura 29:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por urbanização no entorno da lagoa em %.



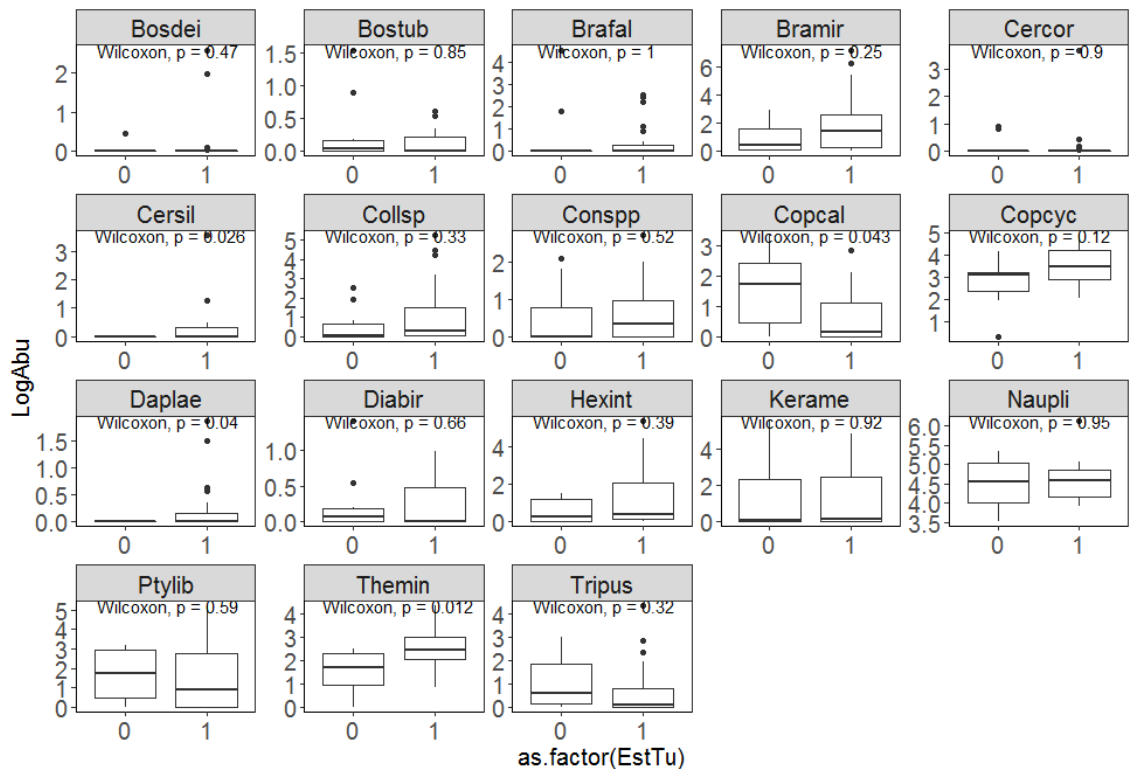
**Figura 30:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e vegetação nativa substituída por pastagem/solo exposto no entorno da lagoa em %.



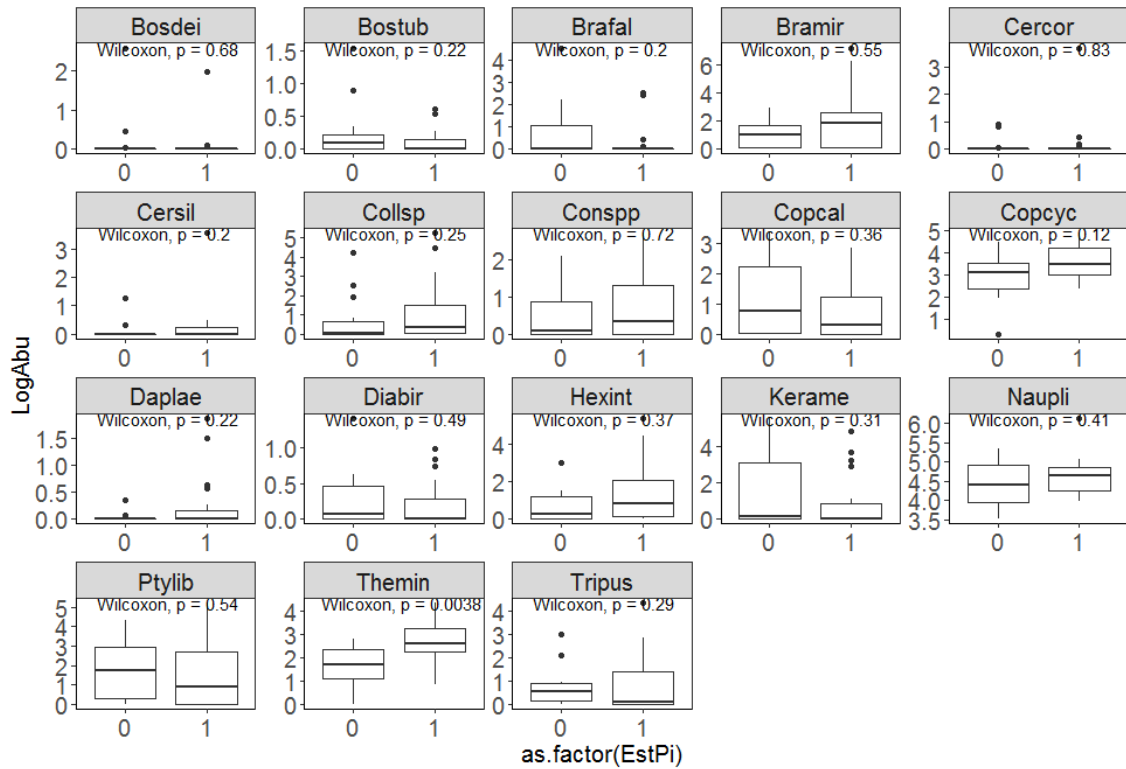
**Figura 31:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e porcentagem da lagoa/margem incluída no raio de 1 km em %.



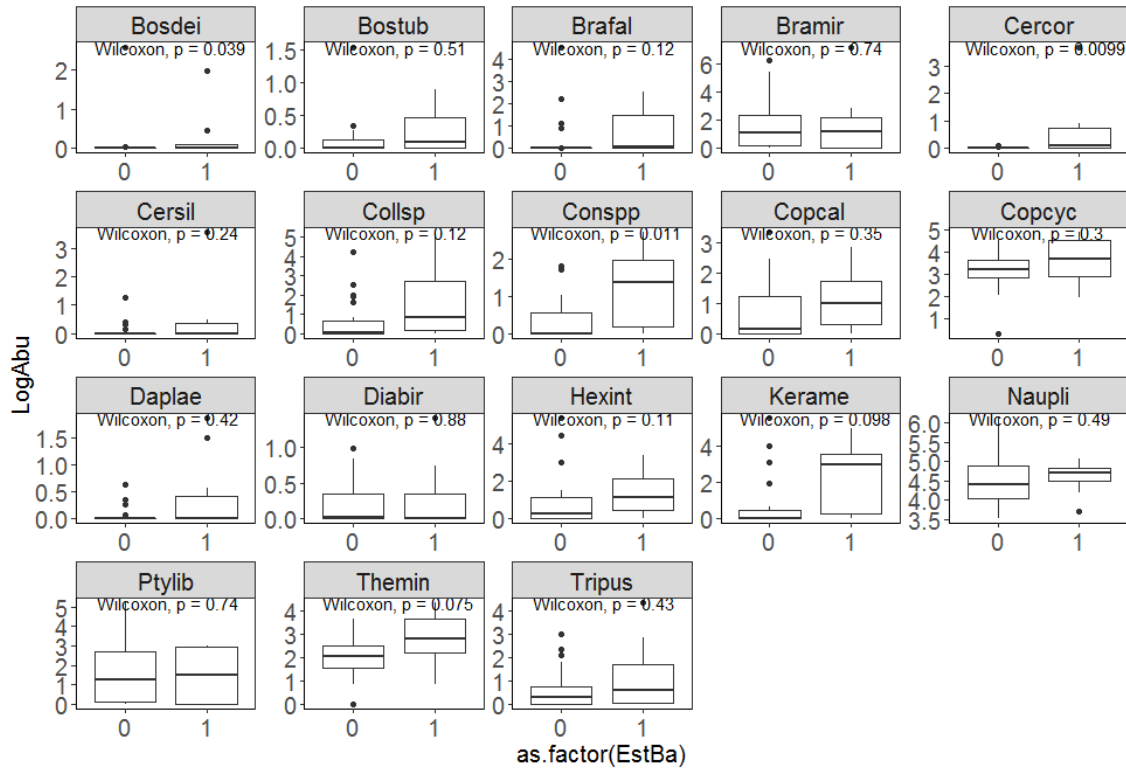
**Figura 32:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e porcentagem de refração da luz na coluna d'água (Kd).



**Figura 33:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e presença do peixe exótico Tucunaré.



**Figura 34:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e presença do peixe exótico Piranha.



**Figura 35:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e presença do peixe exótico Bagre Africano.

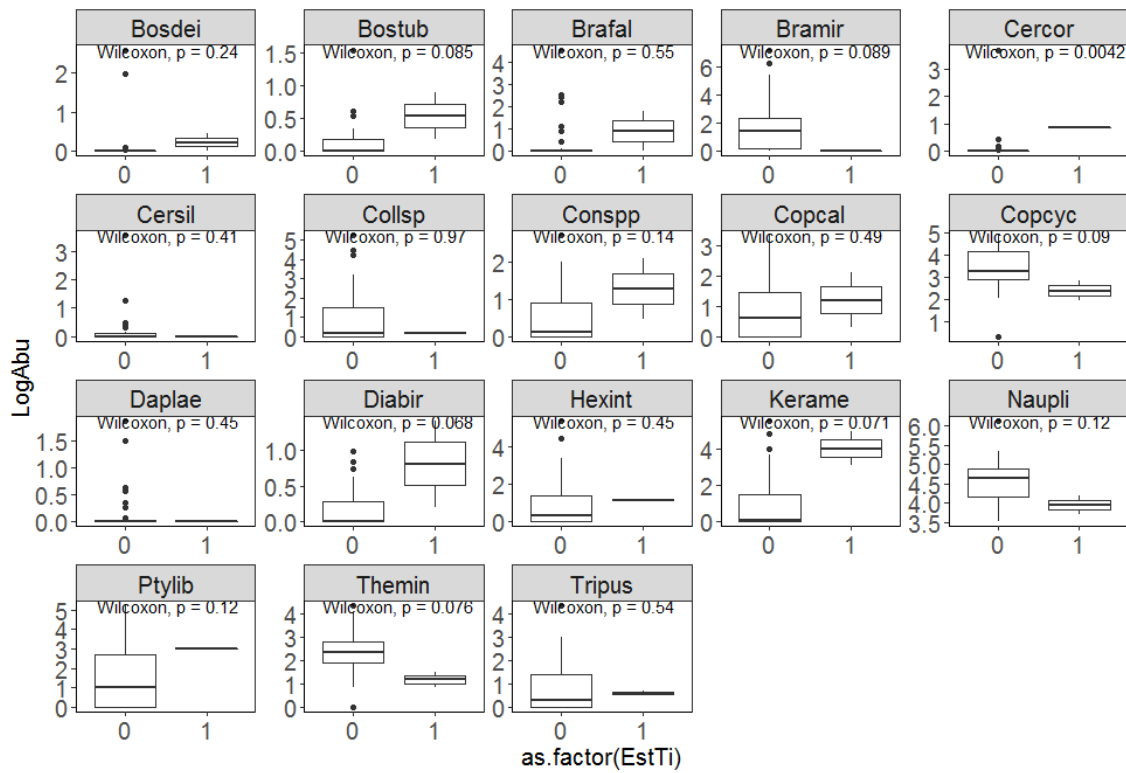


Figura 36: Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e presença do peixe exótico Tilápia.

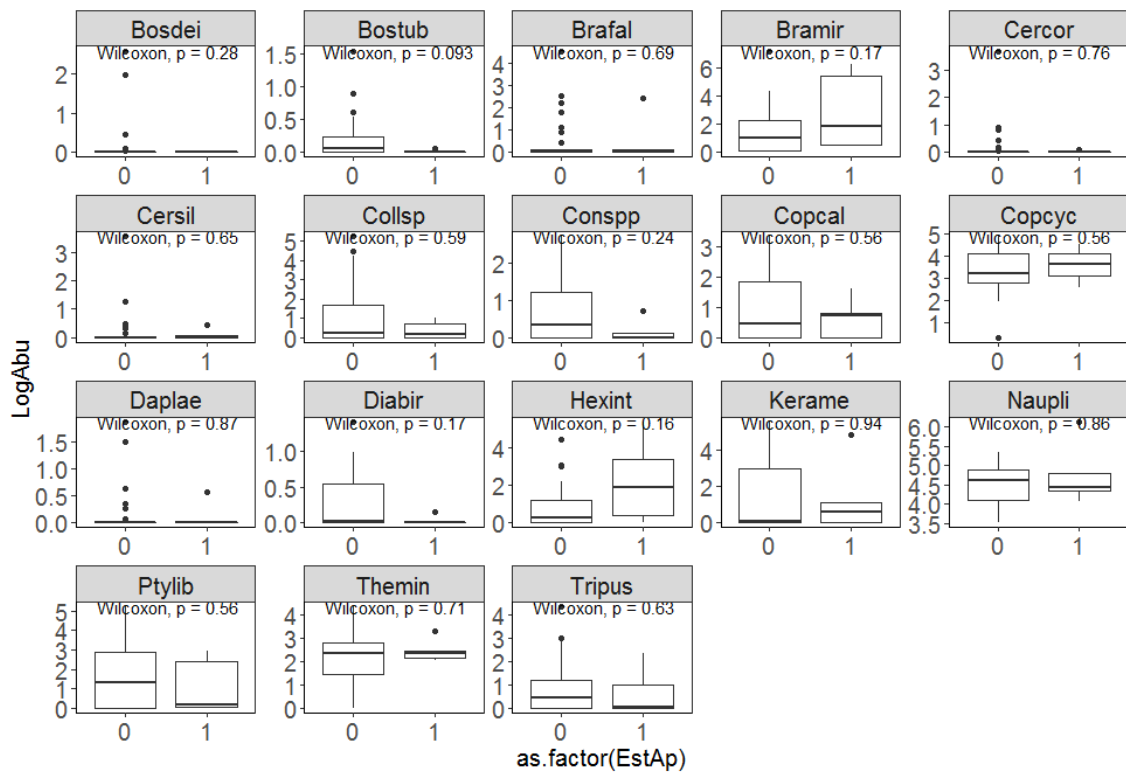
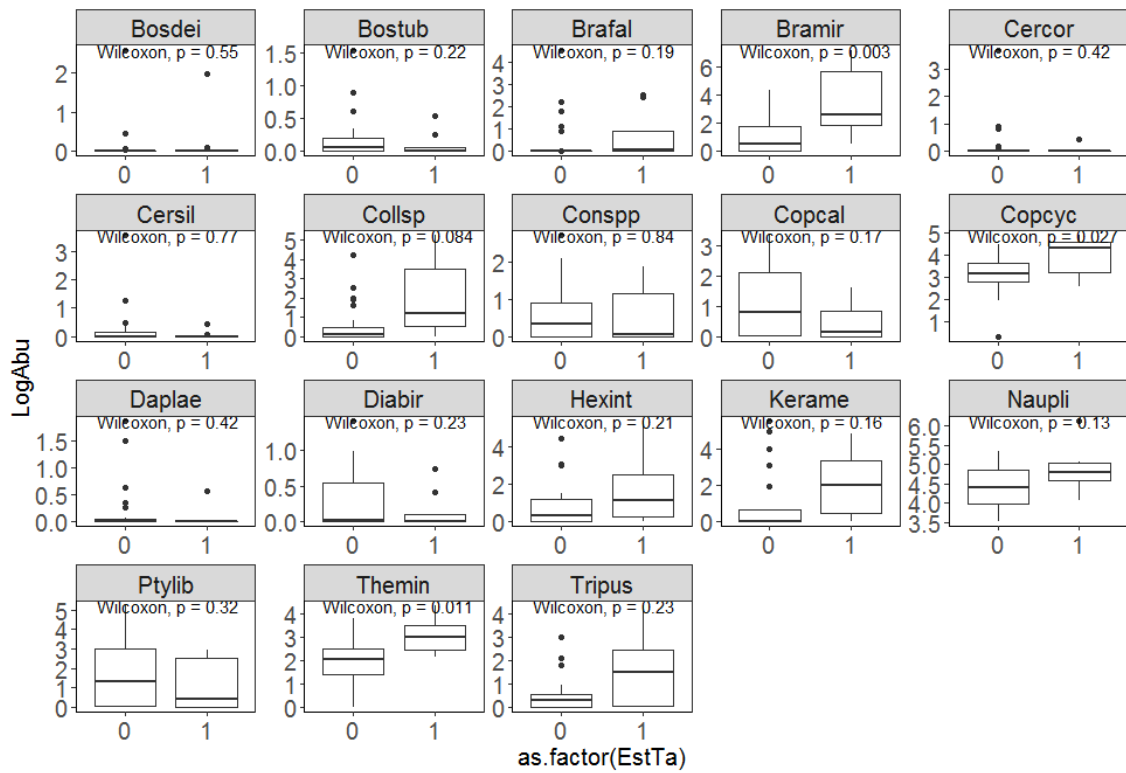
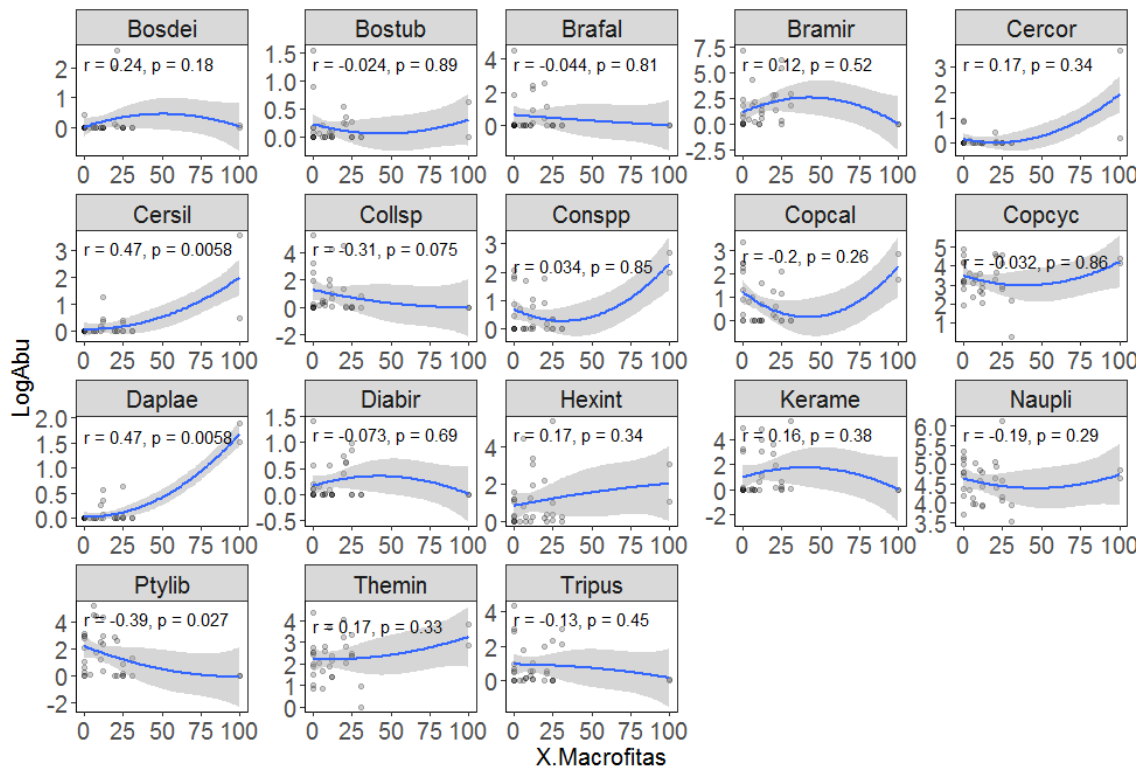


Figura 37: Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e presença do peixe exótico Apairi.



**Figura 38:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e presença do peixe exótico Tamboatá.





**Figura 39:** Gráficos da relação entre densidade (logAbu) e porcentagem de macrófitas na lagoa.

### ANEXO III

	Herb	carn	oni	det	rasp	pred	filt	tamcor	bvlog	bvmed	migra	morfo	fuga	assex	sex	oligo	meso	euto
Bostub	1	0	0	0	0	0	1	pqnos	8.917919654	96495337.4	1	0	0	1	0	1	0	0
Bosdei	1	0	0	0	0	0	1	pqnos	8.632976706	19867441.2	1	0	0	1	0	1	0	0
Brafal	1	0	0	0	0	0	1	pqnos	7.928901791	5380889.3	1	0	0	1	0	0	0	1
Bramir	1	1	1	1	0	0	1	pqnos	7.571459134	2690778.8	1	0	0	1	0	0	0	1
Copcal	1	0	0	0	0	0	1	medios	8.776825296	37159759.8	0	0	1	0	1	1	0	0
Cercor	1	0	0	0	0	0	1	pqnos	9.203692594	91169138.7	0	1	0	1	1	0	1	0
Cersil	1	0	1	0	0	0	1	medios	9.569628907	247700557.1	0	0	1	1	1	0	1	0
Collsp	1	1	0	0	0	1	0	pqnos	6.833422764	563133.6	0	1	0	1	1	0	0	1
Conspp	0	0	1	1	0	0	1	pqnos	7.490288933	2543831.4	0	1	0	1	0	1	0	0
Copcyc	1	1	1	1	0	1	0	pqnos	8.399959815	13566446.7	1	0	0	0	1	1	1	0
Daplae	1	0	1	1	0	0	1	gdes	10.24651395	1157931176	1	1	0	1	1	0	0	1
Diabir	1	0	0	0	0	0	1	medios	9.283775621	136039618.9	1	0	0	1	0	0	0	1
Hexint	1	0	1	1	0	0	1	pqnos	7.301072076	3021301.5	0	1	1	1	0	0	1	0
Kerame	1	0	0	0	0	0	1	pqnos	6.338959721	1210528.9	1	0	0	1	0	1	1	0
Naupli	1	0	0	0	1	0	1	pqnos	7.828291249	3611712.9	1	0	0	0	1	1	1	0
Pytlib	0	0	1	1	0	0	1	pqnos	7.27485252	1328567.2	0	1	0	1	0	0	0	1
Themim	1	1	1	0	0	1	0	medios	8.702629096	26602345.6	1	0	1	0	1	1	1	0
Tripus	1	1	1	0	0	1	0	pqnos	6.762490904	1015580.7	0	0	0	1	0	0	1	1

**Tabela 1:** Tabela dos traços funcionais avaliados por espécie e seus respectivos valores, 0 para ausência em dados categóricos e 1 para presença desse traço. Herb = herbívoros; carn=carnívoros; oni=onívoros; det=detrítivos; rasp= raspadores; pred= predadores; filt= filtradores; tamcor= tamanho de corpo; bvlog= log do biovolume; bvmed= biovolume médio; migra= migração vertical; morfo= apresentam mudanças morfológicas; fuga= fuga do predador; assex= reprodução assexuada; sex= reprodução sexuada; oligo= preferência por ambientes oligotrófico; meso= preferência por ambientes mesotróficos; euto= preferência por ambientes eutróficos.

