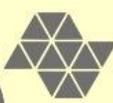


temática e
Evolução

unesp 

CAMPUS DE SÃO JOSÉ DO RIO PRETO

A comunidade zooplancônica em um gradiente de poluição antrópica em um Complexo Estuarino Lagunar

Erick Manzano Macias

MESTRADO

PÓS GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA ANIMAL



Biologia
Estrutural

PÓS-GRADUAÇÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Câmpus de São José do Rio Preto

Erick Manzano Macías

A comunidade zooplanctônica em um gradiente de poluição antrópica em um Complexo Estuarino Lagunar

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: Capes, MCTI/CNPQ N° 14/2013

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Stela Maioli
Castilho Noll

Co-orientador: Prof. Dr. Renato de Mei Romero

São José do Rio Preto

2018

Macías, Erick Manzano.

A comunidade zooplancônica em um gradiente de poluição antrópica em um Complexo Estuarino Lagunar / Erick Manzano Macías. -- São José do Rio Preto, 2018
57 f. : il.

Orientador: Maria Stela Maioli Castilho Noll
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia aquática. 2. Zooplâncton. 3. Eutroficação. 4. Água - Qualidade. 5. Água – Poluição. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. II. Título.

CDU – 556.55

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Erick Manzano Macías

A comunidade zooplanctônica em um gradiente de poluição antrópica em um Complexo Estuarino Lagunar

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: Capes

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Maria Stela Maioli Castilho Noll. UNESP – São José do Rio Preto
Orientadora

Prof^a. Dr^a. Betina Kozlowsky Suzuki
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO)

Dr^a. Maria Isabel de Almeida Rocha
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO)

São José do Rio Preto

15 de março de 2018

Agradecimentos

À minha orientadora e professora Maria Stela Maioli Castilho Noll, sou grato pela orientação, sugestões e correções ao longo do meu trabalho. Pela sua amizade e força oferecida em momentos bons, mas também em épocas difíceis; obrigado por compartilhar comigo os seus conhecimentos acadêmicos e a forma de enxergar o mundo.

Ao meu co-orientador e professor Renato de Mei Romero, pela base teórica fornecida; pela imensa ajuda e apoio nas coletas, por providenciar a logística de campo e permitir que a execução do projeto fosse uma realidade; pela generosidade na hora abrir as portas de sua casa e me deixar compartilhar momentos importantes e lindos com sua família.

À galera do Laboratório de Limnologia do IBILCE, por me oferecer sua amizade e pela colaboração neste processo, nunca vou esquecer-los.

À professora Marcia Bisinoti do departamento de Química do IBILCE, por me permitir fazer as análises de carbono orgânico dissolvido em seu laboratório e também às suas estudantes, Lais Fregolente e Isabela Carreira, pela sua colaboração. À professora Michely Prado de Camargo do IFAL de Marechal Deodoro, pela ajuda e apoio na fase do laboratório.

As professoras Mônica Ceneviba Bastos e Maria Stela Maioli Castilho Noll, pela ajuda na primeira campanha.

À minha banca de qualificação, à professora Lilian Casatti e ao professor Eduardo Fernando dos Santos, pelos valiosos aportes que permitiram melhorar a estrutura e análise de dados desta dissertação.

À minha mãe Elizabeth Macias e meu pai Marco Manzano, pois sem sua força, apoio, ajuda e compreensão constante, não seria possível ter feito tudo isto. Aos meus irmãos Marcela Manzano e Sergio Manzano, que sempre desejaram o melhor para mim neste processo. À minha namorada Angélica Pérez, pois ela também foi parte importantíssima neste trabalho, pela guia e sugestões, pela compreensão nos momentos complicados e fracos, e pelo apoio constante para nunca me deixar cair e continuar na frente.

Este estudo teve suporte financeiro proveniente do Projeto MCTI/CNPq N° 14/2013 sob a coordenação de Renato de Mei Romero.

“Quem esquece sua história é condenado a repeti-la”

(Jorge Agustín Nicolás Ruiz de Santayana)

Resumo

A presente dissertação esta composta por três partes. Na primeira parte são apresentadas as fotos dos locais estudados (20) e das espécies zooplancônicas registradas (seis). A segunda parte apresenta os três objetivos propostos. Finalmente, a terceira parte consta do manuscrito que pretende ser submetido para publicação.

Muitos centros urbanos localizam-se próximos às lagoas costeiras, influenciando estes ambientes através de despejos domésticos e industriais. Estes ecossistemas são de extrema importância para a biodiversidade local, incluindo a comunidade zooplancônica. Foram estudados os fatores físico-químicos e as densidades zooplancônicas em diferentes escalas (comunidade, grupos, espécies e fases de desenvolvimento); foram identificadas as diferenças (através de ANOVA's) e a relação que existe entre estas variáveis (através de RDA) ao longo de um gradiente de poluição e um gradiente temporal; e foi quantificado se o gradiente de poluição afeta o estado trófico do CELMM (através de um índice de estado trófico). As coletas foram feitas em quatro áreas em três margens de duas lagoas costeiras e no canal conector do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM). Em cada área foram distribuídos 5 pontos de coleta, nas estações seca e chuvosa. As áreas encontram-se num gradiente de degradação ambiental de maior a menor poluição. Em cada ponto foram feitas amostragens do zooplâncton; foi mensurado o pH, a temperatura (TEM), o oxigênio dissolvido (OD), a condutividade (COM) e a profundidade (PROF) nas duas estações; e foi mensurada a salinidade (SAL), o carbono orgânico dissolvido (COD) e a clorofila-a (CLOR-A) na estação chuvosa. Foram identificadas diferenças em todos fatores físicos e químicos, exceto no COD sob o gradiente de poluição antrópica. Foram encontradas diferenças no pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade, sob a escala temporal. Foram identificadas diferenças nas densidades dos estágios Copepodito e Copepoda; e nas seis espécies que compõem a comunidade, sob o gradiente de poluição antrópica. Foram encontradas diferenças nas densidades dos estágios náuplio pequeno, Copepodito e Copepoda; e nos copépodes, cf. *Apocyclops* e *Calanoida* sp1; e nos cladóceros, *M. minuta* e *C. cornuta*, sob a escala temporal. Foi identificado que o gradiente de poluição antrópica afeta o nível trófico das lagoas que compõem o CELMM, e que a área menos impactada pela eutrofização é a A1 devido a processos hidrodinâmicos do sistema. Em quanto as relações detectadas, na estação seca houve associação entre: o oxigênio dissolvido e as espécies *B. calyciflorus* e cf. *Apocyclops*; a temperatura e *M. minuta* e *C. cornuta*; a condutividade e as espécies *B. plicatilis* e *Calanoida* sp1. Na estação chuvosa houve associação entre: a condutividade e a salinidade e as espécies *B. calyciflorus* e cf. *Apocyclops*; a temperatura e a clorofila-a e as espécies *B. plicatilis* e *Calanoida* sp1. Finalmente, sugerimos que as espécies *B. plicatilis* e *B. calyciflorus*, servem como bioindicadores da qualidade da água.

Palavras-chave: Lagoas costeiras, índice de estado trófico, eutrofização, degradação da qualidade d'água.

Abstract

The present dissertation is composed of three parts. In the first part, the photos of the studied sites (20) and the registered zooplankton species (six) are presented. The second part presents the three proposed objectives. Finally, the third part consists of the manuscript that intends to be submitted for publication.

Many urban centers are located near the coastal lagoons, influencing these environments through domestic and industrial dumps. These ecosystems are of extreme importance to local biodiversity, including the zooplankton community. The physicochemical factors and zooplankton densities were studied at different scales (community, groups, species and stages of development); the differences (through ANOVA's) and the relationship between these variables (through RDA) along a pollution gradient and a time gradient were identified; and was quantified if the pollution gradient affects the trophic state of the CELMM (through a trophic state index). The samples were collected in four areas on three banks of two coastal lagoons and in the connector channel of the Mundaú-Manguaba Estuary Complex Lagoon (CELMM). In each area 5 collection points were distributed in the dry and rainy seasons. The areas are in a gradient of environmental degradation from higher to lower pollution. At each point zooplankton samples were taken; pH, temperature (TEM), dissolved oxygen (OD), conductivity (COM) and depth (PROF) in the two seasons were measured; and salinity (SAL), dissolved organic carbon (COD) and chlorophyll-a (CLOR-A) in the rainy season were measured. Differences were identified in all physical and chemical factors, except in COD under the anthropic pollution gradient. Differences in pH, temperature, dissolved oxygen and conductivity were found under the temporal scale. Differences in the densities of the Copepodite and Copepoda stages were identified; and in the six species that make up the community, under the gradient of anthropic pollution. Differences were found in the densities of the small nauplii, Copepodite and Copepoda stages; and in copepods, cf. *Apocyclops* and *Calanoida* sp1; and in the cladocerans, *M. minuta* and *C. cornuta*, under the temporal scale. It was identified that the anthropic pollution gradient affects the trophic level of the lagoons that make up the CELMM, and that the area less impacted by eutrophication is the A1 due to hydrodynamic processes of the system. Regarding the relationships detected, in the dry season there was an association between: dissolved oxygen and *B. calyciflorus* species and cf. *Apocyclops*; the temperature and *M. minuta* and *C. cornuta*; the conductivity and the species *B. plicatilis* and *Calanoida* sp1. In the rainy season there was an association between: conductivity and salinity and species *B. calyciflorus* and cf. *Apocyclops*; the temperature and chlorophyll-a and the species *B. plicatilis* and *Calanoida* sp1. Finally, we suggest that the species *B. plicatilis* and *B. calyciflorus*, serve as bioindicators of water quality.

Keywords: Coastal lagoons, trophic status index, eutrophication, water quality degradation.

Sumário

I. Fotografias	10
a. Prancha dos locais de coleta (Estação chuvosa)	10
b. Prancha das espécies de zooplâncton.	11
II. Objetivos	12
III. Manuscrito: A comunidade zooplanctônica em um gradiente de poluição antrópica em um Complexo Estuarino Lagunar	13
Introdução	13
Metodologia	15
Resultados	19
Discussão	22
Conclusões	30
Referências bibliográficas	31
a. Figuras	39
b. Tabelas	51
c. Anexos	54

I. Fotografias

a. Prancha dos locais de coleta (Estação chuvosa)

Fotos: EMM, 2016

Ponto/ Área	A1 Maceió	A2 Coqueiro Seco	A3 Marechal Deodoro	A4 Marechal Deodoro (mata ciliar)
P1				
P2				
P3				
P4				
P5				

b. Prancha das espécies de zooplâncton.

Fotos: EMM, 2017



cf. *Apocyclops* (aposp1)



Calanoida sp1 (calsp1)



Moina minuta (moimin)



Ceriodaphnia cornuta (cercor)



Brachionus plicatilis (brapli)



Brachionus calyciflorus (bracal)

Objetivos

1. Verificar se há diferenças nos fatores físicos e químicos da água, e nas densidades dos organismos zooplanctônicos sob um gradiente de poluição antrópica por matéria orgânica em três compartimentos do CELMM, nas estações seca e chuvosa.
2. Identificar se o gradiente de poluição afeta o índice trófico das áreas estudadas do CELMM.
3. Identificar se existem relações entre as espécies de zooplâncton e as variáveis ambientais em duas lagoas costeiras do CELMM, nas estações seca e chuvosa.

II. Manuscrito: A comunidade zooplanctônica em um gradiente de poluição antrópica em um Complexo Estuarino Lagunar

Introdução

O uso dos ecossistemas pelo homem tem tido um rápido crescimento causando notavelmente a extinção das espécies e degradação dos ambientes naturais no planeta (Vitousek *et al.* 1997). O aumento descontrolado das atividades tais como a industrialização, urbanização além das atividades agrícolas, impactam diretamente e negativamente os ecossistemas aquáticos (Freire *et al.* 2008). Estes acontecimentos geram importantes preocupações principalmente em conexão à disponibilidade e à qualidade dos recursos aquíferos disponíveis (Callisto *et al.* 2001).

Um terço de toda água doce do planeta é usada em fins industriais, agrícolas e domésticas. No Brasil, tais atividades antrópicas como cultivo de cana, polos químicos e esgoto urbano são responsáveis pela contaminação das bacias e sub-bacias hidrográficas com vários elementos orgânicos e/ou sintéticos acrescentados nestes recursos hídricos (Freire *et al.* 2008).

As lagoas costeiras são ecossistemas que ocorrem em quase toda extensão costeira do país (Esteves, 1998; MMA, 2010). Devido à sua localização muito próxima a grandes centros urbanos, recebem grande influência destes ambientes, tal como de efluentes com resíduos de esgotos domésticos e industriais de seu entorno (MMA, 2010) e além disso as lagoas costeiras representam ecossistemas de grande importância para vários organismos marinhos que se reproduzem ali (Juras, 2012). Nestes ambientes, várias espécies de peixes e de crustáceos utilizam organismos zooplanctônicos como recurso alimentar, sendo o zooplâncton um elo importante da cadeia alimentar em nos sistemas aquáticos continentais, em estuários, oceanos e águas costeiras (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

Yañes-Arancibia (1987) aponta diferenças entre os termos lagoa costeira e estuário. o termo estuário se baseia em condições hidrodinâmicas, e o termo lagoa costeira se baseia em condições geomorfológicas. Entretanto considera que tanto as lagoas costeiras, como os estuários são ecossistemas afins e é apropriado usar o termo meio ambiente lagunar estuarino para referir-se a eles. O estado de Alagoas apresenta um Complexo Estuarino Lagunar que compreende um dos ecossistemas aquáticos mais importantes do país, com influência direta ou indireta em cerca de 84% da população do estado (ANA, 2004). O Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM) é composto por duas lagoas de mesmo nome, onde deságuam rios e inúmeros córregos. Os principais tributários das lagoas do CELMM são o Rio Mundaú, Rio Remédios, Riacho Reginaldo para a Lagoa Mundaú; e o Rio Paraíba do Meio e Rio Sumaúma para a Lagoa Manguaba (Oliveira e Kjerfve, 1993). A capital do estado – Maceió – encontra-se instalada na margem direita da Lagoa Mundaú (ANA, 2004). Maceió contribui com a descarga de esgotos domésticos, onde só o 26,9%

do esgoto produzido é tratado (ANA, 2013). Grande parte do esgoto que drena na Lagoa Mundaú chega através do riacho urbano Reginaldo e na bacia deste riacho inserem-se 18 bairros que albergam 25% da população de Maceió, onde a coleta de esgoto é deficiente e vem prejudicando as condições de saúde da população local, por transmissão de doenças de veiculação hídrica, como dengue, hepatites e leptospirose (Silva *et al.* 2017). Também se encontram algumas outras cidades menores e vilas ao longo das margens de ambas lagoas, embora ainda existam alguns trechos com vegetação ciliar preservada na Lagoa Manguaba.

O CELMM contém uma importante diversidade de espécies, mas vem sofrendo um processo acelerado de degradação ambiental. O uso inadequado do solo por atividades agrícolas juntamente com o crescimento humano, a falta de serviços básicos de saneamento, a crescente incorporação de complexos industriais, estruturas de suporte logístico, bem como a implantação de refinarias e dutos para transporte de óleo, gás e produtos químicos e também as próprias atividades turísticas não planejadas, trazem um profundo e duradouro impacto a esta área (ANA, 2004).

Para os ecossistemas aquáticos, devido aos distúrbios antrópicos que afetam a qualidade do hábitat, são necessários métodos de avaliação para determinar espécies ou as assembleias para estabelecer políticas de conservação e monitoramento (Soulé, 1990; Kremen, 1992).

Nos ecossistemas aquáticos, mudanças na composição de espécies de pequeno tamanho e organismos de rápida reprodução com amplo poder de dispersão como os organismos planctônicos, têm sido considerados entre os primeiros e mais sensíveis em resposta ecossistêmica a stress antropogênico (Schindler, 1987). Apesar do elevado potencial como efetivos indicadores de alterações ambientais e seu importante papel na transferência de energia e ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos, as assembleias de zooplâncton não são usadas amplamente como indicadores de impacto dos ecossistemas (Stemberger & Lazorchak, 1994).

Algumas espécies do zooplâncton são conhecidas como bioindicadoras das condições da água de ambientes aquáticos, como por exemplo os rotíferos *Brachionus plicatilis*, *Synchaeta bicornis*, *Asplanchna brightwelli*, *B. angularis*, *B. falcatus*, *Filinia terminalis*, *Polyarthra remata* (Attayde & Bozelli, 1998) e *Acartia tonsa* (Bednarski & Morales-Ramirez, 2004), mostrando que a comunidade zooplanctônica pode ser utilizada como um bom indicador de variados impactos em ambientes aquáticos, incluindo os costeiros. O estudo do zooplâncton pode ajudar no monitoramento dos efeitos poluidores de despejos domésticos e industriais (Martins *et al.* 2006), pois esses organismos possuem grande sensibilidade ambiental e respondem a diversos tipos de impactos, tanto pela alteração na sua quantidade como na composição e diversidade da comunidade (Martins *et al.* 2006). Em pesquisas com impactos ambientais em ambientes aquáticos, o conhecimento do zooplâncton é fundamental, pois além de ser um elo importante na transferência de energia na rede

trófica, responde também rapidamente às modificações ambientais, sendo excelentes bioindicadores (Galdino *et al.* 2007).

Diante do exposto levantamos a hipóteses de que a densidade zooplanctônica das espécies mais sensíveis deverá apresentar diferentes respostas, tanto quanto conforme a quantidade de matéria orgânica que é depositada nas margens dos diferentes compartimentos do CELMM, como em associações com as variáveis ambientais.

O gradiente de poluição para analisar as mudanças nas variáveis físico-químicas, as mudanças nas densidades do zooplâncton, a relação entre estas, e o índice de estado trófico do CELMM foi estabelecido com base em três critérios de seleção: (a) número de coliformes fecais por 100 ml da amostra (indicador de poluição de águas por esgoto urbano) e a classificação da água salobra; (b) o número de habitantes/km² e a porcentagem de esgotamento sanitário inadequado; e (c) o tipo de matriz da paisagem onde está inserida a margem do corpo d'água estudado.

Foram propostos três objetivos:

1. Verificar se há diferenças nos fatores físicos e químicos da água, e nas densidades dos organismos zooplanctônicos sob um gradiente de poluição antrópica por matéria orgânica em compartimentos (um canal conector e duas lagoas costeiras) do CELMM, nas estações seca e chuvosa.
2. Identificar se o gradiente de poluição afeta o índice trófico das áreas estudadas do CELMM.
3. Identificar se existem relações entre as espécies de zooplâncton e as variáveis ambientais das áreas estudadas do CELMM, nas estações seca e chuvosa.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado em um complexo estuarino lagunar denominado Mundaú - Manguaba (CELMM) que está situado no estado de Alagoas, NE- Brasil (9°35'S a 9°45'S e 35°44'W a 35°58'W), e é composto pelas lagoas Mundaú (27 km²), Manguaba (42 km²) e por canais conectores (12 km²) (Figura 1) (ANA, 2004). A área possui clima tropical úmido com cerca de 1.654 mm de precipitação anual; ela compreende as bacias hidrográficas do rio Mundaú (4.126 km²) na lagoa Mundaú; rio Paraíba do Meio (3.157 km²) e rio Sumaúma (372 km²) na lagoa Manguaba, sendo a área total da bacia de 7.655 km². As estações do ano são estabelecidas pela periodicidade

das chuvas; a estação seca começa em setembro e termina em fevereiro e a estação chuvosa tem início em março, finalizando em agosto (Silva & Souza, 2013).

Fase de campo

Foram amostradas quatro áreas em três compartimentos do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM), Maceió, AL. Em cada área houve cinco pontos de coleta, nas estações seca (novembro/2014) e chuvosa (julho/2016).

As áreas foram classificadas em um gradiente de poluição ambiental de maior a menor impacto. O gradiente de poluição foi estabelecido com base em três critérios de seleção: (a) valores de coliformes fecais, dados obtidos de Campos *et al.* (2000), e a classificação da água salobra, dados obtidos de Brasil (2005); (b) o número de habitantes/km², junto com a porcentagem de esgotamento sanitário inadequado, dados obtidos de IBGE (2010); (c) o tipo de matriz da paisagem onde está inserida a margem do corpo d'água estudado. A matriz de tipo urbano foi considerada como impacto negativo, e a matriz com vegetação ciliar na margem foi considerada como impacto positivo. Dados obtidos das imagens *Landsat* disponibilizadas por *Google Earth*.

A área A1 é a mais poluída conforme os valores coliformes fecais, a classificação 'imprópria' da água, o maior número de habitantes/km², e a influência da matriz urbana de uma cidade grande (Maceió). A área A1 localiza-se no canal que conecta pela margem direita à Lagoa Mundaú com o Oceano Atlântico, onde recebe as águas do riacho urbano Reginaldo, em Maceió. A área A2 está situada na margem esquerda da Lagoa Mundaú, com influência do município Coqueiro Seco, embora não seja um município populoso, esta área recebe forte influência do esgoto proveniente de Maceió e apresenta a maior porcentagem de esgotamento sanitário inadequado. A área A3 constitui a margem esquerda da Lagoa Manguaba com influência da matriz urbana do município Marechal Deodoro, o segundo mais populoso das áreas estudadas e apresenta alta porcentagem de esgotamento sanitário inadequado. A área A4 está na margem direita da Lagoa Manguaba e está também inserida em Marechal Deodoro, mas apresenta a maior porcentagem de cobertura vegetal ripária do CELMM e não tem influência direta da zona urbana, sendo considerada como a área de menor impacto (Figura 1, Tabela 1).

Para caracterização da comunidade em cada ponto foram feitas amostragens do zooplâncton utilizando rede de plâncton de 50 µm de malha, com dois arrastos verticais englobando toda a coluna d'água em cada ponto, filtrando no mínimo 300 L de água; às amostras foi adicionada água gaseificada para anestésias os organismos e facilitar a identificação das espécies e, posteriormente, formol para uma concentração final de 4 %; na estação chuvosa foram coletadas outras duas amostras de água, uma delas para análises de carbono orgânico dissolvido (COD) e outra para a clorofila (Cl).

A caracterização dos ambientes foi feita em duas estações hidrológicas, sendo primeiro a seca e depois a chuvosa. Devido a problemas com a logística e com os aparelhos utilizados, cinco parâmetros foram comuns nas duas estações, o oxigênio dissolvido (OD); o potencial do Hidrogênio (pH); a condutividade (CON); a temperatura (TEM), mensurados através de uma sonda multiparâmetro YSI 556MPS; e a profundidade (PROF), mensurada com uma corda marcada com lastre. Já na estação chuvosa outros três parâmetros puderam ser obtidos, a salinidade (SAL), mensurada com uma sonda multiparâmetro YSI 556MPS; a clorofila-a (CLOR-A), mensurada por meio do método espectrofotométrico (CETESB, 2014); e o carbono orgânico dissolvido (COD), mensurado com o equipamento *Total Organic Carbon Analyzer Shimadzu TOC-Vcsn*.

Fase de laboratório

Os organismos planctônicos dos grupos Copepoda, Cladocera e Rotifera foram identificados até o nível de espécie (quando possível) por meio de chaves de identificação sob microscópio; as análises quantitativas foram realizadas por meio de três subamostras de 1 ml cada uma (por ponto) obtidas com pipeta *Stample* em placa quadriculada observadas sob lupa estereoscópica, onde um mínimo de 60 indivíduos das espécies mais abundante foi contado em cada subamostra. Para as espécies cujas densidades eram muito baixas, toda amostra foi analisada.

Análises dos dados

Distribuição das variáveis. Foi avaliado o tipo de distribuição das variáveis com o teste de Shapiro-Wilk no programa *Statistica 12*.

Transformação dos dados. Nos casos onde não foram encontradas distribuição normal dos dados, estes foram transformados, utilizando os seguintes procedimentos, conforme Oksanen *et al.* (2012): para as densidades das espécies zooplanctônicas foi usada a série de Hellinger; e para as variáveis ambientais foi utilizado o método de centralização usando o programa *R 2.15.2*. Com o teste de Shapiro-Wilk foi evidenciado que três das oito variáveis preditoras (temperatura, pH e condutividade, salinidade e clorofila-a) apresentaram distribuição normal (tabela 2) e que todas as densidades das espécies apresentaram distribuição não normal (tabela 2).

Análises da variância das variáveis preditoras e variáveis resposta. Para comparar as variáveis ambientais e as densidades das espécies entre as quatro áreas, entre as duas estações climáticas, e a interação entre as áreas e as estações climáticas foram executadas ANOVAs de dois fatores para as variáveis coletadas nas duas estações (*Two-way*) e ANOVAs de um fator para as variáveis coletadas numa estação (*One-way*) no programa *Statistica 12*.

Índice de estado trófico (IET). O Índice do Estado Trófico de Carlson (1977), modificado por Lamparelli (2004), que permite classificar os corpos d'água lénticos tropicais em seis graus tróficos.

Para o cálculo do índice são usados dados de clorofila da estação chuvosa nos 20 pontos pertencentes as quatro áreas avaliadas.

$IET (CL) = 10 \times (6 - ((0.92 - 0.34 \times (\ln CL)) / \ln 2))$. Onde CL é a concentração de clorofila-a em $\mu\text{g/L}$, e \ln é logaritmo natural.

A seguir descrevem-se as características principais dos corpos d'água para os seis estados tróficos conforme Lamparelli (2004):

Ultraoligotrófico ($IET < 47$). Produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não trazem prejuízos aos usos da água.

Oligotrófico ($47 < IET < 52$). Produtividade baixa e presença de nutrientes que não traz prejuízos aos usos da água.

Mesotrófico ($52 < IET < 59$). Produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas na maioria dos casos apresenta níveis aceitáveis.

Eutrófico ($59 < IET < 63$). Produtividade alta em relação às condições naturais, diminuição da transparência, aumento da concentração de nutrientes provenientes de atividades antrópicas, prejudicando à qualidade da água e interferindo nos seus múltiplos usos.

Supereutrófico ($63 < IET < 67$). Produtividade alta em relação às condições naturais, baixa transparência, as atividades antrópicas ocasionam alterações frequentes e indesejáveis na qualidade da água, como florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.

Hipereutrófico (> 67). Concentrações elevadas de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento nos seus usos, associado a florações de algas, mortandades de peixes, e resultados indesejáveis para seus múltiplos usos.

Análises de ordenação. Previamente às análises de ordenação, foi executada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) para estimar o comprimento do gradiente de cada matriz de densidade e assim determinar a análise de ordenação restrita a ser usada, a Análise de Correspondência Canônica (CCA) ou a Análise de Redundância (RDA), conforme ter Braak & Šmilauer (2002) usando o programa *R 2.15.2*. A CCA e a RDA permitem identificar o efeito de descritores ambientais sobre a estrutura da comunidade ao longo de gradientes ambientais. A CCA pressupõe uma resposta unimodal das espécies ao gradiente avaliado, por outro lado, a RDA assume que há uma resposta linear das espécies ao gradiente avaliado (Legendre & Legendre, 1998).

Resultados

1. Existem diferenças nos fatores físicos e químicos da água, e nas densidades dos organismos zooplanctônicos sob um gradiente de poluição antrópica e/ ou estacional?

Fatores físicos e químicos da água

Os valores de pH mais altos foram registrados na estação seca, com as áreas A2 e A3 com os maiores valores (figura 2a, anexo 1); na estação chuvosa, o pH apresentou valores mais próximos ao neutro e a área A2 continuou a apresentar pH alcalino; houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas e entre as estações (tabela 3).

A temperatura apresentou aumento gradual da temperatura ao longo das áreas, da área A1 até a A4. A estação seca evidenciou maiores valores de temperatura quando comparados com a estação chuvosa (figura 2b, anexo 1), houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas e entre as estações (tabela 3).

O oxigênio dissolvido apresentou menores valores nas áreas A1 e A2 e maiores nas áreas A3 e A4, os valores foram mais baixos e constantes na estação seca; na estação chuvosa foram registrados maiores valores e houve um incremento nas áreas A3 e A4 (figura 3a, anexo 1), houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas e entre as estações (tabela 3).

Os valores de condutividade diminuíram gradualmente desde a área A1 até a área A4 nas duas estações, mas os valores da estação chuvosa foram maiores do que da seca nas áreas A2 a A4 (figura 3b, anexo 1), houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas e entre as estações (tabela 3).

Os maiores valores de profundidade foram registrados na área A1, nas áreas restantes os valores de profundidade variaram pouco (figura 4, anexo 1), houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas (tabela 3).

Na estação chuvosa a água do CELMM é salobra, os valores de salinidade variaram gradualmente, desde 8,3 ppm (A1) até 4,4 ppm (A4) (figura 5a, anexo 1), houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas (tabela 3).

Na estação chuvosa o carbono orgânico dissolvido apresentou o valor mais alto na área A1 (figura 5b, anexo 1), mas não houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas (tabela 3).

Na estação chuvosa a clorofila-a apresentou os menores valores na área A1, valores intermediários nas áreas A3 e A4, e os maiores valores na área A2 (figura 6a, anexo1), houve diferença estatisticamente significativa entre as áreas (tabela 3).

Zooplâncton

A riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica do CELMM foi baixa, foram identificados seis taxa, divididos em dois filos, quatro ordens e quatro famílias (tabela 4). Ocorreram apenas duas espécies de Copepoda, uma da ordem Cyclopoida – cf. *Apocyclops* – e uma da Ordem Calanoida; duas espécies de Cladocera – *Moina minuta* Hansen (1899) e *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1885); e duas espécies de Rotifera – *Brachionus plicatilis* Müller, 1786 e *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1766 (tabela 4). Para o grupo Copepoda, foi identificada a fase larval náuplio pequeno e a fase juvenil copepodito.

A densidade total da comunidade zooplanctônica do CELMM apresentou o mesmo padrão nas duas estações, com menor densidade na área A1 e maior densidade na área A2 (Figura 7); não houve diferenças estatisticamente significativas entre as áreas, nem entre as estações (tabela 3), Os copépodos foram os organismos que contribuíram com a maior parte da densidade (66% na estação seca e 77% na chuvosa), seguidos pelos rotíferos (29% na seca e 23% na chuvosa) e cladóceros (5% na seca e <1% na chuvosa) (anexos 2 e 4).

Os valores médios das densidades das fases de desenvolvimento dos copépodos evidenciaram que na estação seca, o estágio dominante foi copepodito, seguido pelos estágios náuplio pequeno, e Copepoda adulto. Na estação chuvosa o estágio dominante foi náuplio pequeno, seguido pelos estágios copepodito e Copepoda adulto (anexo 3).

Na estação seca, os valores médios de densidade de náuplio pequeno apresentaram valores mais baixos nas áreas A3 e A4 (Figura 8, anexo 3), na estação chuvosa ocorreu o padrão oposto, houve diferença estatisticamente significativa entre as estações (tabela 3).

As densidades dos juvenis Copepodito (Figura 9a, anexo 3) e os adultos copépodos (Figura 9b, anexo 3) apresentaram valores mais altos nas áreas mais poluídas (A1 e A2), e os valores registrados na estação seca foram mais altos, houve diferenças estatisticamente significativas entre as áreas e entre as estações (tabela 3).

O copépode cf. *Apocyclops* apresentou o mesmo padrão nas duas estações, valores baixos de densidade na área A1 e aumentou nas outras áreas, a densidade foi maior na estação chuvosa (Figura 10a, anexo 3). Calanoida sp1 apresentou valores mais altos de densidade nas áreas A3 e A4 na estação seca; na estação chuvosa a densidade foi baixa (Figura 10b, anexo 4). Houve diferenças estatisticamente significativas entre as áreas e entre as estações.

M. minuta e *C. cornuta* apresentaram o mesmo padrão nas duas estações. Na estação chuvosa a densidade foi quase nula; na estação seca a densidade aumentou nas áreas A3 e A4 (Figura 11a, figura 11b, anexo 4). Houve diferenças estatisticamente significativas entre as áreas e entre as estações.

B. plicatilis e *B. calyciflorus* apresentarem valores de densidade mais altos nas áreas A1 e A2 e os mais baixos nas áreas A3 e A4 nas duas estações (Figura 12a, anexo 4). *B. calyciflorus* apresentou os maiores valores de densidade na área A1 na estação chuvosa; na estação seca os maiores valores foram registrados na área A4 (Figura 12b, anexo 4). Houve diferenças estatisticamente significativas entre as áreas.

2. O gradiente de poluição antrópica afeta o nível trófico das áreas estudadas do CELMM?

Foi possível conferir o efeito do gradiente de poluição por esgoto no período chuvoso em três das quatro áreas avaliadas. As áreas A2 e A3 apresentaram estados eutróficos a super eutróficos; e a área A4 apresentou estado eutrófico. Por outro lado, a área A1 apresentou estado oligotrófico (figura 6b).

3. Qual a relação entre as variáveis ambientais e as espécies de zooplâncton em cada estação?

O comprimento do gradiente obtido com a DCA foi de 3,0 para a estação chuvosa e 1,5 para a estação seca, sugerindo o uso da RDA.

Os dois primeiros eixos da RDA da estação seca explicaram 69,3% da variação. O primeiro eixo separou os pontos das áreas da Lagoa Manguaba (A3 e A4), dos pontos das áreas da Lagoa Mundaú (A1 e A2) (figura 13a). As variáveis preditoras mais importantes neste eixo foram oxigênio dissolvido (associado com as densidades do *B. calyciflorus* e de *cf. Apocyclops*) e a temperatura d'água (relacionada com a densidade dos cladóceros) para um lado; e condutividade para o outro lado (associada com a densidade de *B. plicatilis* e *Calanoida* sp1) (figura 13a).

Os dois primeiros eixos da RDA da estação chuvosa explicaram 84,3% da variação. Os pares de espécies mencionados anteriormente se mantiveram, mas apresentaram associação com outras variáveis físico-químicas (figura 13 b). As variáveis preditoras mais importantes no primeiro eixo foram clorofila-a (levemente associada com a densidade de *B. plicatilis* e *Calanoida* sp1) para um lado; e condutividade, salinidade e profundidade (associado com as densidades do *B. calyciflorus* e de *cf. Apocyclops*) para o outro; os cladóceros não evidenciaram uma associação com uma variável específica (figura 13b). Os pontos da área A1 ficaram agrupados e isolados dos outros nas duas estações, evidenciando uma área mais diferenciada (figuras 13a e 13b).

Discussão

Fatores físicos e químicos da água

A diferença entre os valores de pH entre as áreas, deve-se ao aumento observado na área A2 (Mundaú-Coqueiro Seco), que pode ser explicado em função do despejo de esgoto na Lagoa Mundaú; das quatro áreas avaliadas a área A2 seria a mais poluída pela influência da margem oposta onde está a cidade de Maceió. Como assinala von Sperling (1996; 2005), o aumento do pH pode ser influenciado pelo aumento da produtividade de algas, ocasionado pelo aporte de matéria orgânica e nutrientes, assim, o aumento de algas num recurso hídrico pode aumentar a taxa de consumo de gás carbônico, alterando o pH. Por outro lado, a entrada de matéria orgânica eleva as taxas de decomposição e conseqüente consumo de CO₂, podendo, também, causar diminuição do pH. Os elevados valores de pH nas lagoas estudadas parecem indicar que a produção primária suplanta a decomposição, com maior consumo de CO₂. Esperávamos que a área A1 tivesse o maior valor de pH por receber os despejos de esgoto provenientes do riacho Reginaldo, mas por tratar-se de um canal conector que tem alta influência da maré, o efeito do aumento de nutrientes provenientes do esgoto de Maceió pode ter sido diluído. Enquanto a diferença entre os valores de pH entre as estações, pode ser explicada pela diluição provocada pela chuva, como reportam Naime & Fagundes (2005), onde o aumento da precipitação na estação chuvosa, leva à diminuição dos valores de pH.

Segundo Olivera & Kjerfve (1993), o tempo de residência das águas na Lagoa Mundaú é de uma a duas semanas, e na Lagoa Manguaba é de cinco a sete semanas. Assim, a diferença na temperatura encontrada entre as áreas pode ser explicada à luz do tempo de residência das águas. As menores temperaturas foram registradas nas áreas A1 e A2, ou seja, no canal conector, que recebe influência mais direta da maré; e a margem esquerda da Lagoa Mundaú. As maiores temperaturas foram registradas nas áreas A3 e A4 da Lagoa Manguaba. A diferença encontrada entre os valores de temperatura no CELMM segundo a estação pode dever-se ao aumento da precipitação e diminuição da radiação solar durante a estação chuvosa, como reportado por Oliveira & Kjerfve (1993); mas também pela variação de outras temperaturas como a da água dos rios que drenam o complexo, do fluxo da água do mar e do ar, como reportam Lira *et al.* (1978).

Segundo Prado (1999) a concentração de oxigênio dissolvido em um corpo d'água pode ajudar a determinar a sua qualidade. Assim, quanto menor a concentração de oxigênio dissolvido, pode-se inferir que mais poluído é o corpo hídrico; a redução dessa concentração, segundo Campos *et al.* (2000), pode ser decorrente da oxidação da matéria orgânica (e.g. esgotos e efluentes industriais) introduzida, por meio da decomposição. Estes argumentos podem explicar os menores valores de oxigênio dissolvido registrados nas áreas A1 e A2 na estação chuvosa, onde há a maior quantidade de esgoto urbano do CELMM; este padrão de maior poluição na Lagoa Mundaú em

relação à Lagoa Manguaba tem sido reportado por Costa *et al.* (2011). As diferenças encontradas segundo a estação podem ser entendidas em função da maior concentração de matéria orgânica na estação seca, com maiores taxas de decomposição e consequente maior consumo de oxigênio dissolvido.

Um corpo d'água apresenta valores consistentes de condutividade elétrica; as águas salobras apresentam valores de condutividade entre 1600 a 4800 μS , sendo que alterações na condutividade podem indicar o ingresso de contaminantes ao corpo hídrico (Villas & Banderali, 2018). Neste estudo, os valores de salinidade de todos os pontos encaixam-se na categoria de águas salobras, mas a maioria dos valores de condutividade obtidos, exceto as áreas A3 e A4 na estação seca, estão acima do intervalo proposto para águas salobras, atingindo até 19083,8 μS ; resultados preliminares no 2015 indicam um aumento da salinidade no CELMM maior que 20% sendo que décadas atrás, a salinidade era de 10% a 20% e existindo locais com a concentração de sal igual ao mar (IMA 2015). O aumento gradual da condutividade entre as áreas sugere o aporte de poluentes. A condutividade elétrica é representada por sólidos dissolvidos na água, por isso a área A1 apresenta os valores mais altos, como consequência da influência da maré e do aporte de esgoto. Quanto ao aumento dos valores da condutividade na estação chuvosa, pode-se inferir que o material alóctone que esteve sedimentado na estação seca nos esgotos e riachos urbanos que drenam as Lagoas, foi lixiviado até os compartimentos do CELMM através da precipitação.

Segundo o mapa batimétrico do CELMM apresentado por de Brito Jr. *et al.* (2018), a área A1, o canal conector, é o compartimento mais profundo ($\approx 9,7$ m); e as áreas A2 a A4 são compartimentos mais superficiais ($\approx 0,5$ a $0,9$ m). Os valores de profundidade registrados neste estudo apresentam uma tendência semelhante à descrita anteriormente. O canal conector próximo à entrada da Lagoa Mundaú serve como um filtro dinâmico, reduzindo as flutuações e as correntes das marés dentro da lagoa (Kjerfve & Magill, 1989; de Brito Jr. *et al.* 2018). A diferença encontrada entre o canal conector (A1) e as áreas restantes (A2, A3, A4) na estação chuvosa, pode explicar-se pela hidrodinâmica do sistema, esta região é mais profunda devido ao intercâmbio da água que entra e sai do sistema e esse fluxo diminui os processos de sedimentação.

A água dos três compartimentos avaliados é salobra. Segundo o sistema de classificação da salinidade de águas salobras do mar báltico, divulgado em Anon (1958), os dois últimos pontos da área 4 são oligohalinos e os restantes pontos são mesohalinos. O ingresso da água do Oceano Atlântico no CELMM está condicionado à amplitude da maré, à vazão dos rios e à morfologia do estuário. A salinidade no CELMM é maior nos canais conectores das lagoas, seguido pelas lagoas Mundaú e Manguaba (Campos *et al.* 2000). Esse padrão de salinidade das lagoas foi confirmado na estação chuvosa, sendo o canal conector o mais salino do sistema, seguido pelas lagoas Mundaú e Manguaba (Figura 5). Este padrão pode ser entendido pelo tempo recambio hidráulico

reportado por Olivera & Kjerfve (1993), porquanto há uma maior residência das águas na Lagoa Manguaba, tornando esta menos salina.

Segundo Thurman & Malcom (1981) a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) em ambientes aquáticos tem duas origens, uma procedente de processos internos do corpo d'água (autóctone), e outra oriunda de contribuições externas (alóctone). Os compartimentos do CELMM não exibiram um padrão definido na estação avaliada (chuvosa), entretanto o maior valor foi registrado na área A1, esta concentração pode estar sendo influenciada pelos aportes de COD alóctone (aportes de esgoto trazido pelo riacho urbano Reginaldo e os aportes da água da maré). Magalhães *et al.* (2008) acharam resultados semelhantes num estuário de Portugal, concluindo que as concentrações de COD coincidem com as contagens de coliformes fecais provenientes do esgoto não tratado e pela influência do fluxo da maré.

A mistura de água doce e salgada ocorre através de difusão e processos mecânicos de mistura, o grau de mistura das águas pode ser aumentado pela ação das marés (Bianchi, 2007). Na estação chuvosa aumenta a amplitude da maré e o aporte fluvial, o que pode aumentar o grau de mistura das águas de origem lacustre, fluvial e oceânica na área do canal conector (A1). Mesmo que a área A1 receba o riacho urbano Reginaldo, pode-se inferir que os baixos valores de clorofila-a se devem à alteração da estratificação da coluna d'água, que diminui o estabelecimento de massas algares. A maior hidrodinâmica pode resultar em maior circulação da coluna d'água diminuindo a penetração de luz, que é um recurso essencial para o crescimento das algas. Como reporta Gómez-Márquez *et al.* (2013), o incremento da clorofila-a, aportada pelas algas, é favorecido pela diminuição da área e volume do corpo d'água. Quanto ao maior valor de clorofila-a na área A2, e os valores intermediários nas áreas A3 e A4, pode-se inferir que são afetados pelo aporte de esgoto com elevada carga de matéria orgânica, cuja decomposição gera grandes quantidades de nutrientes para a produção primária. A área A2 recebe o esgoto de Coqueiro Seco, mas também tem influência do esgoto de Maceió; e as áreas A3 e A4 recebem o esgoto de Marechal Deodoro, incrementando o aporte de nutrientes e favorecendo o crescimento de massas algares. O padrão da clorofila-a encontrado no CELMM no presente estudo coincide em grande parte com o reportado por Melo-Magalhães (2009) e Costa *et al.* (2011).

Zooplâncton

A densidade da comunidade zooplanctônica não evidenciou padrões segundo o gradiente de poluição, nem segundo as estações. Conforme Tundisi & Matsumura-Tundisi (2008), o conceito de nicho e de hipervolume de cada organismo frente a variáveis ambientais e biológicas proporciona a base teórica para o monitoramento biológico. Ao somar as densidades de diferentes níveis taxonômicos de zooplâncton, a resposta aos fatores de estresse (e.g. a poluição, estação do ano)

é muito abrangente, mostrando que análises de baixa resolução taxonômica do zooplâncton não são adequados para o monitoramento biológico.

Segundo Lopes (2000, apud Martins *et al.* 2006), o aumento da densidade dos náuplios de Copepoda pode ser favorecido por dois filtros ambientais, a presença de substâncias húmicas e tânicas, provenientes da decomposição da vegetação marginal; e a baixa salinidade. A Lagoa Manguaba (áreas A3 e A4) apresenta menor grau de urbanização que o da Lagoa Mundaú e na margem direita da Lagoa Manguaba ainda há vegetação marginal (Olivera e Kjerfve 1993; Campos *et al.* 2000). Provavelmente, na estação chuvosa, são favorecidas as condições para a sobrevivência dos náuplios pequenos de Copepoda, sendo estas a vegetação marginal que cai na lagoa e é decomposta por microorganismos; pela hidrodinâmica do CELMM, com maior tempo de residência das águas da Lagoa Manguaba tornando estas menos salinas (de Brito Jr *et al.* 2018). Já na estação seca, estas condições mudam, o ambiente se torna mais salino e há menor ingresso de material vegetal alóctone, o que ocasiona menor densidade desta fase larval.

Durante o desenvolvimento larval os náuplios sofrem maior mortalidade que os copepoditos (Kjørboe & Sabatini, 1995; Kaminski *et al.* 2009). Após passar pela fase de metamorfose do náuplio ao Copepodito há redução das taxas de mortalidade, porque aumenta a resistência fisiológica, e melhora a capacidade natatória que possibilita escapar dos predadores (Pereira, 2016). O padrão dos valores da densidade de fases de desenvolvimento mais avançadas, como a dos juvenis Copepodito, e os adultos Copepoda, sugerem que estas fases são mais tolerantes a condições mais adversas, como maior salinidade e maior grau de poluição, como observadas em A1 (canal da Lagoa Mundaú) e A2 (Lagoa Mundaú).

Conforme Cano *et al.* (2004) a dieta natural de uma espécie de *Apocyclops* neotropical é constituída por algas diatomáceas, que contribuem com 89% da dieta. Pode-se inferir que a baixa densidade de cf. *Apocyclops* na área A1, deve-se à baixa disponibilidade do recurso de algas, coincidindo com o padrão observado da clorofila-a, que mostrou uma menor concentração na área A1 (canal conector da Lagoa Mundaú). cf. *Apocyclops* foi uma espécie dominante nas áreas mais eutrofizadas do CELMM, este padrão coincide com o padrão dos Cyclopoida descrito por Tundisi *et al.* (1988).

Meirinho & Pompêo (2015), assinalam que os Calanoida são organismos sensíveis, uma vez que aumentaram sua abundância quando melhorou a qualidade d'água do reservatório Rio Grande, SP. Infere-se que Calanoida sp1 apresentou maiores densidades nas áreas A3 e A4 porque a Lagoa Manguaba é menos eutrofizada e apresenta condições ambientais mais estáveis, pelo tempo maior de residência da água; este padrão de dominância de Calanoida coincide com o descrito por Tundisi *et al.* (1988). A diferença marcante entre as densidades de Calanoida segundo a estação, sendo

mais alta na estação seca que na estação chuvosa, coincide com o padrão de Calanoida de reservatórios em São Paulo, reportado por Castilho-Noll *et al.* (2012)

A salinidade é um mecanismo forte de alteração das comunidades aquáticas, ocasionando o desaparecimento de espécies que não toleram o incremento da concentração de sais (Anton-Pardo & Armengol, 2012). Segundo Branco *et al.* (2007) os taxa *M. minuta* e *C. cornuta* foram considerados raros ao longo de quatro anos de estudos na Lagoa Imboassica, RJ; estas espécies se tornaram dominantes, em termos de abundância, na condição oligohalina. Segundo os dados de salinidade da estação chuvosa, os menores valores se registraram na Lagoa Manguaba, onde houve pontos da área A4 com condição oligohalina; nesta lagoa, foram registradas as maiores densidades das espécies de Cladocera, *M. minuta* e *C. cornuta* na estação seca. Segundo Vieira *et al.* (2011), no Reservatório Taperoá II, PB, *M. minuta* é influenciada positivamente por altas concentrações de nutrientes, e é a primeira espécie a colonizar o ambiente, mostrando rápido incremento seguido de um drástico declive, quase desaparecendo da coluna d'água. Por outro lado, *C. cornuta*, mostra ótimas taxas de crescimento em condições que vão do estado mesotrófico a oligotrófico. Os dados de densidade de Cladocera na estação chuvosa, do presente estudo, confirmaram o padrão descrito anteriormente, as espécies *M. minuta* e *C. cornuta* só foram registadas num ponto da área A1 (o qual apresentou condição oligotrófica), e foram ausentes nos pontos restantes.

Os rotíferos Brachionidae são uma das mais importantes famílias de zooplâncton, especialmente o gênero *Brachionus*, caracterizado como indicador de águas eutróficas (Soares *et al.* 2010). Segundo Sládeček (1983), os rotíferos são bons indicadores de sistemas saprobióticos, ou seja, podem indicar a poluição aquática orgânica. *B. plicatilis* é uma espécie cosmopolita, tolera altas concentrações de salinidade (Walker, 1981; Castilho-Noll & Arcifa, 2000); suporta grandes variações ambientais por ser osmoconformista (Epp & Winston, 1977); domina ambientes estressados como lagoas costeiras (Odum, 1988; Arcifa *et al.* 1994; Castilho-Noll & Arcifa, 2000); apresenta ampla tolerância aos ambientes eutrofizados (Sládeček, 1983); e pode se encontrar em ambientes muito poluídos tais como efluentes industriais (Rao & Mohan, 1977; Saksena 1987; Eskinazi-Saint' Anna e Tundisi, 1996). A alta densidade desta espécie no canal conector da Lagoa Mundaú (A1) pode ser explicada pelos despejos industriais, provenientes do polo químico; e pelo esgoto doméstico, que é transportado pelo riacho urbano Reginaldo até o CELMM, estas condições podem favorecer o estabelecimento de populações de *Brachionus*. Na estação seca, a densidade de *B. plicatilis* denotou uma marcada diferença entre as áreas A1 e A2 (Lagoa Mundaú) e as áreas A3 e A4 (Lagoa Manguaba); na estação chuvosa, houve maior densidade desta espécie no canal conector, a área mais poluída. A dominância de *B. plicatilis* em ambientes eutrofizados, foi reportada por Arora (1966), e a dominância desta espécie em ambientes poluídos, tem sido reportada por diversos autores (Saksena e Kulkarni, 1986; Saksena, 1987; Eskinazi-Saint' Anna e Tundisi, 1996).

B. calyciflorus é uma espécie cosmopolita, que tolera águas eutrofizadas (Attayde & Bozelli, 1998); ocorre em águas altamente poluídas (Sládeček, 1983) e é tolerante à altas concentrações de poluição grosseira (Wilkins, 1972). Esta classe de poluição é definida por Allison *et al.* (1997), como itens poluentes provenientes do esgoto, com partículas com tamanho superior a 5mm. Dhanapathi (1977) reportou que em locais poluídos de lagoas da Índia houve dominância de *B. calyciflorus*. Neste estudo, durante a estação chuvosa, *B. calyciflorus* apresentou os maiores valores de densidade na área A1, caracterizada por ser a área mais poluída.

Índice de estado trófico

Foi possível conferir o efeito do gradiente de poluição por esgoto no período chuvoso em três das quatro áreas avaliadas. Os pontos das áreas A2 e A3, apresentaram estados eutróficos a supereutróficos; e a área A4 apresentou estado eutrófico. Conforme Lamparelli (2004), estes pontos eutróficos e supereutróficos podem apresentar produtividade em relação às condições naturais, menores valores de transparência, aumento da concentração de nutrientes derivados de atividades antrópicas, afetar negativamente a qualidade d'água; e no caso dos cinco pontos supereutróficos podem apresentar florações de algas. O padrão do índice de estado trófico encontrado no presente estudo, coincide com o reportado por Melo-Magalhães *et al.* (2009) e Cotovicz Jr *et al.* (2012), que apontam que as duas lagoas estão poluídas, e que a Lagoa Mundaú está mais eutrofizada que a Lagoa Manguaba. O número de habitantes/km² por cidade, sem contar Maceió, reflete as áreas que apresentaram os maiores valores de índices de estado trófico.

Por outro lado, a área A1 apresentou estado oligotrófico (figura 6b); conforme Lamparelli (2004), os pontos oligotróficos podem apresentar produtividade baixa. Este resultado pode ser entendido à luz da troca de água do CELMM com o ambiente marinho. Brito Jr *et al.* (2018) investigaram a importância das marés para a troca de água na Lagoa Mundaú, que apresenta um sistema de entrada e canal muito dinâmico. Segundo Brito Jr *et al.* (2018), o tempo de descarga da Lagoa de Mundaú é de 12,6 dias durante a maré de quadratura (lua no quarto minguante/crescente), e de 5,7 dias durante a maré de sizígia (lua cheia/nova), onde ocorrem maiores amplitudes da maré, havendo uma troca de água mais pronunciada. Assim, infere-se que o ingresso da maré, permite diluir a concentração de matéria orgânica contida no esgoto que entra ao CELMM na área do canal conector da Lagoa Mundaú (A1).

Relação entre as variáveis ambientais e as espécies de zooplâncton na estação seca

O primeiro eixo da RDA denotou o gradiente de salinidade, separando as áreas mais salinas nos quadrantes à esquerda; e as menos salinas nos quadrantes à direita.

A condutividade esteve relacionada com a densidade de *B. calyciflorus* e a densidade de cf. *Apocyclops* nas áreas A3 e A4. A maioria dos pontos destas áreas foram classificados como eutróficas. A alta densidade de *B. calyciflorus* e cf. *Apocyclops* nessas áreas, confirma os padrões descritos por Attayde e Bozelli (1998) e por Tundisi *et al.* (1988) respectivamente, os quais caracterizam estas espécies como cosmopolitas e indicadora de ambientes eutróficos.

A temperatura d'água esteve relacionada com a densidade dos cladóceros *M. minuta* e *C. cornuta* nas áreas A3 e A4, onde foram registrados os maiores valores de temperatura, e as maiores densidades destas duas espécies. Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) a temperatura d'água exerce uma função importante na reprodução e na fisiologia de organismos do zooplâncton e pode incrementar sua densidade (Melão, 1999). Conforme Matsumura-Tundisi *et al.* (1984) *C. cornuta* apresenta uma baixa taxa reprodutiva que é compensada pela tolerância a baixas concentrações de oxigênio e a altas variações de temperatura. Assim, as altas temperaturas d'água podem manter a produção de ovos durante largos períodos de tempo, permitindo a colonização de áreas pouco exploradas por outros organismos (Kanaujia, 1980). Nas áreas onde ocorreram (A3 e A4) na estação seca foram registradas baixas concentrações de oxigênio, corroborando os achados de Matsumura-Tundisi *et al.* (1984) sobre a tolerância desta espécie para tal condição.

A condutividade esteve relacionada com a densidade do rotífero *B. plicatilis* e a densidade do copépode Calanoida sp1 nas áreas A1 e A2. Um dos fatores que aumentam a condutividade nestes tipos de ambientes costeiros é a salinidade, cujo gradiente é considerado como um importante fator ambiental na estrutura de assembleias de espécies em lagoas costeiras (Greenwald & Hurlbert, 1993). *B. plicatilis* é considerada eurialina, ou seja, que apresenta adaptações fisiológicas para suportar variações de salinidade (Rutter-Kolisko, 1974; Walker, 1981), o que pode explicar sua ocorrência nestas áreas. Outro fator que influencia a condutividade é a entrada de matéria orgânica, que pela decomposição, gera íons nitrato, nitrito e fosfato, também resultando em gradientes de condutividade. Portanto, a distribuição destas espécies pode estar sendo afetadas tanto pela salinidade quando pelo aporte de matéria orgânica que alteram os valores de condutividade. Attayde e Bozelli (1998) consideraram a condutividade como uma aproximação da salinidade e concluíram que *B. plicatilis* pode ser um bom indicador de influência marinha. Neste estudo, a densidade de *B. plicatilis* apresentou os maiores valores nas áreas A1 e A2, que apresentaram a maior salinidade e condutividade do CELMM, isto pode estar relacionado com o grau de eutrofização. Enquanto aos copépodes, Boxshal & Defaye (2008) assinalam que ocorrem em diversos ambientes (e.g. água doce, salobra, salgada e em terras úmidas). Sendacz *et al.* (2006) e Perbiche-Neves *et al.* (2014) ressaltam a importância do grupo, por constituir um elo de transferência de energia entre os produtores primários e os consumidores da rede trófica aquática. Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) concluíram que os copépodes podem estar associados com a condutividade e a composição iônica. Perbiche-Neves *et al.* (2014) determinaram que a alta concentração de matéria orgânica, a

alta trofia do sistema, e a alta produtividade primária, favorecem o aumento dos organismos calanoides e outros organismos planctônicos. Neste estudo encontramos um padrão oposto ao descrito anteriormente. As áreas A3 e A4 (Lagoa Manguaba) apresentaram a maior densidade de Calanoida sp1, enquanto a área A2 que é a mais eutrofizada apresentou densidades muito baixas; infere-se que o tempo de residência das águas do CELMM está afetando aos calanoides, e devido a isto a densidade aumenta nos ambientes menos instáveis.

Relação entre as variáveis ambientais e as espécies de zooplâncton na estação chuvosa

A condutividade e salinidade estiveram relacionadas com a densidade do rotífero *B. calyciflorus* e a densidade do copépode *Apocyclops* sp1 na área A1 (canal conector). *B. calyciflorus* apresenta ampla tolerância a águas poluídas (Sládeček, 1983), e está associado a águas de alta condutividade (Berzins & Pjeler, 1989). Enquanto aos Cyclopoida, Perbiche-Neves *et al.* (2014), assinalaram que apresentam adaptabilidade à instabilidade de condições limnológicas. As condições no canal conector são as mais adversas do CELMM, por exemplo, há alta quantidade de matéria orgânica alóctone que provem do esgoto doméstico das cidades Maceió e Coqueiro Seco; há despejo de esgotos industriais; há impacto da maré que torna a região mais salina, contribuindo assim com valores de condutividade mais elevados. Estas condições de um ambiente fortemente impactado, podem ser aproveitadas pelas espécies *Apocyclops* sp1 e *B. calyciflorus*, que apresentaram os maiores valores de densidade na área A1.

A clorofila-a esteve relacionada com a densidade do rotífero *B. plicatilis* e a densidade de Calanoida sp1 principalmente na A3. *B. plicatilis* pode ser predominante em águas eutrofizadas (Saksena, 1987); neste estudo esperava-se que os valores de densidade da espécie acompanhassem a tendência dos valores de clorofila, mas o padrão encontrado foi o oposto

Como reporta Mauchline (1998) o grupo Calanoida é basicamente filtrador de algas; neste estudo foi observado que os valores das densidades de Calanoida sp1 acompanharam a mesma tendência dos dados de clorofila-a, isto pode estar relacionado com a algivoria. A concentração do pigmento clorofila-a tem sido usado como indicador de biomassa algal (Nusch, 1980). Espera-se que nos locais onde há maior quantidade de clorofila-a, exista maior quantidade de massas algares, aumentando a disponibilidade de recurso alimentar dos Calanoida.

Conclusões

Em síntese, à luz dos resultados obtidos, podemos afirmar que tanto as características limnológicas como a densidade da comunidade zooplancônica em diferentes escalas, estão sendo afetadas negativamente pelo despejo de esgoto doméstico (não tratado), e também pelos processos hidrodinâmicos do Complexo Lagunar Estuarino, como o efeito de tamponamento da maré, o tempo de residência das águas, e o regime de precipitação.

Dando resposta às três perguntas formuladas, concluímos:

1. Existem diferenças nos fatores físicos e químicos da água, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, profundidade, salinidade e clorofila-a, sob o gradiente de poluição antrópica. Existem diferenças nos fatores físicos e químicos da água, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade, sob a escala temporal. Existem diferenças nas densidades dos estágios Copepodito e Copepoda; e nas seis espécies que compõem a comunidade, sob o gradiente de poluição antrópica. Existem diferenças nas densidades dos estágios náuplio pequeno, Copepodito e Copepoda; e nos copépodes, cf. *Apocyclops* e *Calanoida* sp1; e nos cladóceros, *M. minuta* e *C. cornuta*, sob a escala temporal.

2. O gradiente de poluição antrópica afeta o nível trófico das lagoas que compõem o CELMM, a área menos impactada pela eutrofização é a A1 devido a processos hidrodinâmicos do sistema.

3. Na estação seca houve associação entre: o oxigênio dissolvido e as espécies *B. calyciflorus* e cf. *Apocyclops*; a temperatura e *M. minuta* e *C. cornuta*; a condutividade e as espécies *B. plicatilis* e *Calanoida* sp1. Na estação chuvosa houve associação entre: a condutividade e a salinidade e as espécies *B. calyciflorus* e cf. *Apocyclops*; a temperatura e a clorofila-a e as espécies *B. plicatilis* e *Calanoida* sp1.

Finalmente, sugerimos que as escalas fase de desenvolvimento e espécie, permitem detectar as alterações de origem antrópico (eutrofização artificial) ou natural (gradiente de salinidade por influência da maré). Encontramos dois grupos de resposta às alterações:

- Os organismos tolerantes às alterações (Copepodito, Copepoda adulto, *B. plicatilis* e *B. calyciflorus*).

- Os organismos mais sensíveis às alterações (cf. *Apocyclops*, *Calanoida* sp1, *Moina minuta*, e *Cerodaphnia cornuta*).

Referências bibliográficas

- Allison, R., Chiew, F. & McMahon, T. (1997). Stormwater gross pollutants: industry report. Clayton, Cooperative research centre for catchment hydrology. 26 p.
- ANA (Agência Nacional de Águas). (2004). Elaboração do Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM). Brasília. Agência Nacional de Águas. 99 p.
- ANA (Agência Nacional de Águas). (2006). Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM). Brasília. Agência Nacional de Águas. 41 p.
- Anon, S. (1958). Symposium on the Classification of Brackish Waters. *Archive of Oceanography and Limnology*, 11, 8-14.
- Anton-Pardo, M. & Armengol, X. (2012). Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds, Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, 114, 93-99.
- Arcifa, M. S., M. S. M. Castilho & J. P. Carmouze. (1994). Composition et évolution du zooplankton dans une lagune tropicale (Brésil) au cours d'une période marquée par une mortalité de poissons. *Revue d'Hydrobiologie tropical*, 27(3), 251-263.
- Arora, H.C. (1966). Rotifera as indicators of trophic nature of environments. *Hydrobiologia*, 27(1-2), 146-159.
- Attayde, J. L., & Bozelli, R. L. (1998). Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, 55(8), 1789-1797.
- Bednarski, M., & Morales-Ramirez, A. (2004). Composition, abundance and distribution of macrozooplankton in Culebra Bay, Gulf of Papagayo, Pacific coast of Costa Rica and its value as bioindicator of pollution. *Revista de Biologia Tropical*, 52(2), 105-119.
- Berzins, B., & Pjeler, B. (1989). Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia*, vol. 182(2), 171-180.
- Bianchi, T. S. (2007). *Biochemistry of estuaries*. New York. Oxford University Press. 706 p.
- Boxshall, G. A. & Defaye, D. (2008). Global diversity of Copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 195-207.

Branco, C. W. C., Kozlowsky-Suzuki, B., & Esteves, F. A. (2007). Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed Brazilian coastal lagoon. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2), 251-262.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 5. fev. 2018.

Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71-82.

Campos, O., Ramirez, V., & Barbosa, V. (2000). Qualidade das águas no Complexo Mundaú-Manguaba. In: Normande, E. (Org.) Apoio à proteção ambiental em Alagoas uma experiência de cooperação técnica: Projeto SEPLAN/IMA/GTZ. Maceió, PressColor. p. 80-95.

Cano, R., Ráudez, S., & Hokker, E. (2004). The natural of *Apocyclops panamensis* at a shrimp farm on the Pacific Coast of Nicaragua. *Zoological Studies*, 43(2), 344-349.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22 (2), 361-369.

Castilho-Noll, M. S. M., & Arcifa, M. S. (2000). Production of the rotifer *Brachionus plicatilis* (Ploimida: Brachionidae) in a Brazilian coastal lagoon. *Revista de Biologia Tropical*, 48(4), 859-865.

Castilho-Noll, M. S. M., Câmara, C. F., Chicone, M. F., Shibata, É. H., & Stephan, L. R. (2012). Copepods (Crustacea, Maxillopoda) from shallow reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(2), 149-159.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). (2014). Norma Técnica L5.306, Determinação de Clorofila-a e Feofitina-a: método espectrofotométrico. 14 p.

Costa, T. L. F., Araújo, M. P., Knoppers, B. A., & Carreira, R. S. (2011). Sources and distribution of particulate organic matter of a tropical estuarine-lagoon system from NE Brazil as indicated by lipid biomarkers. *Aquatic Geochemistry*, 17(1), 1-19.

Cotovicz Jr. L. C., Brandini, N., Knoppers, B. A., Landim de Souza, W. F., & Medeiros, P. P. R. (2012). Comparação de modelos e índices para avaliação do estado trófico do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). *Goechimica Brasiliensis*, 26 (1), 7-18.

de Brito Jr. A. N., Fragoso Jr. C. R., & Larson, M. (2018). Tidal exchange in a choked coastal lagoon: A study of Mundaú lagoon in Northeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 17, 133–142.

Dhanapathi, M. V. S. S. S. (1977). Studies on the distribution of *Brachionus calyciflorus* in India. *Archiv für Hydrobiologie–BeiheftErgebnisse der Limnologie*, 8, 226-229.

Epp, R., & Winston, P. W. (1977). Osmotic regulation in the brackish water rotifer *Brachionus plicatilis* (Müller). *Journal of Experimental Biology*, 68, 151-156.

Eskinazi-Sain´ Anna, E. M., & Tundisi, J. G. (1996). Zooplâncton do estuário do Pina (Recife-Pernambuco-Brasil): composição e distribuição temporal. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 44(1), 23-33.

Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro. Interciência. 602 p.

Freire, M. M.; Santos, V. G.; Ginuino, I. S. F., & Arias, A. R. A. (2008). Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 347-354.

Galdino, T. S., Gusmão, L. M. O. S., Neumann-Leitão, S., Silva, T. A., Schwamborn, R., & Oliveira, G. C. (2007). Zooplâncton como indicador da qualidade ambiental nas desembocaduras norte e sul do Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE, Brasil. In: Sociedade de Ecologia do Brasil (Ed.) *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu, Sociedade de Ecologia do Brasil. p. 1-2.

Gómez-Márquez, J., Peña-Mendoza, B., Guzmán-Santiago, J. & Gallardo-Pineda, V. (2013). Composición, abundancia del zooplancton y calidad de agua en un microreservatorio en el estado de Morelos. *Hidrobiológica*, 23(2), 227-240.

Greenwald, G.M., & Hurlbert, S.H. (1993). Microcosm analysis of salinity effects on coastal lagoon plankton assemblages. *Hydrobiologia*, 267(1-3), 307–335.

IMA (Instituto do Meio Ambiente) Estado de Alagoas. (2015). Disponível em: <<http://www.ima.al.gov.br/ima-monitora-o-complexo-estuarino-lagunar-mundau-manguba/>> Acesso em: 12. abr. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2010). Alagoas. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/al/panorama>> Acesso em: 4. fev. 2018.

Juras, I. da A. G. M. (2012). *Ecossistemas costeiros e marinhos: Ameaças e legislação nacional aplicável*. Brasília. Câmara dos Deputados, Consultora Legislativa da Área XI, Meio Ambiente e Direito Ambiental, Organização Territorial, Desenvolvimento Urbano e Regional. 47 p.

Kaminski, S. M., Bersano, J. G. F., & Amaral, W. J. A. (2009). Efeitos da salinidade e dieta alimentar sobre os copépodes *Pseudodiaptomus richardi* e *Notodiaptomus incompositus* em estudos de laboratório. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 13(1), 25-36.

- Kanaujia, D. (1980). Instar duration, instar number, egg production and longevity in *Ceriodaphnia cornuta* Sars at two temperature ranges. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 79, 441-445.
- Kjørboe, T., & Sabatini, M. (1995). Scaling of fecundity, growth and development in marine planktonic copepods. [Marine Ecology Progress Series](#), 120, 285-298.
- Kjerfve, B., & Magill, K. E. (1989). Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Marine Geology*, 88(3-4), 187–199.
- Kremen, C. (1992). Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2(2), 203-217.
- Lamparelli, M. C. (2004). Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. São Paulo. 338 p.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. Amsterdam. Elsevier. 853 p.
- Lira, L., Zapata, M. C., Falcão, I. M. de M., & Oliveira Jr., A. V. de. (1978). Material em suspensão, temperatura e salinidade no estuário do Rio Mamucaba, PE. Pernambuco, *Caderno Ômega*, 2(1), 97-116.
- Lopes, M. J. S. (2002). Diversidade e abundância da comunidade zooplanctônica no Rio Anil, São Luís (MA), Brasil. *Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Zoologia*. __, __.
- Magalhães, C., Teixeira, C., Teixeira, R., Machado, A., Azevedo, I., & Bordalo, A. A. (2008). Dinâmica del carbono y nitrógeno orgánico disueltos en el estuario del Duero, Portugal. *Ciências Marinas*, 34(3), 271–282.
- Martins, P. A. L., Lopes, S. M. J., & Melo, O. D. (2006). Zooplâncton como bioindicador da qualidade ambiental no estuário do Rio Anil, São Luís, Maranhão. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 19(1), 51-60.
- Matsumura-Tundisi T., Tundisi J., & Tavares, L. (1984). Diel migration and vertical distribution of Cladocera in lake D'Helvecio. *Hydrobiologia*, 113(1), 299-306.
- Matsumura-Tundisi, T., & Tundisi, J. G. (2003). Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs os Sao Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia* 504(1-2), 215-222.

Mauchline, J. (1998). *Advances in marine biology: the biology of calanoid copepods*. London. Academic press. 710 p.

Meirinho, P. do A., & Pompêo, M. (2015). Histórico de estudos sobre a comunidade zooplancônica do reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial. In: Pompêo, M., Moschini-Carlos, V., Nishimura, P.Y., da Silva, S.C., & Doval, J.C.L. (Orgs.) *Ecologia de reservatórios e interfaces*. Instituto de Biociências IB/USP, São Paulo. p. 59-71.

Melão, M. G. G. 1999. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos dos cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. In: Pompêo, M. L. M. (Ed.) *Perspectivas na Limnologia do Brasil*. São Luís, Gráfica e Editora União. p 1-13.

Melo-Magalhães, E. M.; Medeiros, P. R. P., Lira, M. C. A., Koenig, M. L., & Moura, A. N. (2009). Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2): 271-280.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2010). *Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil*. Brasília. MMA. 152 p.

Naime, R., & Fagundes, R. (2005). Controle da qualidade da água do Arroio Portão, Portão, RS. *Pesquisas em Geociências*, 32(1), 27-35.

Nusch, E. A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie—Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 14(1), 14-36.

Odum, E. P. (1988). *Fundamentos de ecologia*. Lisboa. Fundação Calouste Gulbenkian. 927 p.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. & Wagner, H. (2012). *Community Ecology Package*, Package `vegan'. Disponível em: <<https://cran.r-project.org>> Acesso em: 12. ago. 2017.

Oliveira, A. M., & Kjerfve, B. (1993). Environmental Responses of a Tropical Coastal Lagoon System to Hydrological Variability: Mundaú-Manguaba, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37, 575-591.

Perbiche-Neves, G., Nogueira, M. G., Oliveira, P., & Serafim-Junior, M. (2014). Sobre alguns Atributos Ecológicos de Copépodos (Crustacea) Planctônicos de dois reservatórios profundos. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 18(1), 1-8.

Pereira, G. M. D. C. (2016). Avaliação da concordância dos principais testes utilizados para comparação de curvas de sobrevivência por meio de simulações. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais. 80 p.

Prado, R. B. (1999). Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: estudo no médio rio Pardo – SP (período de 1985 a 1997). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. São Carlos. 209 p.

Rao, K. R., & Mohan, P. C. (1977). Rotifers as indicators of pollution. *Current Science*, 46(6), 190-190.

Ruttner-Kolisko, A. (1974). Plankton rotifers. *Limnology and Oceanography*, Binnengewässer Supplement, 26(1), 1-126.

Saksena, D. N. (1987). Rotifers as indicators of water quality. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 15(5), 481-485.

Saksena, D. N., & Kulkarni, N. (1986). On the rotifer fauna of two sewage channels in Gwalior. *Limnologica*, 17, 139-148.

Sendacz, S., Caleffi, S. & Santos-Soares, J. (2006). Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1b), 337-350.

Schindler, D. W. (1987). Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(1), 6-25.

Silva, D. F., Silva, D. F., & Sousa, F. A. S. (2008). Degradação ambiental, ocupação irregular e manejo sustentável no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, Estado de Alagoas (AL). *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, 5(3), 152-170.

Silva, S. A., Gama, J. A. S., Callado, N. H., & de Souza, V. C. B. (2017). Saneamento básico e saúde pública na Bacia Hidrográfica do Riacho Reginaldo em Maceió, Alagoas. *Engenharia Sanitaria Ambiental*, 22(4), 699-709.

Silva, D. F., & Souza, A. B. (2013). Detecção de tendências climáticas no estado de Alagoas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 6(3), 442-455.

Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(19), 169-201.

Soares, M. C. S., Lürling, M., & Huszar, V. L. M. (2010). Responses of the rotifer *Brachionus calyciflorus* to two tropical toxic cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis*

aeruginosa) in pure and mixed diets with green algae. *Journal of Plankton Research*, 32(7), 999-1008.

Soulé, M. E. (1990). The onslaught of alien species and other challenges in the coming decades. *Conservation Biology*, 4(3), 233-240.

Stemberger, R. S., & Lazorchak, J. M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 2435-2447.

ter Braak, C. J. F., & Šmilauer, P. (2002).: CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination. New York, Microcomputer Power. 500 p.

Thurman, E.M., & Malcom, R.L. (1981). Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology*, 15(4), 463–466.

Tundisi, J. G., & Matsumura-Tundisi, T. (2008). *Limnologia*. São Paulo. Oficina de textos. 632 p.

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Henry, R., Rocha, O., & Hino, K. (1988). Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo, pp. 165-204. In: Tundisi, J.G. (Org.). *Limnologia e manejo de represas*. São Carlos. Série Monografias em Limnologia, EESC-USP/CRHEA/ACIESP. 506 p.

Vieira, A. C. B., Medeiros, A. M. A., Ribeiro, L. L., & Crispim, M. C. (2011). Population of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1), 48-56.

Villas, M., & Banderali, M. (2013). Como e porque medir a condutividade elétrica com sondas multiparâmetros? Disponível em: <<https://www.agsolve.com.br/dicas-e-solucoes/como-eporque-medir-a-condutividade-eletrica-com-sondas-multiparametros>> Acesso em: 10. fev. 2018.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., & Luchenko, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

von Sperling, M. (1996). *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte, DESA-UFMG. 211 p.

von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 452 p.

Walker, K. F. (1981). A synopsis of ecological information on the saline lake rotifer *Brachionus plicatilis* Müller 1786. *Hydrobiologia*, 81, 159-167.

Wilkins, H. (1972). Untersuchungen über das vorkommen planktischer rotatorien in stadtgewässern und ihre beziehung zur saprobie. *Mitteilungen aus den Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut*, 68, 1-20.

Yañes-Arancibia, A. (1987). Lagunas costeras y estuários: cronologia, critérios y conceptos para uma clasificación ecológica de sistemas costeiros. *Academia de Ciências de São Paulo*, 54(3), 1-36.

a. Figuras

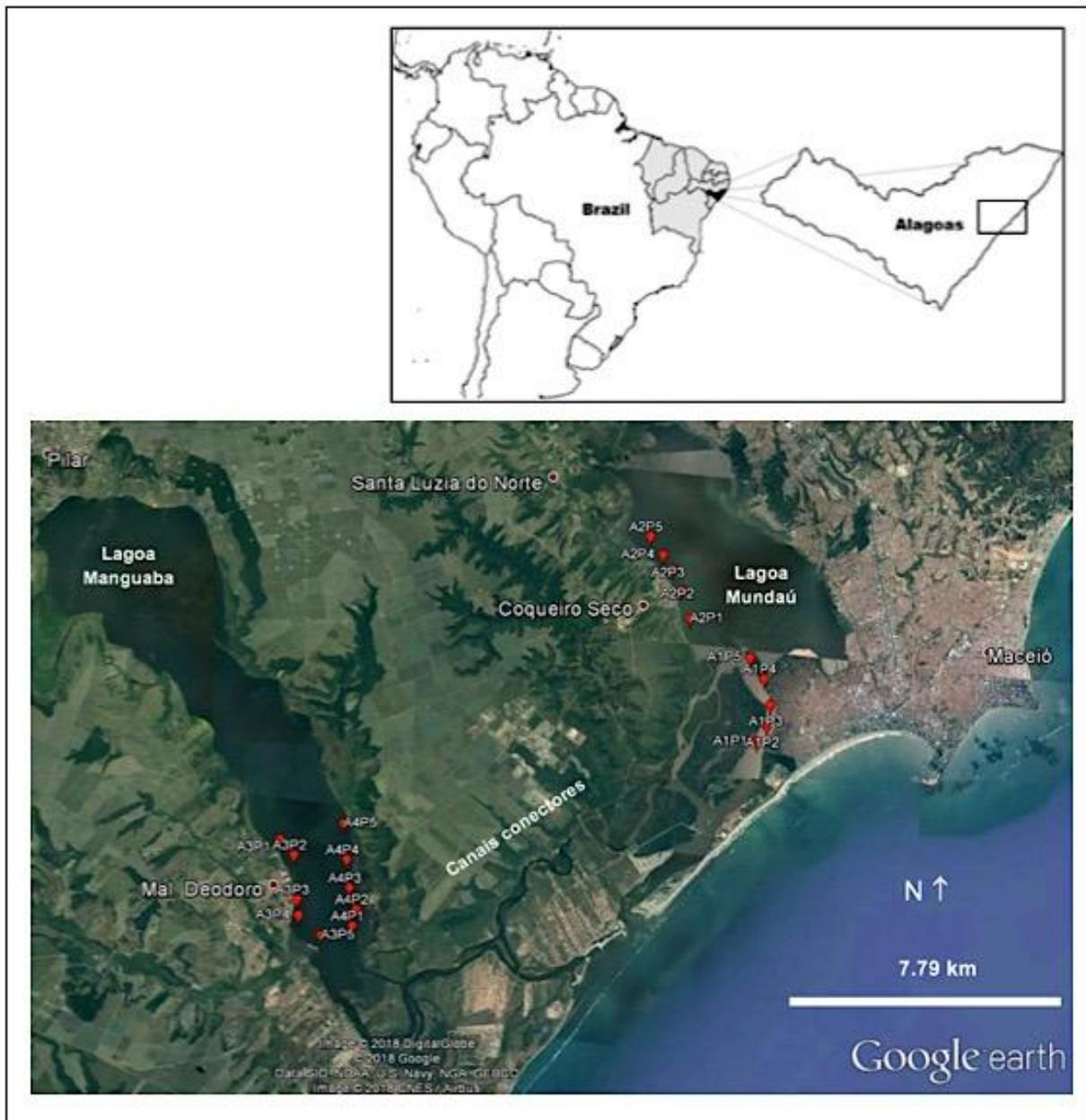
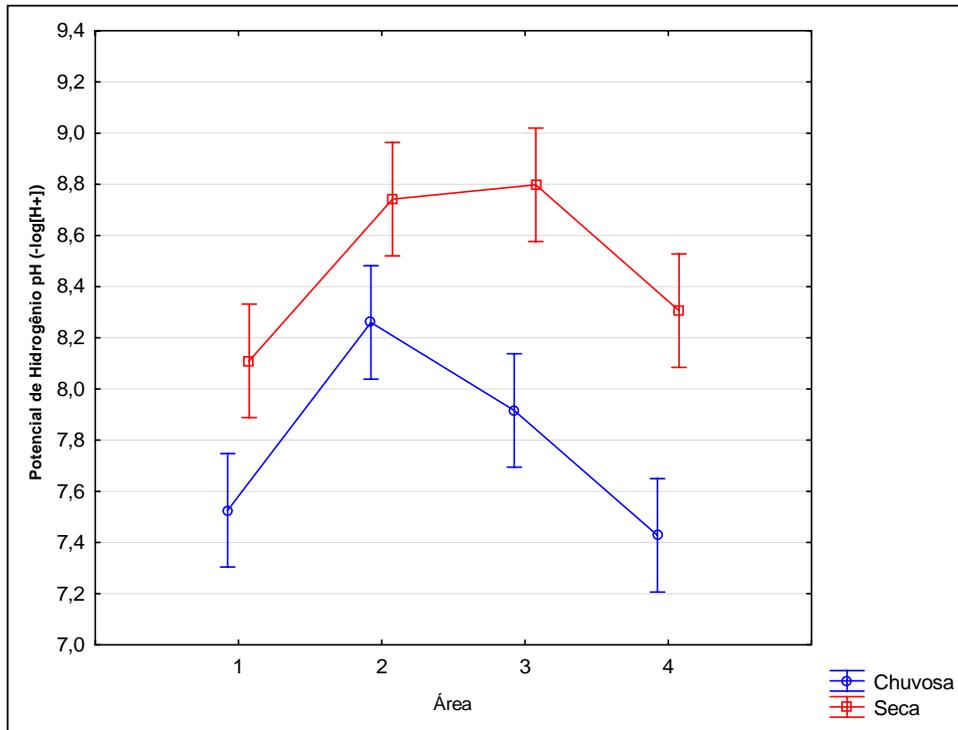


Figura 1. Localização do Nordeste do Brasil (área cinza) e Alagoas (área preta) na América do Sul (a), Imagem satelital do CELMM, AL e localização dos 20 pontos (vermelho) das quatro áreas amostradas (A1-A4) no gradiente de poluição (mais impactada a menos impactada) (b).

(a)



(b)

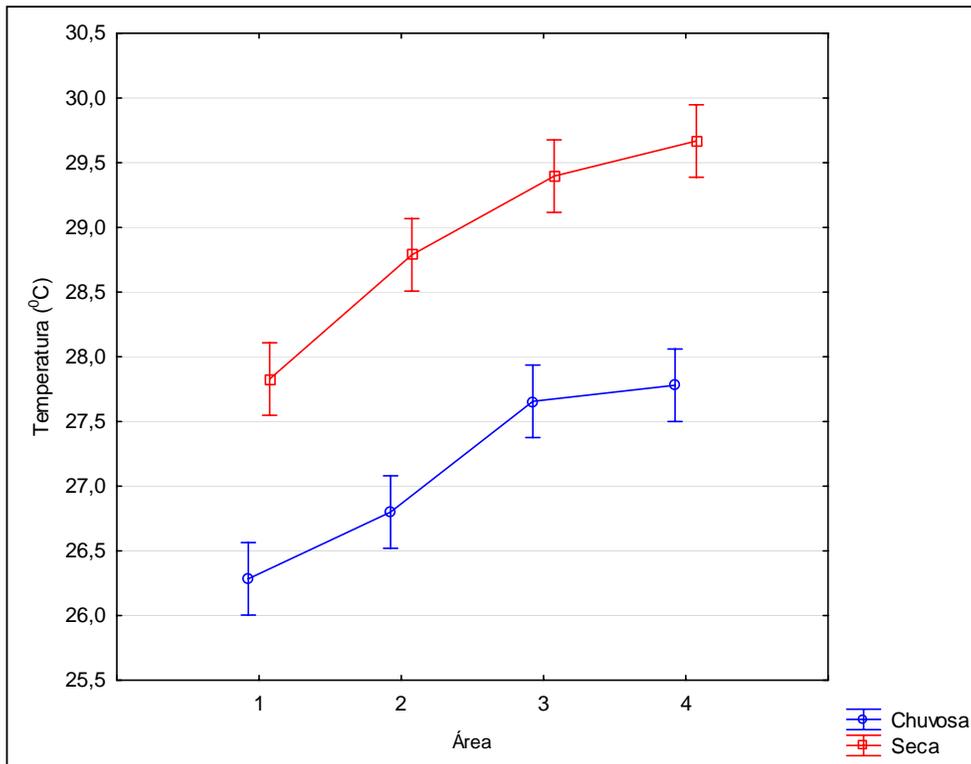


Figura 2. Valores médios do pH (a) e da temperatura (b) por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

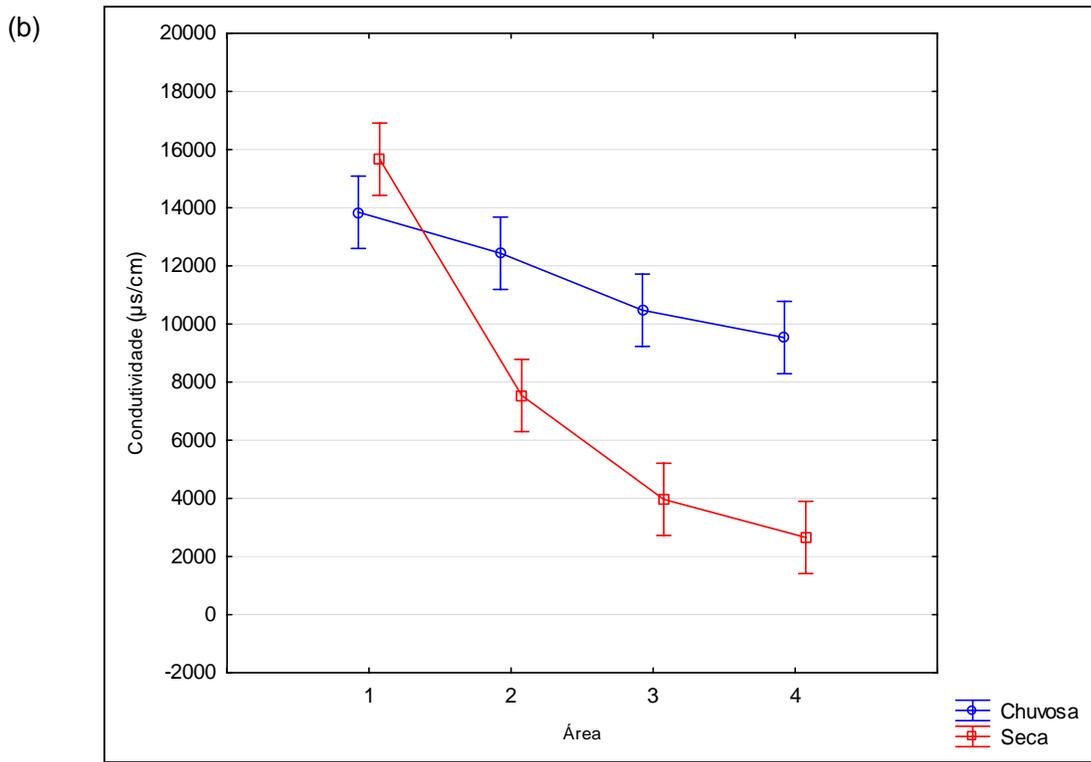
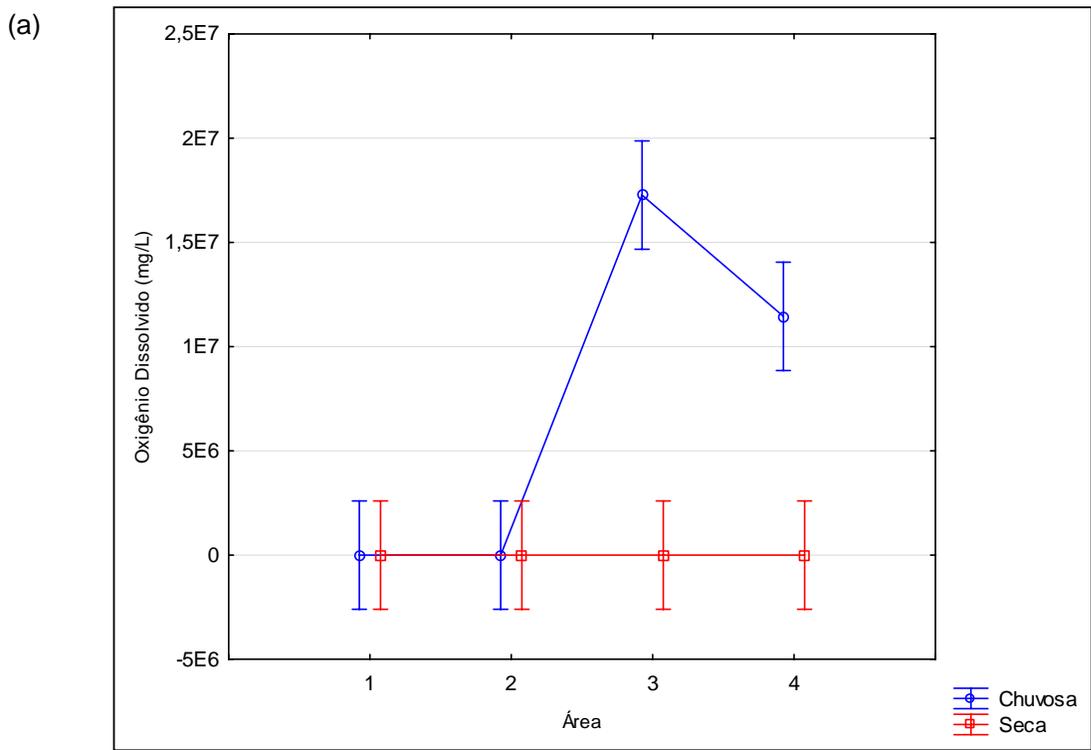


Figura 3. Valores médios (dados centralizados) do oxigênio dissolvido por área e por estação (a). Valores médios da condutividade (dados normais, não transformados) por área e por estação (b). Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

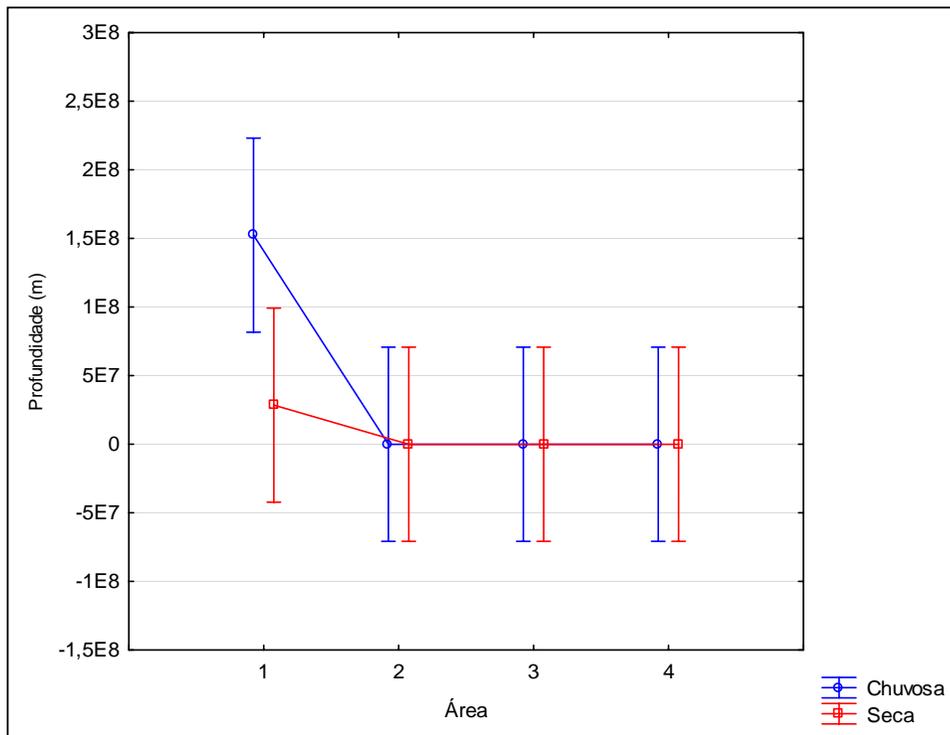
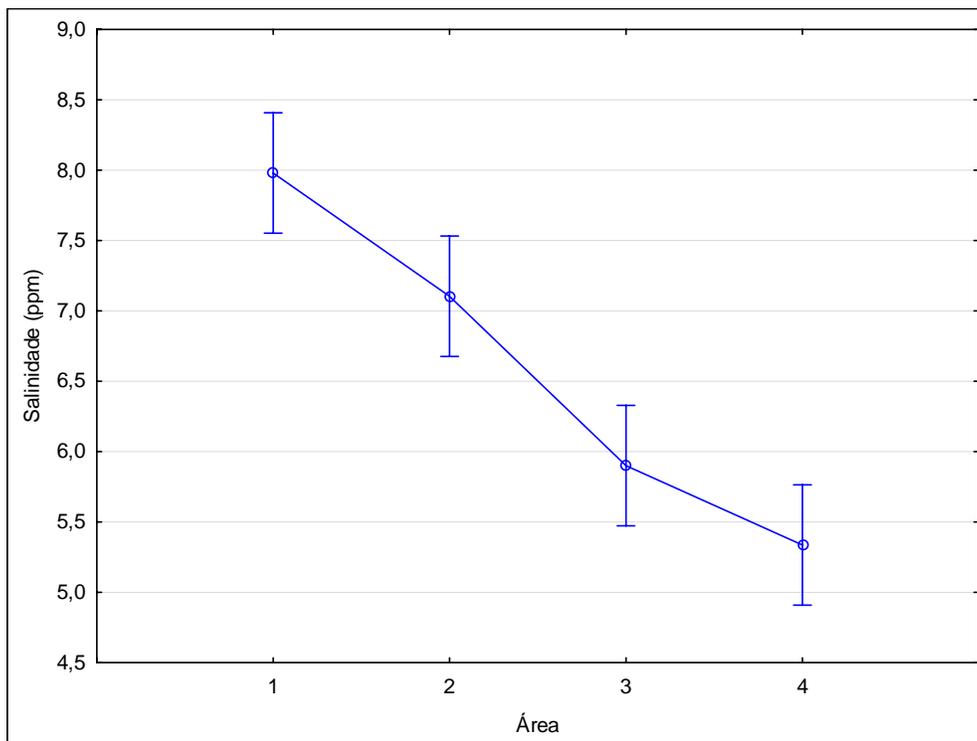


Figura 4. Valores médios (dados centralizados) da profundidade por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

(a)



(b)

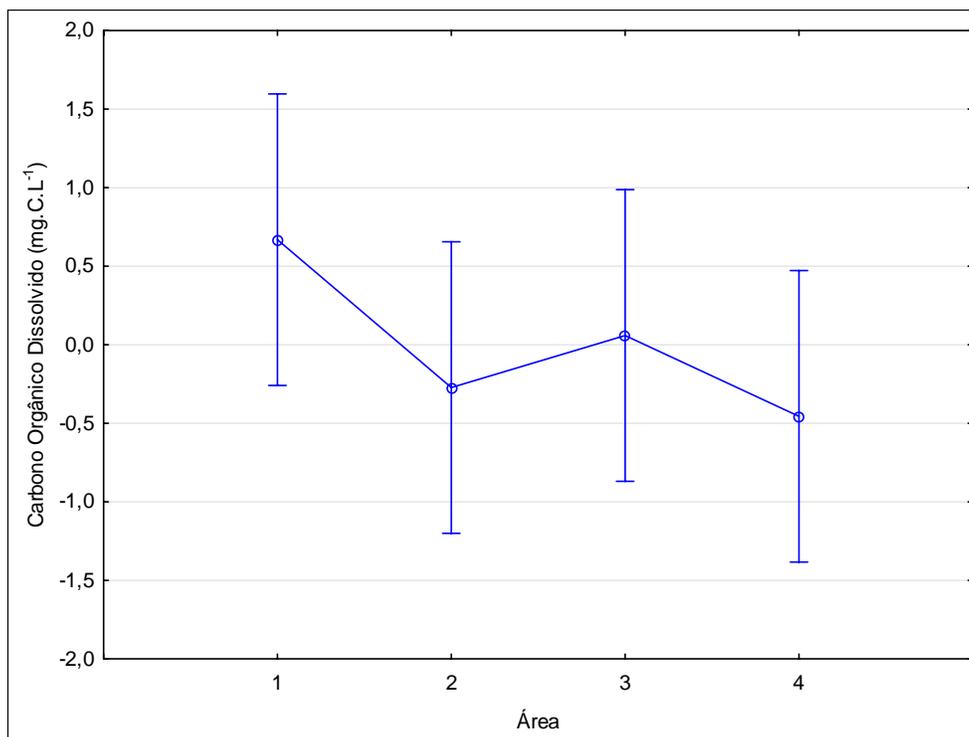
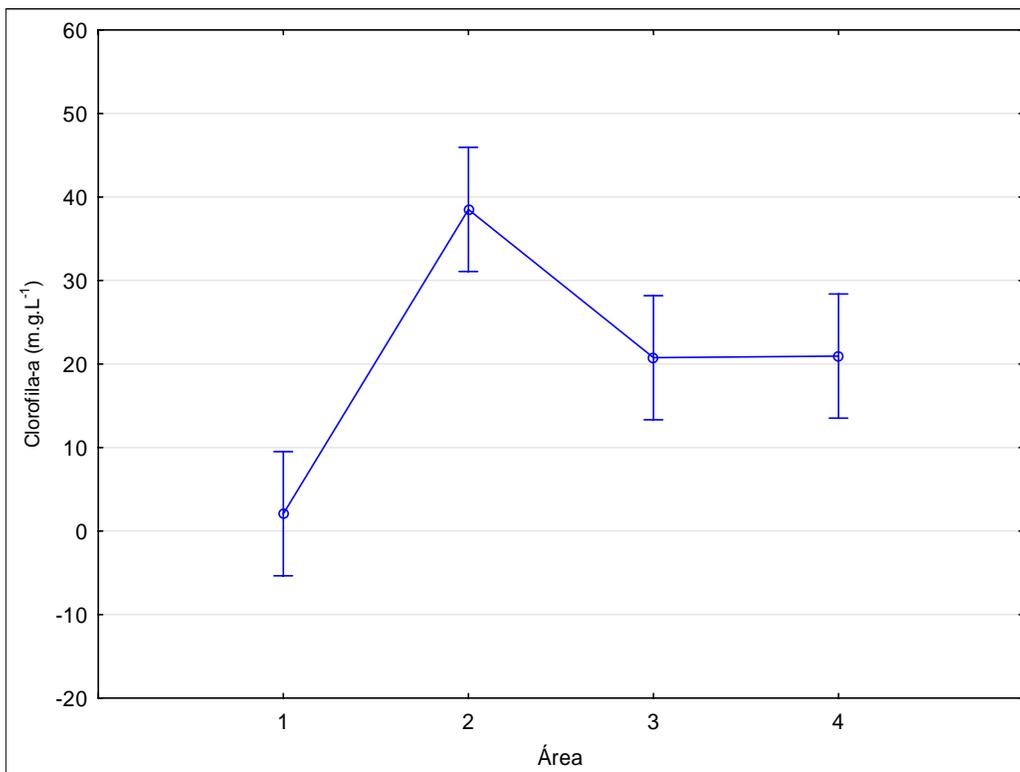


Figura 5. Valores médios da salinidade (dados normais, não transformados) (a) e valores médios (dados centralizados) do carbono orgânico dissolvido (b) por área na estação chuvosa; barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95. (a)

(a)



(b)

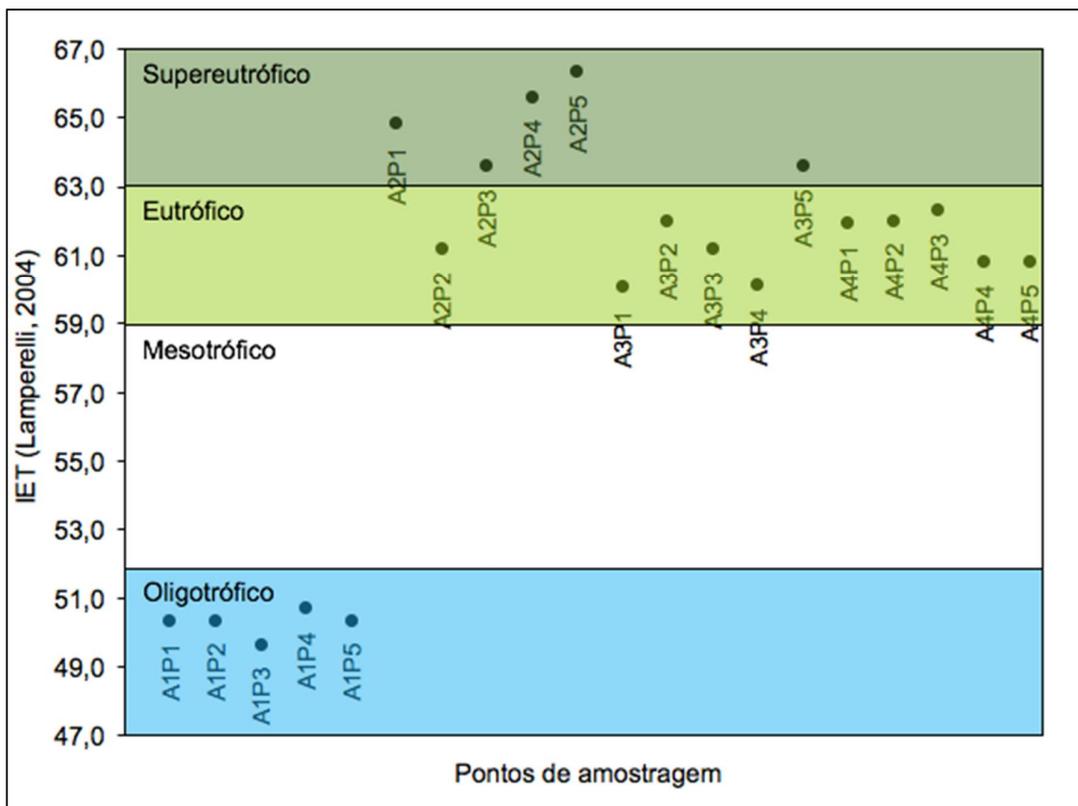


Figura 6. Valores médios da Clorofila-a (dados normais, não transformados) por área na estação chuvosa; barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95 (a). Classificação dos pontos segundo o Índice de Estado Trófico (b).

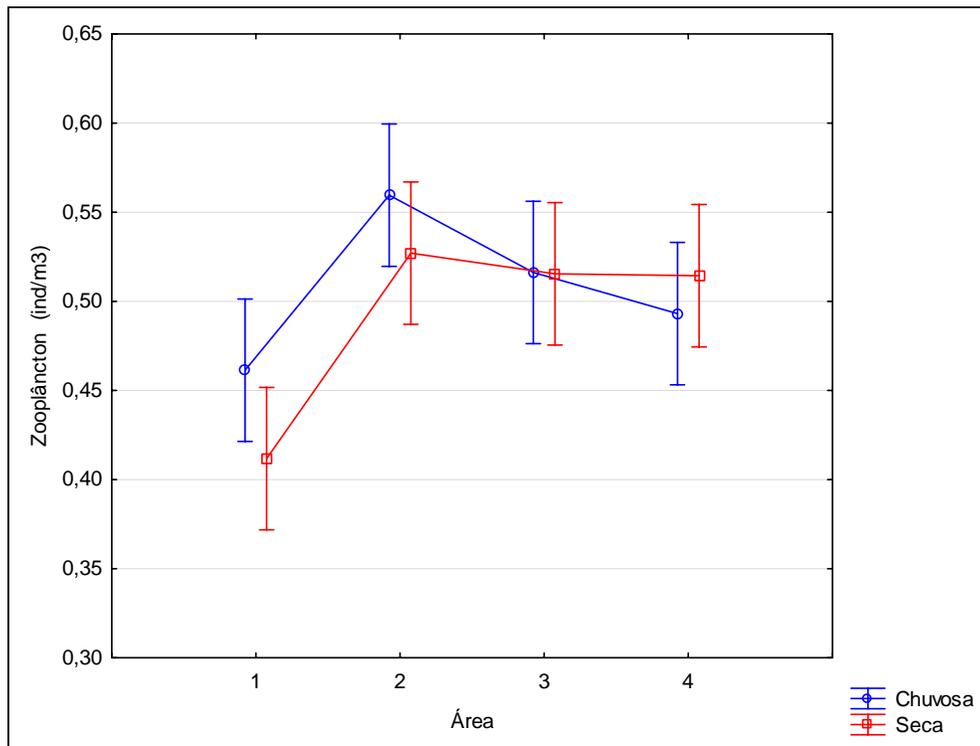


Figura 7. Valores médios (dados transformados com a série de Hellinger) da densidade total do zooplâncton por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

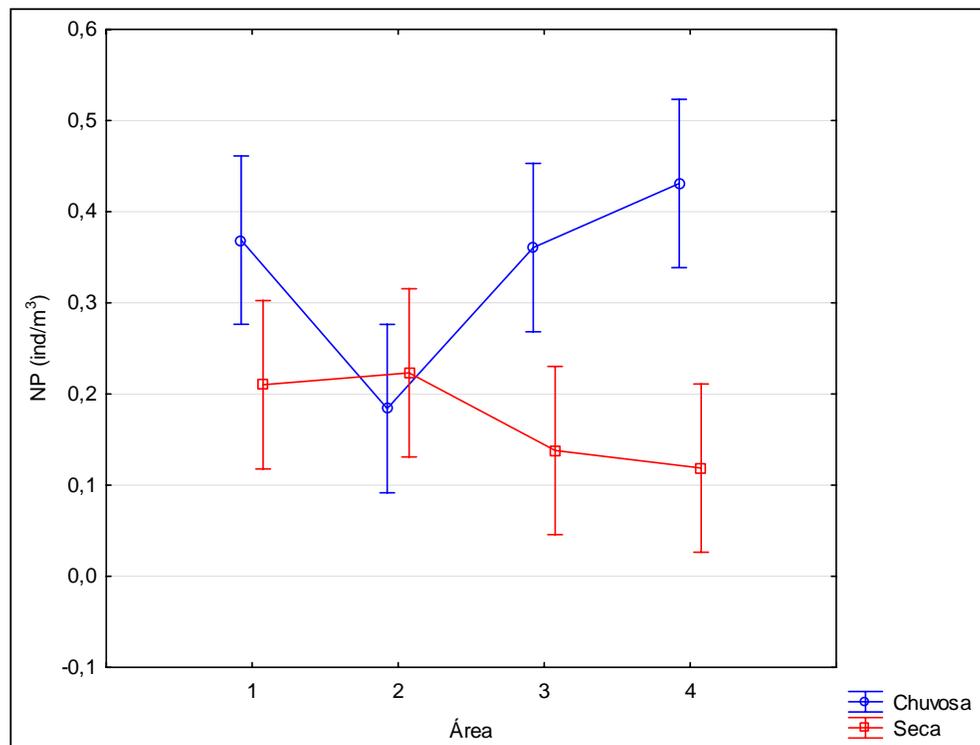
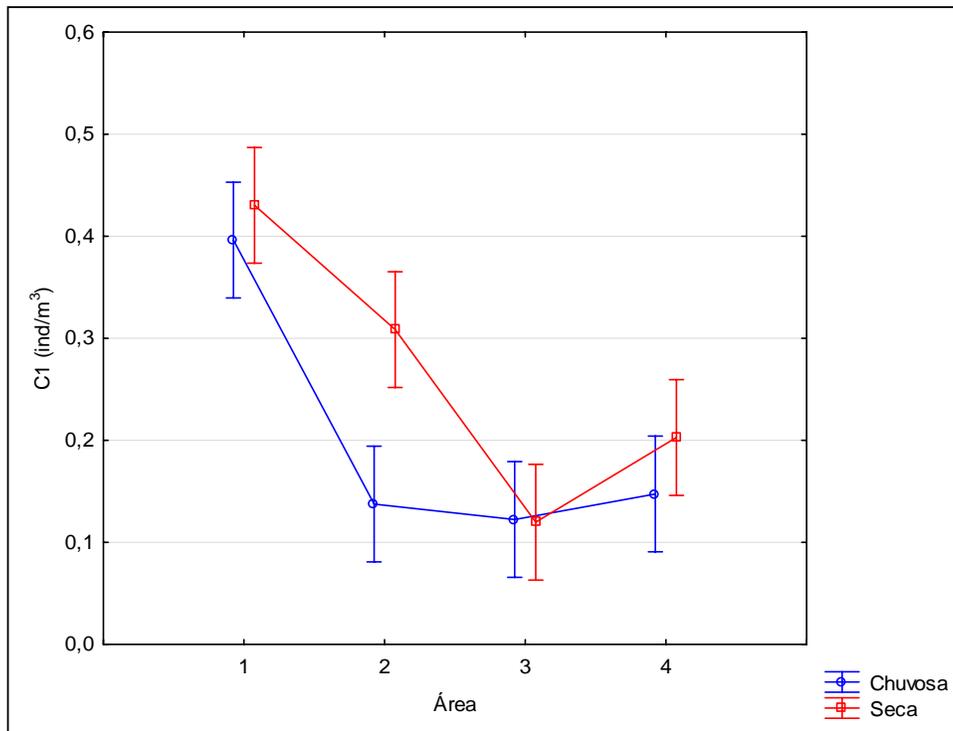


Figura 8. Valores médios (dados transformados com a série de Hellinger) da densidade dos Copépodos segundo a fase larval náuplio pequeno, por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

(a)



(b)

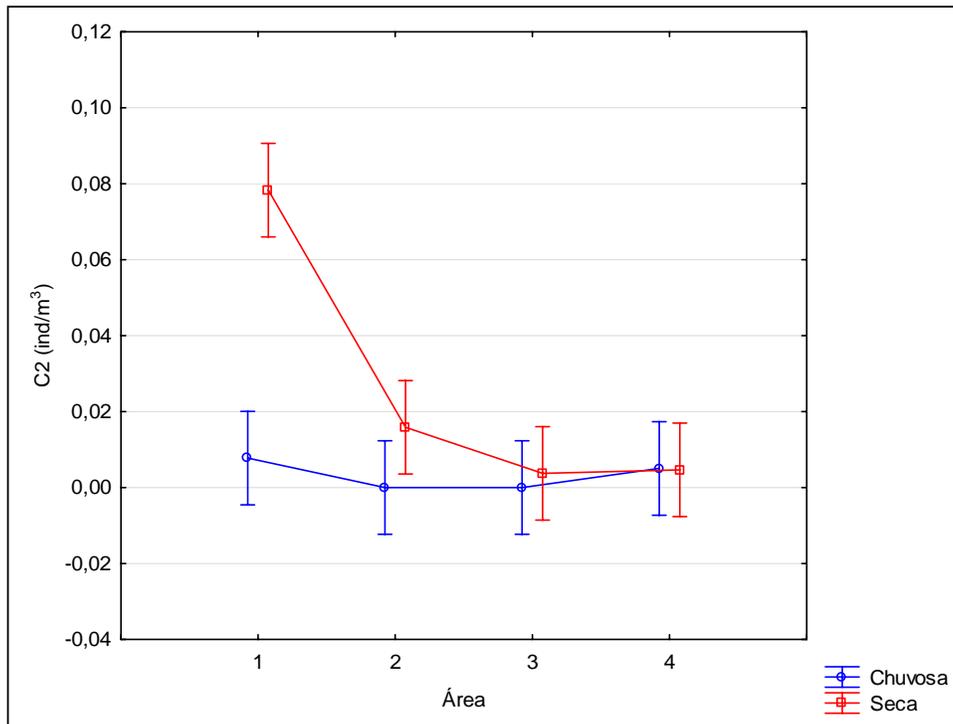


Figura 9. Valores médios (dados transformados com a série de Hellinger) da densidade dos Copépodos, segundo a fase larval, copepodito (a) e copepoda (b), por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

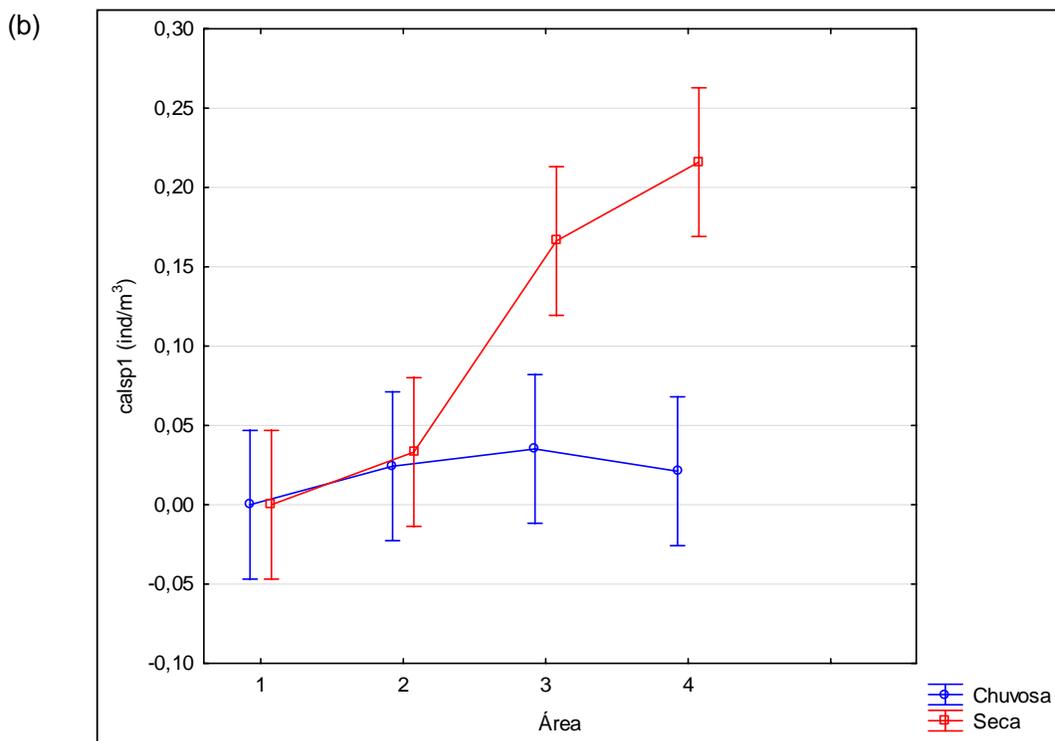
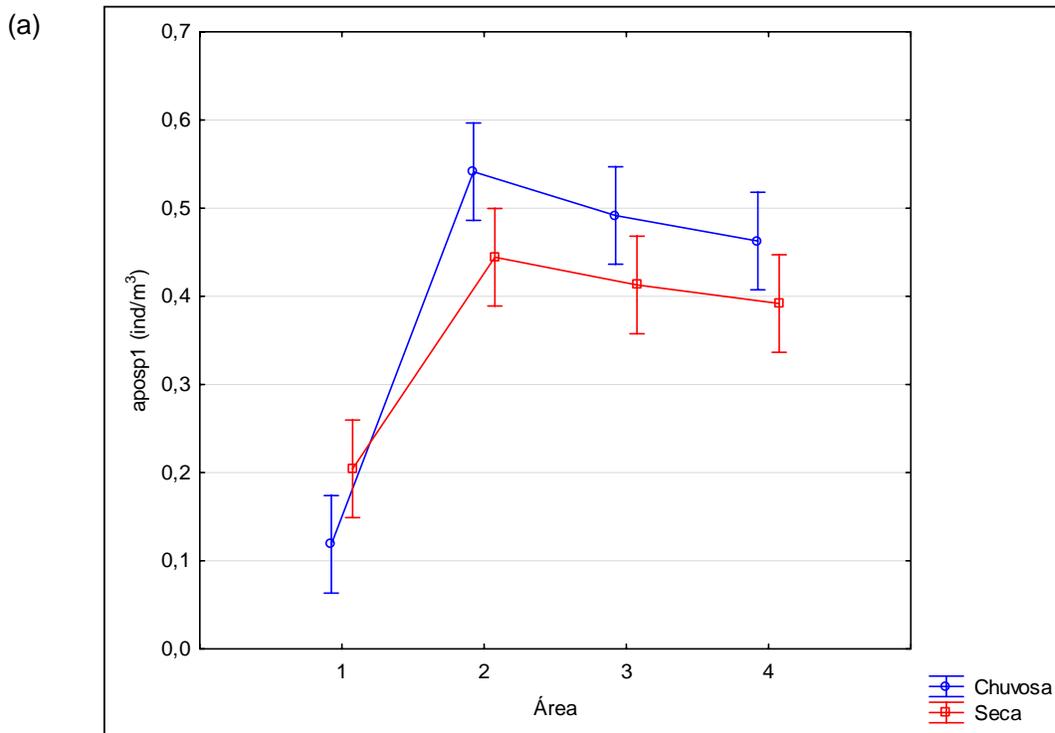
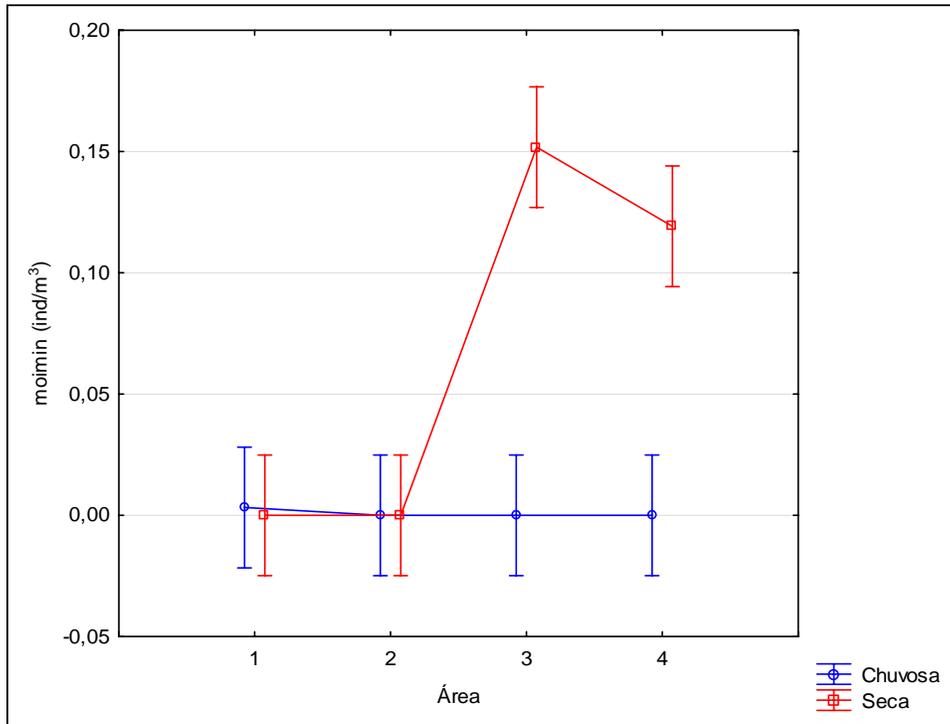


Figura 10. Valores médios (dados transformados com a série de Hellinger) da densidade dos Copépodos, cf. *Apocyclops* (a), e Calanoida sp 1 (b), por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

(a)



(b)

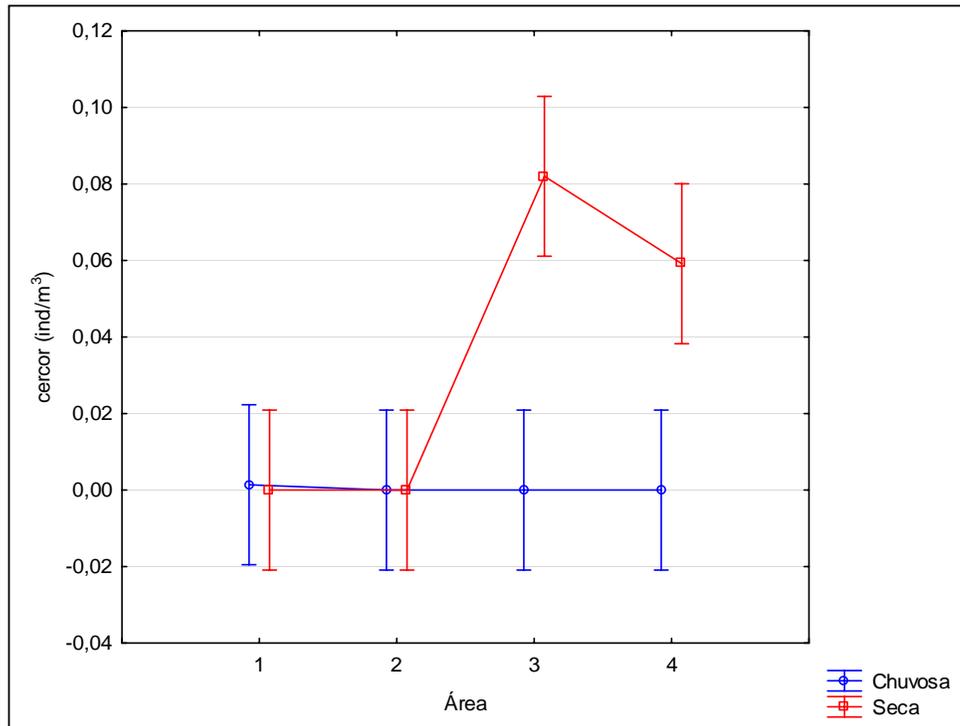


Figura 11. Valores médios (dados transformados com a série de Hellinger) da densidade dos Cladóceros, *Moina minuta* (a), e *Ceriodaphnia cornuta* (b), por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

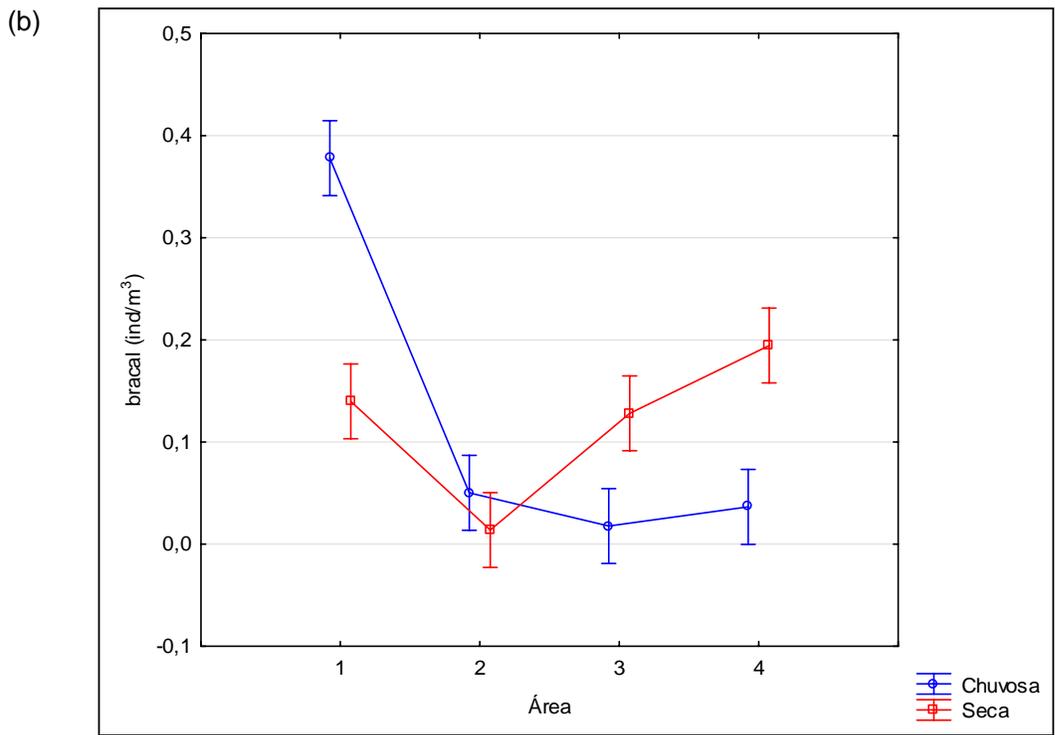
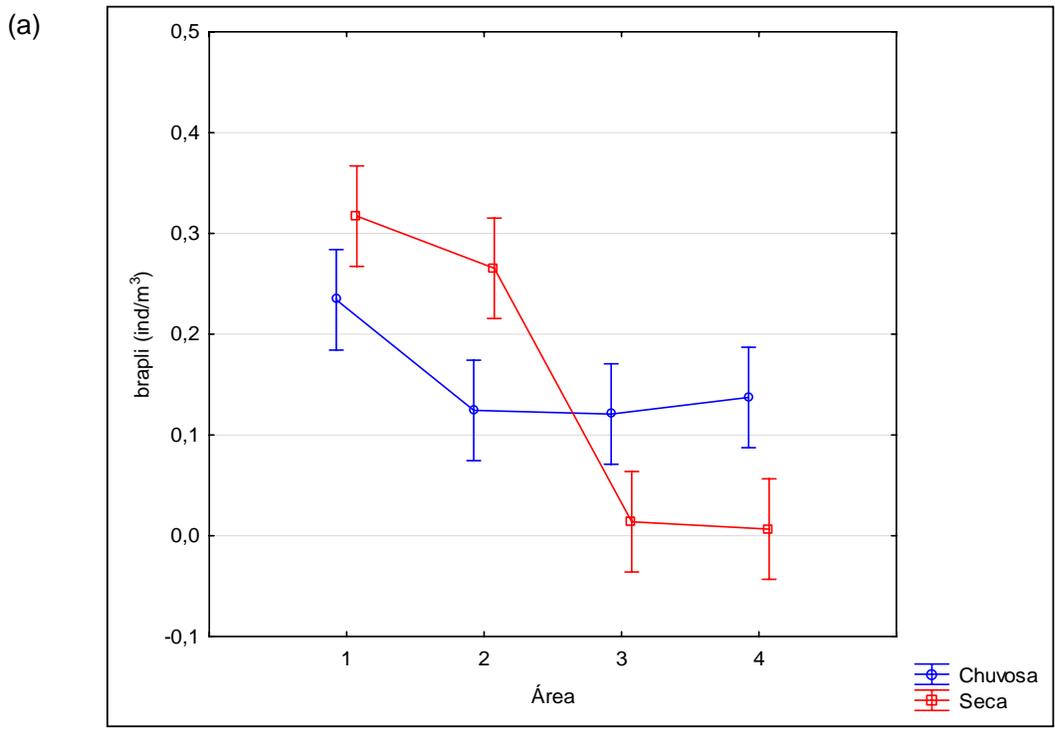
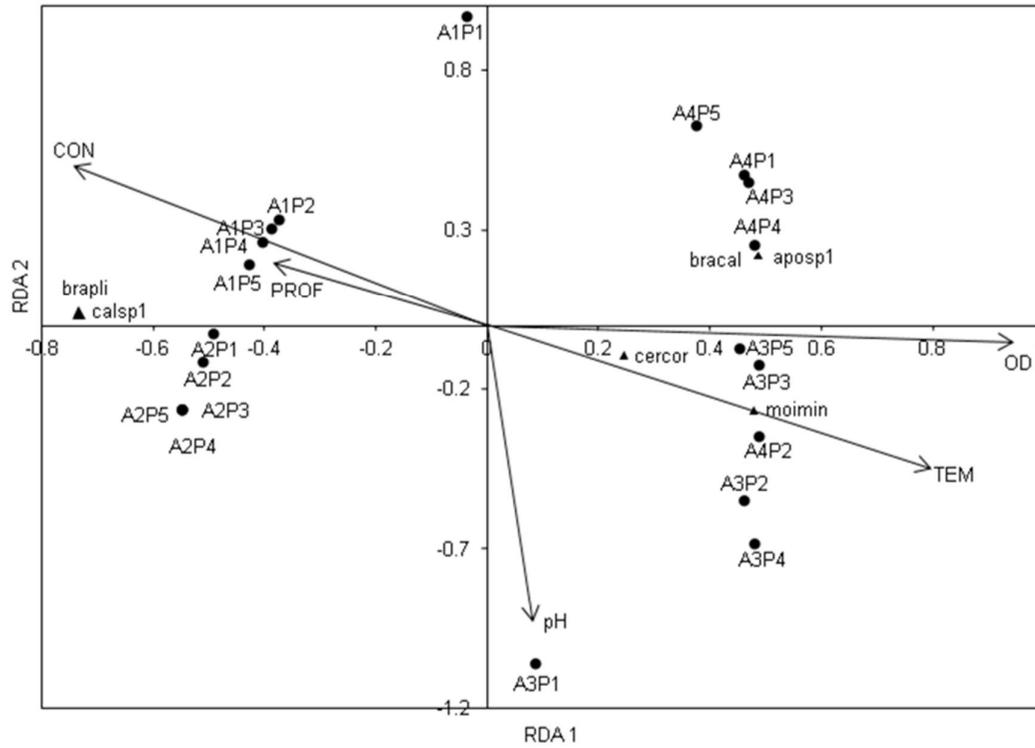


Figura 12. Valores médios (dados transformados com a série de Hellinger) da densidade dos Rotíferos, *Brachionus plicatilis* (a), e *Brachionus calyciflorus* (b), por área e por estação. Estação seca (vermelho); estação chuvosa (azul); barras verticais denotam o intervalo de confiança de 0,95.

(a)



(b)

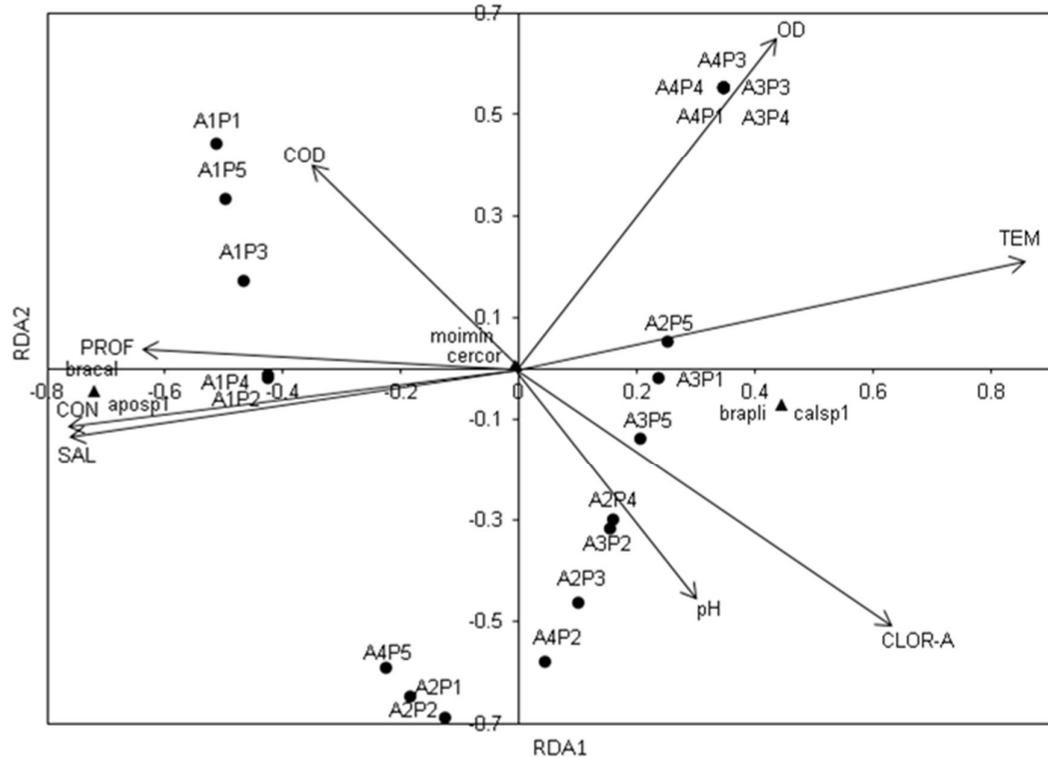


Figura 13. Análise de Redundância (RDA) entre a distribuição das espécies de zooplâncton do CELMM (triângulos), os locais de coleta (círculos), e as variáveis ambientais (vetores), na estação seca (a) e na estação chuvosa (b). Profundidade (PROF); condutividade (CON); potencial de hidrogênio (pH); oxigênio dissolvido (OD); temperatura (TEM); clorofila-a (CLOR-A); condutividade (COD); salinidade (SAL); cf. *Apocyclops* (aposp1); *Calanoida* sp1 (calsp1); *Moina minuta* (moimin); *Ceriodaphnia cornuta* (cercor); *Brachionus plicatilis* (brapli); *Brachionus calyciflorus* (bracal).

b. Tabelas

Tabela 1. Critérios de seleção (a, b, c) para estabelecer o gradiente de poluição por esgoto e localização das áreas e pontos amostrados no CELMM, AL. Fonte dos dados: Campos *et al.* 2000 e Brasil, 2005 (a); IBGE, 2010 (b); e Google Earth, 2018 (c).

(a) Coliformes fecais. Classificação da água	(b) Habitantes/km ² ; % de esgotamento sanitário inadequado	(c) Matriz na margem do corpo d'água	Área; Localidade	Ponto	Coordenadas (Latitude; Longitude)
11.544 (NPM/100 ml). Água imprópria: Ultrapassa os limites dos índices bacteriológicos admitidos	932.748; 52,9%		A1; Maceió, Canal conector da margem direita da Lagoa Mundaú	P1	9°40'33,66"S; 35°46'12,09"O
				P2	9°40'19,66"S; 35°46'2,55"O
				P3	9°39'59,55"S; 35°45'59,02"O
				P4	9°39'34,72"S; 35°46'4,97"O
				P5	9°39'14,98"S; 35°46'17,73"O
			A2; Coqueiro Seco, Lagoa Mundaú, margem esquerda	P1	9°38'38,52"S; 35°47'15,19"O
				P2	9°38'11,93"S; 35°47'22,95"O
				P3	9°37'52,15"S; 35°47'31,54"O
				P4	9°37'38,70"S; 35°47'40,30"O
				P5	9°37'21,28"S; 35°47'52,32"O
< 1.000 (NPM/100 ml). Água própria: 80% das amostras colhidas no mesmo local com menos de 1.000 coliformes fecais por 100 ml	45.977; 71,9%	Urbana	A3; Marechal Deodoro, Lagoa Manguaba, margem esquerda	P1	9°43'25,76"S; 35°52'35,04"O
				P2	9°43'10,12"S; 35°52'31,31"O
				P3	9°42'50,26"S; 35°52'37,69"O
				P4	9°42'23,84"S; 35°52'40,13"O
				P5	9°41'50,17"S; 35°52'43,13"O
			A4; Marechal Deodoro, Lagoa Manguaba, margem direita	P1	9°42'5,15"S; 35°53'43,18"O
				P2	9°42'19,53"S; 35°53'30,12"O
				P3	9°43'1,15"S; 35°53'27,39"O
				P4	9°43'15,81"S; 35°53'25,78"O
				P5	9°43'34,59"S; 35°53'4,75"O

Tabela 2. Resultados do teste de normalidade de Shapiro-Wilk das variáveis preditoras e variáveis resposta. Os valores de *P* significativos estão indicados em negrito e denotam dados com distribuição não normal.

	Nome da variável	N	W	P valor
Variáveis preditoras	Potencial de hidrogênio pH (-log[H ⁺])	40	0,960	0,170
	Temperatura (°C)	40	0,965	0,256
	Oxigênio dissolvido (mg/L)	40	0,755	<0,0005
	Condutividade (µs/cm)	40	0,969	0,331
	Profundidade (m)	40	0,619	<0,0005
	Salinidade (ppm)	20	0,955	0,445
	Carbono orgânico dissolvido (mg.C.L ⁻¹)	20	0,487	<0,0005
Variáveis resposta	Clorofila-a (m.g.L ⁻¹)	20	0,916	0,081
	Zooplâncton (ind/m ³)	40	0,942	0,039
	Náuplio pequeno (ind/m ³)	40	0,843	<0,0005
	Copepodito	40	0,785	<0,0005
	Copepoda	40	0,467	<0,0005
	cf. <i>Apocyclops</i> (ind/m ³)	40	0,855	<0,0005
	Calanoida sp1 (ind/m ³)	40	0,552	<0,0005
	<i>Moina minuta</i> (ind/m ³)	40	0,421	<0,0005
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (ind/m ³)	40	0,470	<0,0005
	<i>Brachionus plicatilis</i> (ind/m ³)	40	0,713	<0,0005
	<i>Brachionus calyciflorus</i> (ind/m ³)	40	0,623	<0,0005

Tabela 3. Resultados das Anovas de um fator (*one-way* ANOVA) de variáveis ambientais e das Anovas de dois fatores (*two-way* ANOVA) de variáveis ambientais; grupos taxonômicos; fases larvais; e espécies mostrando o efeito da área e da estação. Os valores de *P* significativos estão indicados em negrito, não aplica (NA).

Efeito	Área (<i>df</i> =3)			Estação (<i>df</i> =1)			
	Grupo	Média dos quadrados	<i>F</i>	<i>P</i> valor	Média dos quadrados	<i>F</i>	<i>P</i> valor
pH		1,185	20,01	<0,0005	4,991	84,27	<0,0005
Temperatura		5,77	61,1	<0,0005	32,04	339,0	<0,0005
Oxigênio dissolvido		2,48	68,1	<0,0005	23,21	636,2	<0,0005
Condutividade		1,49E+08	79,87	<0,0005	1,69E+08	90,75	<0,0005
Profundidade		4,408	6,618	0,001	1,798	2,699	0,110
Salinidade		7,074	34,72	<0,0005	NA	NA	NA
Carbono orgânico dissolvido		1,221	1,274	0,317	NA	NA	NA
Clorofila-a		1,107	18,00	<0,0005	NA	NA	NA
Zooplâncton		1,846	1,704	0,186	0,431	0,397	0,533
Náuplio pequeno		0,014	1,38	0,267	0,268	26,06	<0,0005
Copepodito		0,162	41,68	<0,0005	0,041	10,71	0,003
Copepoda		0,004	20,27	<0,0005	0,005	27,60	<0,0005
cf. <i>Apocyclops</i>		0,226	61,40	<0,0005	0,016	4,39	0,044
Calanoida sp1		0,032	12,15	<0,0005	0,07	26,48	<0,0005
<i>Moina minuta</i>		0,015	20,63	<0,0005	0,045	60,08	<0,0005
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>		0,004	8,14	<0,0005	0,012	23,19	<0,0005
<i>Brachionus plicatilis</i>		0,102	34,19	<0,0005	0,000	0,04	0,846
<i>Brachionus calyciflorus</i>		0,098	60,21	<0,0005	0,000	0,01	0,905

Tabela 4. Classificação taxonômica e de fases larvais das espécies registradas no CELMM nas duas estações, não aplica (NA); indeterminado (IND).

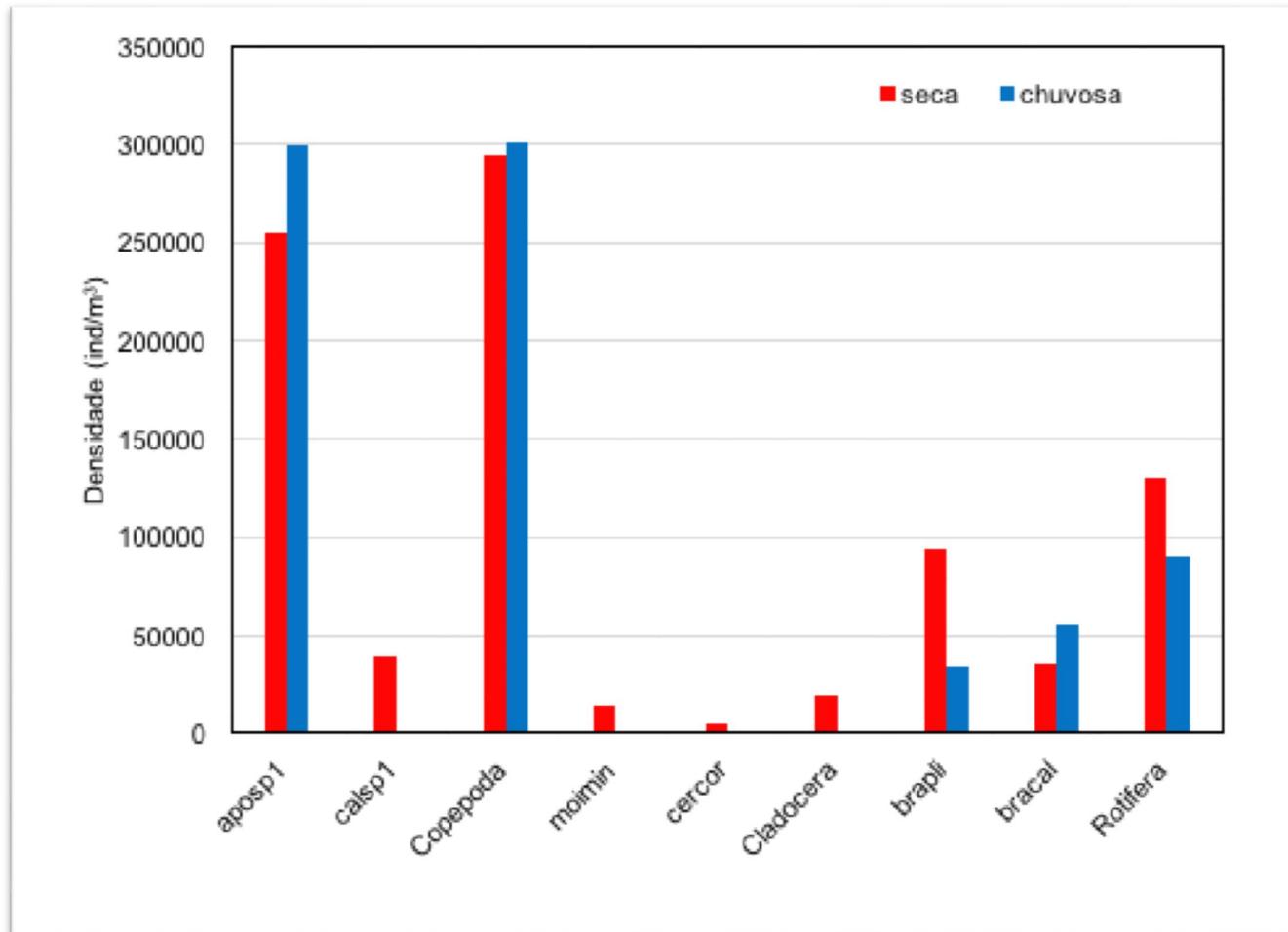
Filo	Estágio de desenvolvimento	Subclasse	Ordem	Família	Espécie	Código
Arthropoda	Náuplio pequeno	Copepoda	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>cf. Apocyclops</i>	aposp1
	Copepodito		Calanoida	IND	IND	calsp1
	Copepoda					
Arthropoda	NA	Phyllopoda	Cladóceras	Moinidae	<i>Moina minuta</i>	moimin
				Daphnidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	cercor
Rotifera	NA	NA	Ploimida	Brachionidae	<i>Brachionus plicatilis</i>	brapli
					<i>Brachionus calyciflorus</i>	bracal

c. Anexos

Anexo 1. Caracterização limnológica do CELMM, AI na estação seca e chuvosa.

Área	Ponto	Estação seca					Estação chuvosa							
		Temperatura (°C)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Condutividade (µs/cm)	Profundidade (m)	Temperatura (°C)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Condutividade (µs/cm)	Profundidade (m)	Salinidade (ppm)	Carbono orgânico dissolvido (mg, C, L ⁻¹)	Clorofila-a (µg, L ⁻¹)
A1	P1	27,8	8,1	0,4	19083,8	1,8	26,1	7,6	51,5	13770	3,9	7,9	4,4	2,1
	P2	27,9	8,1	0,4	17031,5	2,1	26,3	7,5	51,5	13910	2,8	8	1,3	2,1
	P3	27,6	8,1	0,4	16078,9	4,8	26,1	7,6	56,3	13690	9,4	7,9	0,8	1,8
	P4	27,7	8,1	0,5	15085,2	3,6	26,3	7,6	58,4	13480	8,2	7,8	0,9	2,2
	P5	28,1	8,2	0,5	11065,3	2,5	26,6	7,4	50,6	14370	1,3	8,3	0,8	2,1
A2	P1	28,3	8,5	0,6	9303,4	3,1	26,6	8,3	13	12980	2,5	7,5	0,9	40,2
	P2	28,7	8,8	0,7	8104,7	1,2	27,1	8,4	12,8	12750	1,8	7,3	0,9	19,1
	P3	28,9	8,9	0,8	6630,1	1,2	26,8	8,3	12,3	12280	2,3	7	1	31,3
	P4	29	8,9	0,9	6731,9	1,4	26,7	8,3	12,4	12410	2	7,1	0,8	47,3
	P5	29,1	8,7	1	6927,1	1,8	26,8	8,2	11,8	11750	1,9	6,7	0,8	54,6
A3	P1	29,4	8,6	1,1	5321,5	1,8	27,4	7,4	78	10080	1,8	5,7	1,1	15,2
	P2	29,5	8,7	1,2	3765,4	1,6	27,5	7,9	106,5	10350	1,5	5,8	1,2	22,8
	P3	29,2	8,8	1,3	3821,2	2,1	27,8	8,2	120,2	10720	1,8	6	1,2	19,1
	P4	29,3	8,9	1,3	3795,1	2	27,7	8	107	10740	2	6,1	1,1	15,4
	P5	29,6	8,9	1,5	3124,2	2,3	27,9	8,2	121,9	10470	2	5,9	1,2	31,3
A4	P1	30,6	8,4	1,8	256,4	0,8	27,9	7,9	106	10850	2	6,1	1,2	22,5
	P2	30	8,7	1,7	2901,3	1,2	28	7,9	103,1	10940	1,9	6,2	0,7	22,8
	P3	29	8,2	1,9	3432,8	1,9	28	7,4	89,5	9525	1,5	5,3	0,6	24,2
	P4	29,6	8,4	2	3273,8	1,2	27,6	7,1	78,1	8389	1,2	4,7	0,6	17,7
	P5	29,2	7,8	2	3412,8	1,8	27,4	6,9	74,3	7957	2,7	4,4	0,6	17,7
Mínimo		27,6	7,8	0,4	256,4	0,8	26,1	6,9	11,8	7957	1,2	4,4	0,6	1,8
Máximo		30,6	8,9	2	19083,8	4,8	28	8,4	121,9	14370	9,4	8,3	4,4	54,6
Média		28,9	8,5	1,1	7457,3	2	27,1	7,8	65,8	11571	2,7	6,6	1,1	20,6
SD		0,8	0,3	0,6	5448,1	0,9	0,7	0,4	38,7	1857	2,2	1,1	0,8	15,1

Anexo 2. Densidade dos grupos e das espécies do zooplâncton do CELMM, AL na estação seca (vermelho) e chuvosa (azul).



Anexo 3. Densidade dos Copepoda do CELMM, AL segundo a fase larval na estação seca e chuvosa.

Área	Ponto	Estação seca			Estação chuvosa		
		Náuplio pequeno (ind/m3)	Copepodito (ind/m3)	Copepoda (ind/m3)	Náuplio pequeno (ind/m3)	Copepodito (ind/m3)	Copepoda (ind/m3)
A1	P1	94545,5	352000,0	17454,5	217697,0	308363,6	484,8
	P2	99393,9	351515,2	8727,3	177454,5	369454,5	0,0
	P3	160000,0	449454,5	8727,3	313697,0	416484,8	969,7
	P4	66424,2	394181,8	16000,0	370909,1	348121,2	0,0
	P5	31515,2	237575,8	7272,7	30545,5	13575,8	0,0
A2	P1	29090,9	113454,5	1939,4	75151,5	22787,9	0,0
	P2	38181,8	153939,4	0,0	69697,0	50909,1	0,0
	P3	61818,2	187272,7	606,1	37575,8	30909,1	0,0
	P4	161818,2	199393,9	0,0	38181,8	30909,1	0,0
	P5	372000,0	292666,7	1333,3	48000,0	22181,8	0,0
A3	P1	7878,8	9090,9	0,0	62424,2	27272,7	0,0
	P2	3030,3	2424,2	0,0	95757,6	9697,0	0,0
	P3	11454,5	7636,4	0,0	83454,5	2727,3	0,0
	P4	46363,6	27272,7	0,0	176363,6	11818,2	0,0
	P5	69272,7	56727,3	545,5	243272,7	15818,2	0,0
A4	P1	3636,4	6666,7	0,0	166060,6	18181,8	0,0
	P2	20363,6	77090,9	0,0	61090,9	10181,8	0,0
	P3	52363,6	122181,8	0,0	128000,0	4363,6	0,0
	P4	4848,5	40000,0	0,0	113939,4	16969,7	0,0
	P5	88666,7	175333,3	2000,0	197333,3	22666,7	666,7
Mínimo		3030,3	2424,2	0,0	30545,5	2727,3	0,0
Máximo		372000,0	449454,5	17454,5	370909,1	416484,8	969,7
Média		35566,7	81397,0	1615,2	67665,2	43834,8	53,0
SD		85077,37	142474,16	5464,68	96004,22	141551,85	270,95

Anexo 4. Densidade das espécies (S=6) e dos grupos taxonômicos (S=3) de zooplâncton do CELMM, AI na estação seca e chuvosa. cf. *Apocyclops* (aposp1); *Calanoida* sp1 (calsp1); *Moina minuta* (moimin); *Ceriodaphnia cornuta* (cercor); *Brachionus plicatilis* (brapli); *Brachionus calyciflorus* (bracal).

Área	Ponto	Estação seca										Estação chuvosa									
		aposp1 (ind/m ³)	calsp1 (ind/m ³)	moimin (ind/m ³)	cercor (ind/m ³)	brapli (ind/m ³)	bracal (ind/m ³)	Copepoda (ind/m ³)	Cladocera (ind/m ³)	Rotifera (ind/m ³)	aposp1 (ind/m ³)	calsp1 (ind/m ³)	moimin (ind/m ³)	cercor (ind/m ³)	brapli (ind/m ³)	bracal (ind/m ³)	Copepoda (ind/m ³)	Cladocera (ind/m ³)	Rotifera (ind/m ³)		
A1	P1	54787,9	0,0	0,0	0,0	31466,7	51393,9	54787,9	0,0	82860,6	12121,2	0,0	408,4	76,5	69818,2	244363,6	12121,2	484,9	314181,8		
	P2	53333,3	0,0	0,0	0,0	288484,9	42666,7	53333,3	0,0	331151,5	25697,0	0,0	0,0	121697,0	249212,1	25697,0	0,0	370909,1			
	P3	84185,9	0,0	0,0	0,0	405818,2	53818,2	84185,9	0,0	459636,4	33454,5	0,0	0,0	116363,6	302060,6	33454,5	0,0	418424,2			
	P4	126545,5	0,0	0,0	0,0	267151,5	29575,8	126545,5	0,0	296727,3	47515,2	0,0	0,0	113454,5	234181,8	47515,2	0,0	347636,4			
	P5	94545,5	0,0	0,0	0,0	181818,2	14545,5	94545,5	0,0	196363,6	2909,1	0,0	0,0	13575,8	42666,7	2909,1	0,0	56242,4			
A2	P1	141090,9	0,0	0,0	0,0	120242,4	2424,2	141090,9	0,0	122666,7	300121,2	0,0	0,0	13575,8	8242,4	300121,2	0,0	21818,2			
	P2	390909,1	0,0	0,0	0,0	77575,8	606,1	390909,1	0,0	78181,8	1212386,7	7007,2	0,0	0,0	35151,5	15757,6	1219393,9	0,0	50909,1		
	P3	686666,7	0,0	0,0	0,0	190909,1	0,0	686666,7	0,0	190909,1	334545,5	0,0	0,0	27878,8	3030,3	334545,5	0,0	30909,1			
	P4	321212,1	0,0	0,0	0,0	135757,6	0,0	321212,1	0,0	135757,6	510457,6	2875,8	0,0	0,0	29090,9	1818,2	513333,3	0,0	30909,1		
	P5	610348,5	89651,6	0,0	0,0	158666,7	0,0	700000,0	0,0	158666,7	376680,9	1864,5	0,0	0,0	21818,2	363,6	378545,5	0,0	22181,8		
A3	P1	600113,0	19987,0	18406,4	8260,3	5454,5	2424,2	620100,0	26666,7	7878,8	93939,4	0,0	0,0	0,0	26666,7	606,1	93939,4	0,0	27272,7		
	P2	38181,8	0,0	3030,3	0,0	0,0	1212,1	38181,8	3030,3	1212,1	465322,1	3162,8	0,0	0,0	9090,9	606,1	468484,9	0,0	9697,0		
	P3	73218,3	18963,5	9078,0	6194,7	0,0	13090,9	92181,8	15272,7	13090,9	690349,6	5105,0	0,0	0,0	2727,3	0,0	695454,6	0,0	2727,3		
	P4	291363,1	145000,5	100731,0	33814,5	0,0	46363,6	436363,6	134545,5	46363,6	558930,4	2887,8	0,0	0,0	11818,2	0,0	561818,2	0,0	11818,2		
	P5	205756,1	112243,9	58786,1	17032,1	545,5	74727,3	318000,0	75818,2	75272,7	65554,3	991,1	0,0	0,0	15272,7	545,5	66545,5	0,0	15818,2		
A4	P1	84477,1	12492,6	2424,2	0,0	0,0	7878,8	96969,7	2424,2	7878,8	63636,4	0,0	0,0	0,0	18181,8	0,0	63636,4	0,0	18181,8		
	P2	194183,6	86543,7	61692,8	11034,5	0,0	46545,5	280727,3	72727,3	46545,5	30545,5	0,0	0,0	0,0	8727,3	1454,5	30545,5	0,0	10181,8		
	P3	514543,6	83274,6	29361,2	7002,4	0,0	122181,8	597818,2	36363,6	122181,8	568379,2	3257,2	0,0	0,0	4363,6	0,0	571636,4	0,0	4363,6		
	P4	79049,8	57919,9	12287,6	9530,6	0,0	40000,0	136969,7	21818,2	40000,0	357402,3	1385,6	0,0	0,0	16969,7	0,0	358787,9	0,0	16969,7		
	P5	460193,9	170472,8	23630,8	11702,5	4000,0	175333,3	630666,7	35333,3	179333,3	232296,2	1037,1	0,0	0,0	13333,3	10000,0	233333,3	0,0	23333,3		
	Mínimo	38181,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	38181,8	0,0	1212,1	2909,1	0,0	0,0	0,0	2727,3	0,0	2909,1	0,0	2727,3		
	Máximo	686666,7	170472,8	100731,0	33814,5	405818,2	175333,3	700000,0	134545,5	459636,4	1212386,7	7007,2	408,4	76,5	121697,0	302060,6	1219393,9	484,9	418424,2		
	Média	127617,6	19913,8	7985,7	2614,3	46697,3	18119,7	147531,4	10600,0	64817,0	149556,1	739,4	10,2	1,9	17239,4	27872,7	150295,5	12,1	45112,1		
	SD	214810,04	55103,71	27448,09	8559,18	121276,72	45650,87	238654,70	35657,40	121065,07	309288,54	2001,40	91,32	17,09	38450,82	104630,51	311175,11	108,42	141525,52		