

INTER-RELAÇÕES ENTRE ZOOPLÂNCTON E
FITOPLÂNCTON MEDIANTE HERBIVORIA NA LAGOA DO
CAMARGO (ZONA DE DESEMBOCADURA DO RIO
PARANAPANEMA NA REPRESA DE JURUMIRIM)

Rachel Cristina Prehl Alves

BOTUCATU-SP
2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

INTER-RELAÇÕES ENTRE ZOOPLÂNCTON E
FITOPLÂNCTON MEDIANTE HERBIVORIA NA LAGOA DO
CAMARGO (ZONA DE DESEMBOCADURA DO RIO
PARANAPANEMA NA REPRESA DE JURUMIRIM)

Rachel Cristina Prehl Alves

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da
Universidade Estadual Paulista “Julio de
Mesquita Filho” – Campus de Botucatu, como
parte dos requisitos para a obtenção do Título
de Doutor em Ciências Biológicas, Área de
Concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

Botucatu-SP
2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: *SELMA MARIA DE JESUS*

Alves, Rachel Cristina Prehl.

Inter-relações entre zooplâncton e fitoplâncton mediante herbivoria na Lagoa do Camargo (zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim) / Rachel Cristina Prehl Alves. - Botucatu, 2011

Tese (doutorado) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2011

Orientador: Raoul Henry

Capes: 20406010

1. Ecossistema aquático. 2. Zooplâncton. 3. Fitoplâncton.

Palavras-chave: Controle *top-down*; Fitoplâncton; Herbivoria; Interações tróficas; Mesocosmos; Zooplâncton.

Dedico este trabalho aos meus pais, Inez e João, por todo carinho, apoio, incentivo e entusiasmo a mim dedicados e sem os quais eu não teria conseguido chegar ao fim de mais essa etapa.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Raoul Henry, que me proporcionou a oportunidade, pela orientação e apoio durante a realização deste trabalho.

A CAPES pela bolsa concedida.

Ao Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira, que me encaminhou ao Prof. Raoul.

A Dra. Maria Célia Portella, com quem reaprendi muito de Zoologia e que junto com o Prof. Dalton José Carneiro, abriram gentilmente as portas de seu laboratório para que eu pudesse terminar minhas contagens de zooplâncton no CAUNESP - Jaboticabal-SP. Agradeço também ao pessoal do laboratório, especialmente a Olívia, Juliana e Thiago, que compartilharam o uso da lupa e do microscópio.

A Rosa A. R. Ferreira, pela contagem do fitoplâncton e pela amizade.

Ao Hamilton A. Rodrigues, pela amizade, apoio e eficiência, tanto no campo durante o experimento, quanto no laboratório durante as análises. Agradeço também ao Joaquim, José Lucas e Miguel pelo apoio em campo.

A minha família irmãos, cunhadas e sobrinhos.

Ao Charles Young Kim pela amizade, apoio e ajuda nos momentos difíceis, com os quais sempre pude contar.

Ao pessoal do laboratório, por tudo que me ensinaram, pelo apoio e pela amizade: Patrícia Hoffmann, Carol, Miriam, Ricardo, João Fulan, Rafael Mortari (Gabi), Erika, José (Faruska), Fabiana, Juliana Pomari, Gilmar, Jorge e Danilo.

RESUMO

Os organismos planctônicos são a base das cadeias alimentares no ecossistema aquático e os herbívoros zooplânctônicos, em particular, são importantes para o fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos, sendo um elo entre os produtores primários e níveis tróficos mais elevados. Este estudo se propôs a ampliar o conhecimento da herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton em uma lagoa marginal ao rio Paranapanema. Foi realizado um experimento *in situ*, com instalação de *enclosures* com paredes de polietileno fechados no fundo que permitiram a realização de quatro tratamentos: 0% da densidade natural de zooplâncton (apenas fitoplâncton), 50 % (metade da densidade natural), 100% (densidade natural) e 150% (densidade acima da natural). A variação da densidade do zooplâncton foi conseguida por meio de filtração da água por rede de abertura de malha de 50µm. Água da lagoa também foi coletada. Todos os tratamentos foram realizados em tréplica. O experimento durou 18 dias. As coletas foram realizadas a cada seis dias (quatro coletas). A temperatura foi obtida em campo e água foi coletada para análise de oxigênio dissolvido, saturação, pH, condutividade elétrica, concentrações de fósforo total, nitrogênio total, material em suspensão total, material em suspensão orgânico, material em suspensão inorgânico, clorofila-a e feofitina-a. Foram coletadas também amostras de zooplâncton e fitoplâncton que foram contadas e identificadas, normalmente, até ao nível de espécie. Rotifera teve sua abundância relativa alterada em todos os tratamentos, com o favorecimento de *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* provavelmente porque o *enclosure* as protegeu de predadores. Cladocera foi dominado em todos os tratamentos por *Bosmina freyi* e *B. hagdmani*, bioindicadores de eutrofização da água. A abundância absoluta desse grupo foi a que melhor respondeu aos tratamentos por serem os herbívoros mais eficientes. Dentre os Copepoda, houve predomínio dos Cyclopoida, como é comum na lagoa. Não foi observado padrão nítido de resposta aos tratamentos a não ser no tratamento de 150%, que apresentou aumento da abundância relativa destes organismos, muito provavelmente por eles serem predadores e não filtradores, e por isso, não terem sido afetados pelo aumento da pressão de herbivoria, além de contar com grande abundância, especialmente de Rotifera, para se alimentarem. A lagoa é dominada por Cryptophyceae. Nos tratamentos, observou-se o aumento de Bacillariophyceae (provavelmente pelo distúrbio causado pelos *enclosures*) e, principalmente, Chrysophyceae. As Chrysophyceae são mixotróficas, e por isso não sofreram com a relativa escassez de nutrientes (controle *bottom-up*) e foram rejeitadas na herbivoria por seu tamanho (Great Axial Linear Distance > 35µm) e outras características (controle *top-down*). Estes resultados demonstram que existe um equilíbrio nos controles exercidos sobre o fitoplâncton e o zooplâncton em ambientes naturais (lagoa) e que a modificação da pressão de herbivoria, assim como o isolamento das comunidades fitoplânctônica e zooplânctônica do resto do ecossistema aquático, tornado impossível a interação dessas comunidades com outras (peixes, insetos, etc.) e a variação ambiental (nutrientes, ressuspensão de sedimento, circulação de água entre outros) vão levar essas comunidades a buscar um novo ponto de equilíbrio, com o provável favorecimento de táxons até então não muito representativos e a diminuição da diversidade e uniformidade de espécies de zooplâncton.

Palavras-chave: fitoplâncton; zooplâncton; herbivoria; *enclosure*; mesocosmo; controle *top-down*; interações tróficas.

ABSTRACT

The planktonic organisms are the basis of food chains in the aquatic ecosystems, and the grazer zooplankton, specifically, are very important to energy flow in the aquatic ecosystems, being a link between primary producers and higher trophic levels. The aim of this study is enhance the knowledge of zooplankton grazing over phytoplankton in a lateral lake by Paranapanema River, Brazil. The experiment was conducted *in situ*, with installation of enclosures of polyethylene walls, closed at the bottom, which allowed the manipulation of four treatments: 0% of the natural density of zooplankton (phytoplankton only); 50% (half of natural density); 100% (natural density) and 150% (a higher density than the natural). The zooplankton density range was obtained by water filtration in zooplankton web with 50µm mesh. The water of the lake was collected either. All the treatments were made using three replications each one. The experiment was carried out for 18 days. The samplings were made each six days (four samplings). The water temperature was measured at field, and a water sample was collected for dissolved oxygen, saturation, pH, conductivity, and concentrations of total phosphorus, total nitrogen, total suspended matter, organic suspended matter, inorganic suspended matter, chlorophyll-*a* and pheophytin-*a* analyses. Samples of zooplankton and phytoplankton were also taken. They were counted and identified until specie level, mostly. Rotifera had its relative abundance changed in all treatments, showing the increasing of *Keratella cochlearis* and *Polyarthra vulgaris*, probably because the enclosures protected them from predators. Cladocera dominated all treatments by *Bosmina freyi* and *B. hagmanni*, which are bioindicators of water eutrophication. The absolute abundance of this group was the one that best responded to the treatments due they are the most efficient grazers. In Copepoda, Cyclopoida dominated as usually dominate the lake. There is no pattern of answer to the treatments, except in treatment 150%, that have shown increasing of those organisms, likely because they are predators and not filtering, so they weren't affected by the grazing pressure. Besides, there was a large abundance, specially of Rotifera, to they feed of. The lake is dominated by Cryptophyceae. In all treatments, it was observed the increasing of Bacillariophyceae (probably due to disturb caused by enclosures) and mainly Chrysophyceae. Chrysophyceae are mixotrophic, so they didn't suffer with relative low concentrations of nutrients (control bottom-up) and they were rejected to grazing because their size (Great Axial Linear Distance > 35µm) e some other features (control top-down). These results have shown that there is a balance among controls applied over phytoplankton and zooplankton in natural environments (as the lake) and the variation on grazing pressure such as the separation of phytoplanktonic and zooplanktonic communities from the least of the aquatic ecosystem, what makes impossible the interaction among those communities and others (pisces, insects, etc.) and the environmental variability (nutrients, mud resuspension, water circulation, etc.) will lead those communities to reach another balance point, that likely benefits non-representative taxa till then, and will promote decrease the diversity and evenness of species of zooplankton.

Keywords: phytoplankton; zooplankton; grazing; enclosure; mesocosm; control top-down; trophic interactions.

SUMÁRIO

	RESUMO	
	ABSTRACT	
1	INTRODUÇÃO	10
2	HIPÓTESES	15
3	OBJETIVO GERAL	16
3.1	<i>Objetivos específicos</i>	16
4	MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1	<i>Área de estudo</i>	17
4.2	<i>O experimento</i>	19
4.2.1	<i>Delineamento experimental</i>	19
4.2.2	Amostragem e análises	25
4.2.3	Chaves de identificação	28
4.2.3.1	Zooplâncton	28
4.2.3.2	Fitoplâncton	28
4.2.4	<i>Índices Biológicos</i>	28
4.2.5	<i>Análises Estatísticas</i>	28
5	RESULTADOS	30
5.1	<i>Dados físicos, químicos e biológicos da água</i>	30
5.1.1	<i>Temperatura</i>	30
5.1.2	<i>Dados físicos, químicos e biológicos da água</i>	32
5.2	<i>Zooplâncton</i>	44
5.2.1	<i>Lista de táxons encontrados por grupo</i>	44
5.2.2	<i>Abundância absoluta por grupo</i>	46
5.2.3	<i>Abundância relativa por grupo</i>	52
5.2.3.1	<i>Abundância relativa de Rotifera</i>	52
5.2.3.2	<i>Abundância relativa de Cladocera</i>	58
5.2.3.3	<i>Abundância relativa de Copepoda</i>	63
5.2.4	<i>Índices biológicos</i>	68
5.2.4.1	<i>Riqueza</i>	68
5.2.4.2	<i>Uniformidade</i>	74
5.2.4.3	<i>Índice de Shannon-Wiener</i>	79
5.3	<i>Fitoplâncton</i>	84
5.3.1	<i>Lista de táxons de fitoplâncton encontrados divididos por classe</i>	84
5.3.2	<i>Densidade total por classe</i>	86
5.3.3	<i>Abundância relativa por classe</i>	89
5.3.4	<i>Riqueza</i>	93
5.3.5	<i>Riqueza relativa</i>	97
5.3.6	<i>Diversidade e Uniformidade</i>	100
6	DISCUSSÃO	102
7	CONCLUSÃO	129
8	LITERATURA CITADA	132

1 – INTRODUÇÃO

Os organismos planctônicos são a base das cadeias alimentares no ecossistema aquático. Os herbívoros zooplanctônicos, em particular, são importantes para o fluxo de energia nos ambientes aquáticos, sendo um elo entre os produtores primários e níveis tróficos mais elevados, como macroinvertebrados bentônicos, peixes, aves e até mesmo o homem. Em ambientes de água doce os organismos holoplanctônicos mais representativos são os Rotifera, Cladocera e Copepoda, que exercem influência relevante sobre a biomassa, produção e composição de espécies de algas (Esteves, 1998; Rietzler e Espindola, 1998).

Acredita-se que a dinâmica da comunidade fitoplanctônica nos sistemas aquáticos seja regulada tanto por mecanismos abióticos quanto pelo suprimento de nutrientes relacionados aos processos físico-químicos - controle *bottom-up* - ou por interações tróficas - controle *top-down* (Sin et al., 2006). Há um longo debate a respeito da importância relativa da competição *bottom-up* vs. *top-down* (Tilman, 1982; Moss et al., 2004; Romo et al., 2004), a cascata trófica (Carpenter et al., 1985) e a teoria da biomanipulação trófica (Shapiro e Wright, 1984; Van de Bund e Van Donk, 2002; Lammens et al., 2002). Comumente é aceito que a importância relativa da regulação *bottom-up* vs. *top-down* da estrutura do fitoplâncton é proporcionalmente dependente e/ou afetada pela comunidade zooplanctônica (Alpine e Cloern, 1992; Hansson, 1992; Cottingham et al., 2004; Stephen et al., 2004a; Van de Bund e Van Donk, 2004). A quantidade e a qualidade do alimento, assim como a competição e a predação, também são fatores controladores das populações zooplanctônicas (Sommer, 1989; Gulati e Demott, 1997).

Enclosures in situ têm sido freqüentemente usados para análise de dinâmica populacional, fluxo de matéria e cadeia alimentar em ecossistemas aquáticos naturais (McAllister et al., 1961; Grice, et al., 1980; Hessen e Nilssen, 1986). Os *enclosures* criam mesocosmos, e, uma das vantagens de se usar um mesocosmo é a possibilidade de e manter o ecossistema natural com múltiplas espécies e níveis tróficos parcialmente auto-controlados por mecanismos de *feedback* no seu interior (Takahashi, 1997). Além disso, experimentos com mesocosmos permitem que múltiplas espécies da comunidade natural sejam submetidas durante um período prolongado a um fator ambiental biológico ou abiótico passível de controle (Gamble e Davies, 1982). Porém, seu uso exige cautela, pois o sistema isolado tende a diferir do sistema ao seu redor com o tempo, embora alguns cuidados possam ser tomados no sentido de minimizar essas alterações (Takahashi, 1997).

Não há um consenso sobre o que é um mesocosmos. Para Odum (1984) “o termo mesocosmo parece mais apropriado para sistemas de tamanho médio entre os microcosmos de laboratório e os grandes macrocosmos complexos do mundo real”. Para Banse (1982) “mesocosmo expressa a variação em tamanho de veículos experimentais maiores que recipientes de bancada, porém menores que, e isolados de, qualquer subunidade do ambiente natural”.

A variação mais comum que ocorre com o uso de *enclosures* em experimentos é a tendência de eutrofização da água contida neles em relação ao ecossistema aquático com o passar do tempo (Takahashi, 1997). Em revisão realizada sobre limitação de macro e micro nutrientes para o crescimento de algas ou comunidade fitoplanctônica abrangendo, sobretudo, reservatórios e lagos naturais, incluindo lagoas de inundação, Arcifa et al. (1995) demonstraram que N e/ou P foram assinalados como elementos

limitantes, dependendo das diferenças entre sistemas e/ou estações do ano. Segundo Huszar et al. (2005), em estudo de limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perifíton em ecossistemas continentais lênticos no Brasil, considerando-se a abordagem sistêmica e as razões de N:P para os ambientes, o crescimento do fitoplâncton pode ser considerado, em média, limitado por P. Com base nessas informações, fica evidente que a introdução de N e P, de forma natural ou antrópica nos ecossistemas aquáticos acarretará o aumento da produção primária e provavelmente secundária, além de alterações na estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica.

Dentro da comunidade zooplanctônica, cada um dos três grandes grupos estudados neste trabalho (Rotifera, Cladocera e Copepoda) ocupa um lugar na cadeia trófica. Os Rotifera se alimentam de detritos, bactérias, ciliados e algas e também existem espécies parasitas e comensais. Por serem detritívoros, são elementos importante na ciclagem de nutrientes e depuradores de ambientes submetidos à poluição orgânica. Possuem características adaptativas que permitem colonizar vários habitats do ambiente aquático (Oliveria-Neto e Moreno, 1999). Por sua taxa de reprodução ser muito rápida, disponibilizam permanentemente grande quantidade de alimento renovável através da eficiente conversão da produção primária em tecido animal assimilável para os consumidores (Nogrady et al., 1993). São o grupo dominante da população zooplanctônica (Sampaio et al., 2002).

Os Cladoceros são abundantes em água doce, apresentam alta produtividade e junto com os outros grupos zooplânctônicos, representam o elo intermediário entre produtores primários e níveis tróficos superiores (Rocha e Güntzel, 1999). São considerados os herbívoros mais efetivos entre os crustáceos (Jaramillo-Londoño e

Pinto-Coelho, 2010) e capazes de selecionar seu alimento por tamanho e por características do fitoplâncton, como cobertura gelatinosa, paredes celulares duras, colônias, longos, filamentos, etc. Além disso, diversas espécies de Cladocera são indicadores ambientais do estado de trofia e usados em testes de ecotoxicidade e herbivoria (principalmente o gênero *Daphnia*).

Dentre os Copepoda, os Calanoida têm hábito filtrador (se alimentam de pequenas partículas animais ou vegetais). Os Cyclopoida são capturadores, raptorais ou predadores, com apêndices bucais adaptados para a captura de partículas maiores, podendo se alimentar de tamanhos variados de animais e vegetais (Matsumura-Tundisi e Silva, 1999), como colônias de cianfíceas (Matsumura-Tundisi et al., 2007; Ritzler e Spindola, 1996).

Todos os três grupos dependem em maior ou menor grau da herbivoria para se alimentarem. Em condições naturais, como as que ocorrem na lagoa, o controle *top-down* e *bottom-up* entre zooplâncton e fitoplâncton são responsáveis por manter o equilíbrio do ecossistema aquático. Mas e se essas condições fossem mudadas? Quais seriam as conseqüências para a composição e estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplânctônica se a pressão de herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton fosse alterada?

O uso de *enclosures* é bastante adequado para estudos das relações entre fitoplâncton e zooplâncton em que se queira fazer algum tipo de manipulação experimental visando simular uma determinada condição ambiental e inferir suas conseqüências. Em áreas sujeitas à inundação, com relação ao zooplâncton, os picos máximos de abundância durante o ano podem ocorrer durante o período de cheia ou de estiagem em lagos com flutuação significativa de profundidade, em função do

enchimento e esvaziamento sazonal por água de rios (Talling e Lemoalle, 1998). Panarelli (2004) encontrou maior abundância do zooplâncton em períodos de maior volume de águas em lagoas marginais ao rio Paranapanema. O mesmo foi encontrado por Frutos (1996), estudando lagoa na confluência dos rios Paraná e Paraguai. No entanto, maiores densidades do zooplâncton (Brandorf e Andrade, 1978; Bozelli, 1994) e maior abundância de Cladocera foram encontradas no período de seca por outros autores (Martins e Henry, 2004). A maior abundância do zooplâncton no período de seca em lagoas marginais pode dever-se ao efeito de concentração de nutrientes (em função da redução do volume dos lagos) que leva a uma alta produtividade primária, e, conseqüentemente, um aumento da produtividade secundária.

Este estudo envolvendo *enclosures* é o primeiro do gênero a ser realizado na Lagoa do Camargo, e se propõe a ampliar o conhecimento ecológico das relações entre fitoplâncton e zooplâncton, esclarecendo especialmente os efeitos da herbivoria em diferentes razões fitoplâncton:zooplâncton, simulando diferentes níveis de disponibilidade de fitoplâncton para herbivoria e inferindo quais suas conseqüências sobre a composição e estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica. Experimentos que criam mesocosmos em ambientes tropicais sul americanos ainda são raros, provavelmente devido a sua complexidade e infra-estrutura exigida (Gusmão, 2004). Entretanto, esse tipo de estudo vem sendo bastante empregado em outros países pela necessidade de validação em campo dos resultados obtidos em laboratório, que normalmente apresentam diferenças significativas (Pascoe et al., 2000).

2 - HIPÓTESES

Considerando-se as relações entre zooplâncton e fitoplâncton, este estudo, que compreende experimento, aventa as seguintes hipóteses:

☒ Uma densidade diferente da natural de zooplâncton (maior ou menor) pode proporcionar em estudos de herbivoria alterações mais evidentes na estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplânctônica, e, se isso for comprovado, uma nova metodologia de estudo de herbivoria poderia ser proposta;

☒ Uma disponibilidade maior de fitoplâncton deve favorecer táxons de herbívoros em detrimento de táxons de predação por parte dos componentes do zooplâncton.

3 - OBJETIVO GERAL

☒ Estudar a estrutura e as inter-relações das comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica, assim como as possíveis alterações causadas pela herbivoria, afetadas pelos diferentes graus de disponibilidade de consumo de fitoplâncton pelo zooplâncton.

3.1 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

☒ Verificar se o aumento da densidade de zooplâncton pode acarretar maiores efeitos de herbivoria sobre o fitoplâncton;

☒ Analisar de que forma a herbivoria pelo zooplâncton pode modificar as estruturas das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica.

4 – MATERIAS E MÉTODOS

4.1 - Área de Estudo

O experimento foi realizado na Lagoa do Camargo, situada entre os municípios de Paranapanema e Angatuba-SP (23°28'58,47" S e 48°26,61" O). O ambiente é uma lagoa marginal, situada na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim. Sua morfometria de fundo é regular, assemelhando-se a uma "bacia". Suas principais características morfométricas são apresentadas em Afonso (2002) e Henry (2005).

A lagoa apresenta conexão permanente com o rio Paranapanema através de um estreito canal, o que dificulta a entrada de material do rio para a lagoa e vice-versa (Figura 1). Entretanto, já foram detectados três episódios (1997, 2004 e 2010) de pulsos hidrológicos de inundação extraordinária com entrada lateral de água do rio para a lagoa na maior parte do tempo (Henry, 2005). A Lagoa do Camargo apresenta na maior parte do tempo característica de lago polimíctico. Estratificações térmicas temporárias (microestratificações), principalmente na parte da tarde, e isotermias pela manhã são devidas, provavelmente, à pequena profundidade (Moschini- Carlos et al., 1999).

De acordo com Casanova (2005), os grupos predominantes no período de transição isolamento (devida à seca extrema)- reconexão (após inundação lateral dessa lagoa são Rotifera e Copepoda, com maior abundância total de zooplâncton em dezembro de 2000, um mês antes da reconexão da lagoa com o rio Paranapanema (2.010.820 ind.m⁻³) e a menor em abril de 2001 (82.892 ind.m⁻³).

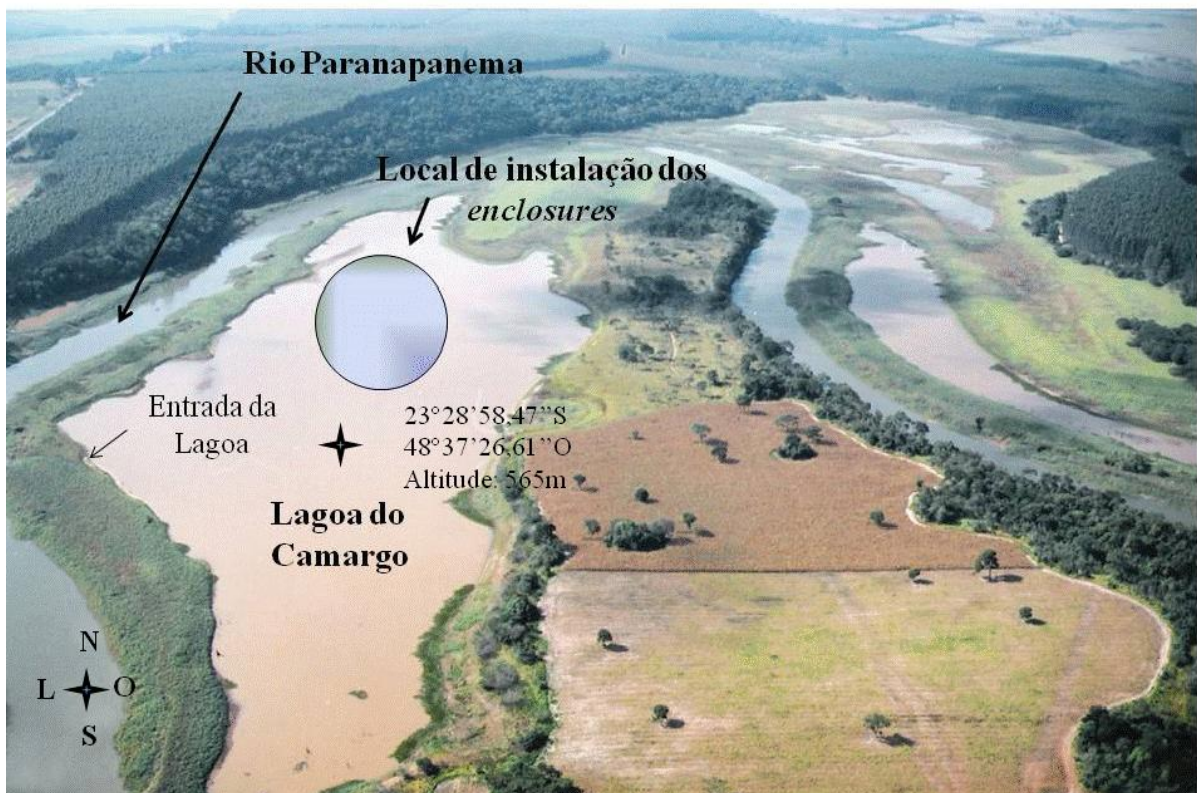


Figura 1 – Rio Paranapanema, Lagoa do Camargo e localização da instalação dos enclosures (foto aérea de 1999 em período de seca extrema, cedida por Raoul Henry).

Segundo Henry et al. (2006), o fitoplâncton da Lagoa do Camargo é dominado por representante da classe Cryptophyceae (*Chlamydomonas* spp., *Chroomonas* spp., e principalmente, *Cryptomonas brasiliensis*), Bacillariophyceae (ordem Centrales – *Aulacoseira granulata* e *Cyclotella* spp.) e Chlorophyceae (ordem Chlorococcales – *Closteriopsis* spp.). Segundo Granado (2008), as maiores densidades totais ocorreram em março de 2005 (2.786 e 1.249 org.mL⁻¹ na superfície e 0,5m do fundo, respectivamente) e as menores em agosto de 2004 (67 e 179 org.mL⁻¹, superfície e fundo, respectivamente). De novembro de 2004 a fevereiro de 2005, houve dominância de Cryptophyceae (*Cryptomonas brasiliensis*). No mês de setembro de 2004 a dominância foi de Bacillariophyceae (*Cyclotella meneghiniana* e *C. stelligera*). Em alguns meses,

especificamente, pôde-se notar o aumento expressivo de Cyanobacteria (dezembro de 2004, abril e maio de 2005).

4.2 – O experimento

4.2.1 - Delineamento experimental

Para conseguir testar diferentes densidades de zooplâncton sobre a estrutura da comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) foram utilizados ao todo 12 *enclosures* cilíndricos, com 1m de diâmetro, cerca de 2,5m de profundidade e volume aproximado de 1,5 m³ (Figura 2). Experimento com *enclosures* com volume variando de 1,4 a 30m³ não apresentaram diferenças significativas (Kuiper, 1982). Os *enclosures* foram confeccionados com polietileno transparente, fechados na parte inferior e abertos na superior, como descrito em Arcifa e Guagnoni (2003). Porém, como a área de estudo está sujeita a fortes ventos em determinados períodos, foi necessária uma adaptação do sistema de sustentação. Foi necessário aumentar a capacidade de sustentação com uma borda mais alta dos *enclosures*, que permitisse maior flutuabilidade das estruturas e diminuição da entrada de água da lagoa em episódios de ventania. Por isso, os flutuadores de garrafas PET foram substituídos por galões de 20L presos aos braços do *enclosure* com arames (Figura 3). O preenchimento dos *enclosures* foi realizado por meio de bomba d'água de pistão com hidrômetro e foram realizados movimentos verticais com a mangueira para integração da coluna d'água, chegando a uma distância de 50 cm do sedimento para evitar sua ressuspensão.

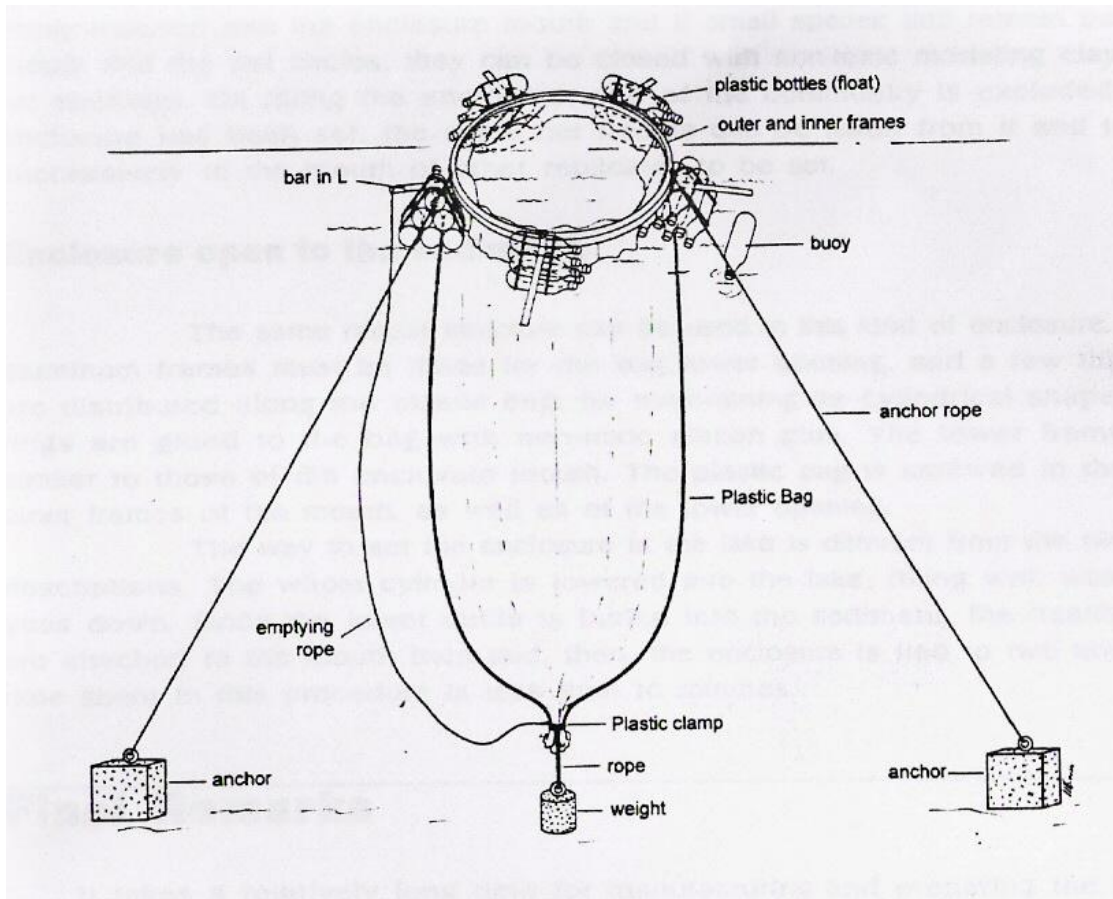


Figura 2 – Esquema de *enclosure* instalado (Arcifa e Guagnoni, 2003).



Figura 3 – *Enclosure* usado no experimento, adaptado de Arcifa e Guagnoni (2003).

A primeira coleta (07/05/2008) deu-se um dia após a instalação dos enclosures (06/05/2008). Isto foi feito para permitir o restabelecimento do equilíbrio do ecossistema aquático. O experimento teve duração de 18 dias (de 7 a 25 de maio de 2008). Este tempo foi estipulado para que se conseguisse abranger ao menos um ciclo de vida de copépodos.

Os efeitos de quatro tratamentos, cada um em triplicata, com variações de densidade de zooplâncton em função de sua densidade natural (0%, 50%, 100% e 150%) foram testados. A disposição dos enclosures de cada tratamento na lagoa foi aleatória (Figura 4) para evitar pseudoreplicação (Hulbert, 1984).

As densidades estipuladas para este estudo foram obtidas por meio de filtração de um volume conhecido de água em rede de zooplâncton de malha de 50 μ m (Figura 5). Como os *enclosures* foram cheios por meio de bomba com um hidrômetro acoplado (Figura 6), foi possível saber-se quantos litros de água (filtrada por rede de zooplâncton ou não) passaram pela bomba. Com base nisso, foi possível estabelecer equações que possibilitaram a obtenção das densidades desejadas, fossem elas maiores ou menores que a natural.

Os tratamentos usados no experimento estão descritos de forma esquemática na Tabela 1. Abaixo, segue a descrição detalhada de como cada tratamento foi executado.

Entende-se por 0% (0% de zooplâncton) o tratamento que teve, teoricamente, apenas fitoplâncton dentro dos *enclosures*. Para isso, toda a água usada para preencher os *enclosures* (1.500L) foi captada por bomba e filtrada por meio de rede de zooplâncton (50 μ m de abertura de malha). Entretanto, a filtração por rede de zooplâncton é um método seletivo por tamanho e como pode haver a colmatação da malha durante o

Tabela 1 – Tratamentos do Experimento, com respectivas concentrações de fitoplâncton e zooplâncton e montagem.

Tratamento	Concentração Fitoplâncton	Concentração Zooplâncton	Montagem
0%	100% - densidade natural	0% - sem zooplâncton	- <i>Enclosures</i> totalmente preenchidos (1.500L) por água captada da lagoa por bomba com hidrômetro e filtrada em rede de malha de 50 μ m
50%	100% - densidade natural	50% da densidade natural	- <i>Enclosures</i> preenchidos com 750L com água da lagoa sem filtração e com 750L por água captada da lagoa por meio de bomba com hidrômetro, filtrada em rede de malha de 50 μ m água
100%	100% - densidade natural	100% da densidade natural	- <i>Enclosures</i> totalmente preenchidos (1.500L) com água da lagoa sem filtração por meio de bomba com hidrômetro
150%	100% - densidade natural	150% da densidade natural	- <i>Enclosures</i> totalmente preenchidos (1.500L) por água da lagoa por meio de bomba com hidrômetro e adição de zooplâncton de 750L de água da lagoa, obtidos por filtração em rede de malha de 50 μ m

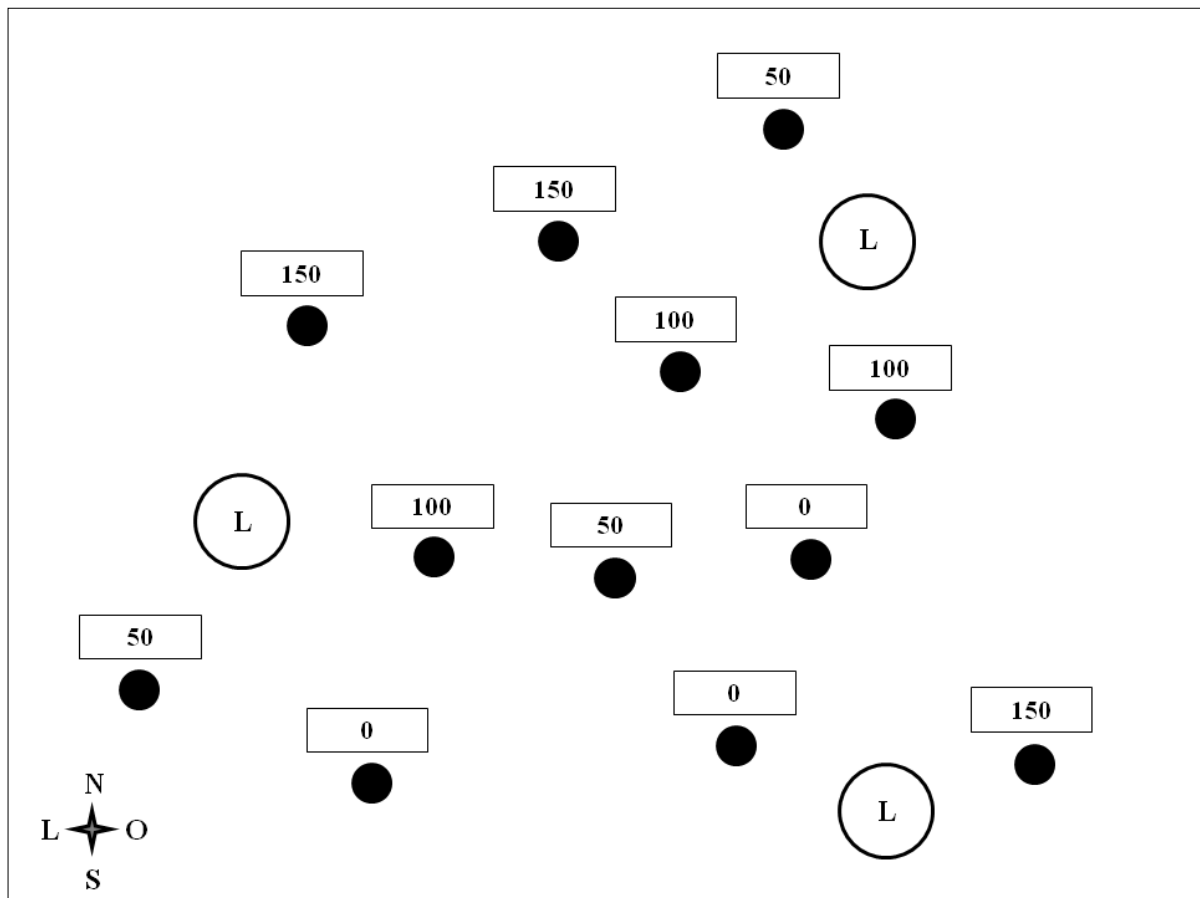


Figura 4 – Esquema de localização dos pontos da lagoa (L), dos enclosures e respectivos tratamentos (0 - 0% da densidade natural de zooplâncton; 50 - 50% da densidade natural de zooplâncton; 100 - 100% da densidade natural de zooplâncton e 150 - 150% da densidade natural de zooplâncton).



Figura 5 - Enchimento de *enclosure*. Detalhe: cano da bomba despejando a água dentro da rede de zooplâncton com abertura de malha de 50µm.

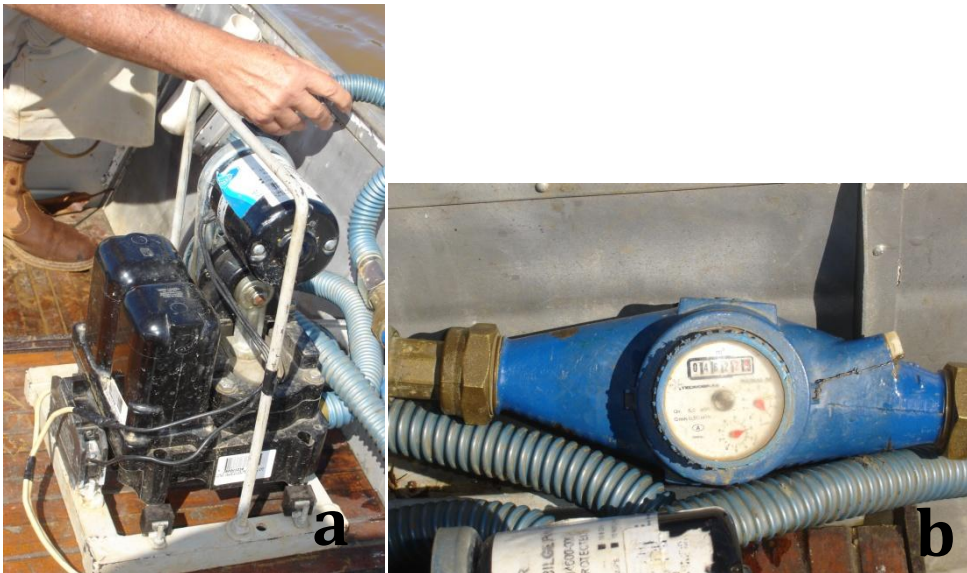


Figura 6 - Enchimento dos *enclosures*. **a.** Bomba de pistão usada para encher os *enclosures*; **b.** hidrômetro acoplado no cano de saída de água da bomba para medir com exatidão seu volume.

alterando a abertura da rede, alguns organismos zooplânctônicos, principalmente os de menor tamanho como os rotíferos, puderam atravessá-la. Este tratamento teve por

finalidade simular a dinâmica da comunidade fitoplanctônica na ausência de zooplâncton, portanto, sem pressão de herbivoria por parte destes organismos.

No caso do tratamento com metade da densidade natural de zooplâncton encontrada na lagoa (50%), a abundância total zooplanctônica sofreu uma diluição. Como o *enclosure* tem capacidade de 1.500L, para diluir pela metade a densidade zooplanctônica, 750L de água usada da lagoa usada para encher os *enclosures* foi filtrada para remoção do zooplâncton. O volume restante (750L de água) para o preenchimento do enclosure foi obtido por bombeamento da água da lagoa sem passar pela rede de abertura de malha de 50 μm .

No caso do tratamento com a densidade natural de zooplâncton encontrada na lagoa (100%), a água apenas passou pela bomba, sem ser submetida à filtração, até o preenchimento completo dos *enclosures* (1.500L cada). Esse cuidado (coleta com bomba) foi tomado para uma padronização de manipulação similar das amostras nos diferentes tratamentos do experimento.

No caso do tratamento com 150% da densidade natural de zooplâncton encontrada na lagoa, os *enclosures* foram cheios (1.500L) com água da lagoa, por bombeamento e sem filtração (portanto, com a densidade natural de zooplâncton – 100%). Para obter 150% da densidade natural, foram adicionados, em cada *enclosure*, os organismos retidos no copo coletor da rede de zooplâncton de malha de 50 μm , após filtração de 750L de água (metade do volume de um *enclosure*), aumentando, portanto, essa densidade em 50%, resultando em 150% da densidade natural.

4.2.2 - Amostragem e análises

O experimento foi conduzido de 7 a 25 de maio de 2008, quando foram realizadas sete coletas (dias 7, 13, 19 e 25 de maio de 2008) em 15 pontos amostrais (lagoa, tratamentos 0%, 50%, 100% e 150%, sendo que cada tratamento foi realizado em tréplica), totalizando 60 repetições de cada variável a serem analisadas neste experimento. A primeira coleta (07/05/2008) foi realizada um dia após a instalação dos enclosures, sempre de manhã (8:00h às 12:00h).

Foram coletadas, a cada seis dias (7, 13, 19 e 25/05/2008) amostras integradas de água por meio de tubo de PVC com 0,1m de diâmetro por 2,0m de comprimento, com volume aproximado de 15,70L e uma torneira acoplada na extremidade inferior (Figura 6) para esvaziar seu conteúdo de forma que causasse a menor perturbação possível na amostra. Amostras foram coletadas no centro dos *enclosures* com o cuidado de tubo coletor não atingir o fundo de forma que causasse o menor distúrbio possível dentro destas estruturas (o amostrador ia até 1,8 m de profundidade).

Externamente aos *enclosures*, as amostras foram coletadas diretamente na lagoa. Antes de cada coleta, foi feito o perfil de temperatura com termistor. A seguir, o tubo amostrador era inserido três vezes consecutivamente dentro dos *enclosures* sem tocar suas bordas ou o fundo e nos pontos fixos na lagoa. O conteúdo do amostrador era recolhido em um balde com volume de 10L. O excedente da água (acima de 10L) era devolvido para o *enclosure*. Optou-se pela coleta com um tubo amostrador ao invés de bomba de pistão por acreditarmos que o distúrbio causado por essa forma de coleta seriam menores nas comunidades estudadas.

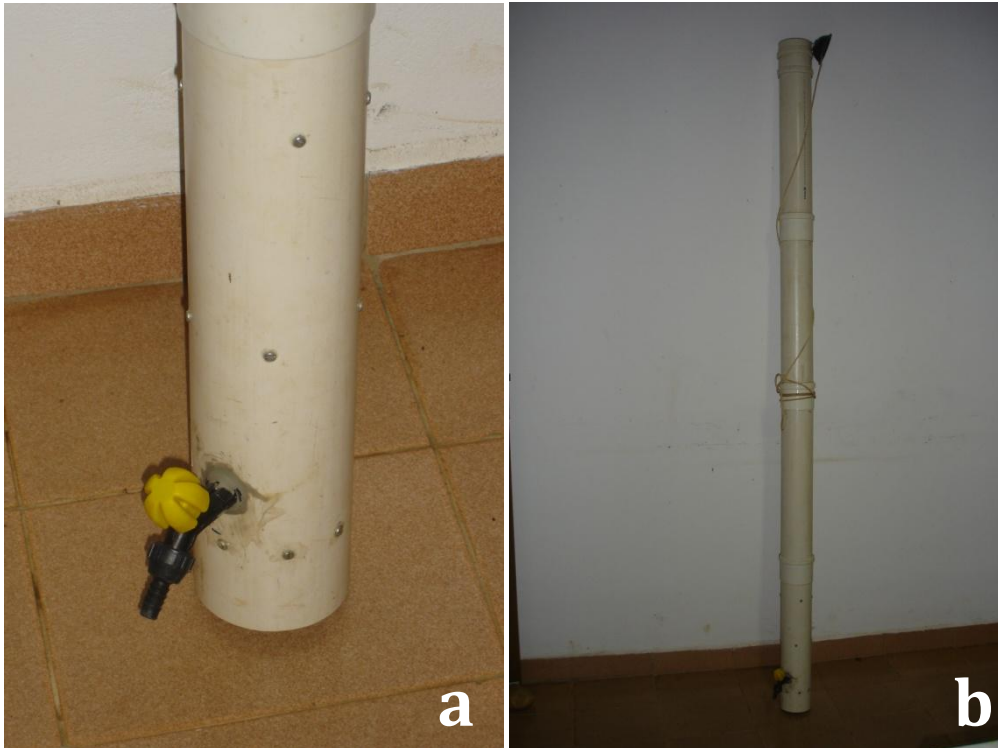


Figura 7 – Tubo amostrador. **a.** Parte inferior com torneira acoplada. **b.** Amostrador inteiro.

A primeira amostragem coletada visava obter material para análise das variáveis físicas e químicas da água, e de fitoplâncton. A água coletada para análise física e química era acondicionada em galões. A seguir, o amostrador era novamente inserido no *enclosure* e o conteúdo era recolhido no balde até a linha de 10L. A água presente no balde era então virado dentro de uma rede de zooplâncton com abertura de malha de 50 μ m. Mesmo procedimento foi repetido. Desta forma, em cada coleta, zooplâncton presente em 20L de água foi obtido.

Terminada a coleta, os galões eram levados ao laboratório, onde, após homogeneização, uma alíquota eram imediatamente acondicionada em frascos (para análise de nutrientes totais) e outra foi usada para determinação imediata de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. O restante da água foi filtrada em filtro Millipore AP40 (para análise de material em suspensão – total, orgânico e inorgânico, clorofila-a e feofitina-a). As amostras de água (nutrientes), assim como os filtros

(material em suspensão – total, orgânico e inorgânico, clorofila-a e feofitina-a) foram mantidas sob congelamento para posterior análise.

Foram analisados oxigênio dissolvido (Winkler), pH (potenciômetro), condutividade elétrica (condutivímetro), fósforo total (digestão segundo Valderrama, 1981; análise segundo Strickland e Parsons, 1960), nitrogênio total (digestão segundo Valderrama, 1981; análise segundo Mackereth et al., 1978), material em suspensão – total, orgânico e inorgânico (Teixeira e Kutner, 1962), clorofila-a e feofitina-a (Nusch, 1980). As análises físico-químicas da água, de clorofila-a e de feofitina-a foram realizadas em duplicata. A saturação de oxigênio foi calculada segundo Golterman et al. (1978). Como a amostra coletada era de coluna de água com altura de 1,8m foi usada a média das temperaturas obtidas até essa profundidade para este cálculo.

As amostras de fitoplâncton (200mL), tanto para análise quantitativa quanto qualitativa, foram fixadas com solução de lugol (Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001). A densidade total e de táxons (até o nível de família, gênero ou espécie) foi realizada por meio de contagem em câmara após sedimentação (Utermöhl, 1958). Os organismos foram identificados e contados até 100 indivíduos do táxon mais abundante ou até atingirem a curva de rarefação em microscópio invertido em aumento de 400x.

Vinte litros de amostra foram usados para a determinação da abundância total e relativa do zooplâncton (até o nível de gênero ou espécie). Os organismos zooplanctônicos foram fixados para ambas as análises. A contagem foi em câmara Sedgwick-Rafter de 1mL de volume em microscópio para Rotifera e nauplius e cubeta quadriculada em lupa e eventual lâmina em microscópio para Cladocera e Copepoda. Foram contados no mínimo 150 indivíduos de cada subamostra. Se a subamostra não contivesse o número mínimo referido acima, a amostra total foi contada.

4.2.3 – Chaves de Identificação

4.2.3.1 – Zooplâncton

Para a identificação de Rotifera foram usadas os trabalhos de Koste (1978a, 1978b), Pontin (1978) e para o gênero *Lecane* o de Segers (1995). Para Cladocera foi usado o manual de Elmoor-Loureiro (1997). Para Copepoda Calanoida foi usado Sendacz e Kubo (1982) e Santos-Silva (2000) e para Cyclopoida foi usada a chave de Reid (1985).

4.2.3.2 – Fitoplâncton

Para a identificação do fitoplâncton foram usados os trabalhos de: Geitler (1932); Patrick e Reimer (1969;1975); Bicudo e Bicudo (1970); Round (1971); Bourrelly (1968; 1970; 1990); Tiffany e Britton (1971); Compère (1974;1975 a, b; 1976 a, b; 1977); Archbald (1983); Komárek e Fott (1986);Krammer e Lange-Bertalot (1991); Castro et al. (1991); Bicudo et al. (1992); Bicudo et al. (1993); Jati e Train (1994); Sant'Anna e Azevedo (1995); Azevedo et al. (1996) e Taniguchi (1998).

4.2.4 - Índices Biológicos

Os índices de Uniformidade e Diversidade de Shannon-Wiener, tanto para os dados de zooplâncton quanto para os dados de fitoplâncton, foram calculados por meio do programa Krebs Ecological Methodology para Windows versão 3.1 (1997). As fórmulas que este programa usa para tais cálculos encontram-se em Krebs (1989).

4.2.5 - Análises estatísticas

Os dados foram padronizados (transformação em log+1). As variáveis foram submetidas ao teste de Lilliefors e Shapiro-Wilk para testar sua normalidade. Mesmo

após a padronização, a maioria absoluta dos dados continuou apresentando distribuição não-normal.

Nos dados físicos e químicos da água foram realizadas MANOVAs para verificar diferenças significativas entre os tratamentos e os dias de coleta e a interação entre os dois. Quando houve diferença significativa entre os dias de coleta e os tratamentos foi aplicado o Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Para os dados de zooplâncton, em que as comparações foram feitas entre o mesmo grupo num mesmo tratamento em diferentes dias de coleta, ANOVAs (one-way) foram realizadas e quando apresentavam diferenças significativas, foi realizado o Teste de Tukey ($p < 0,05$).

5 – RESULTADOS

Não houve instalação de perífíton considerada excessiva em nenhum *enclosure*, apesar de haver variações aparentemente não ligadas a nenhum tratamento específico. Após a remoção dos *enclosures*, as paredes do plástico foram inspecionadas para verificação de possíveis orifícios. Nada foi encontrado, o que leva a crer que os *enclosures* não sofreram influência de fatores como colonização por perífíton, nem a introdução de água da lagoa.

Segundo dados da estação pluviométrica E-5-017 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (D. A. E. E.), localizada no município de Angatuba-SP, a cerca de 30 km do local de estudo, não houve chuva durante o período do experimento. A pluviosidade total de abril (mês anterior ao experimento) foi de 112,3 mm, sendo que o último com chuva foi dia 30 com 37,5 mm. Em maio, nos dias 2 a pluviosidade foi de 39,5 mm e no dia 3 de 27, mm. Portanto, é muito pouco provável que a pluviosidade tenha afetado os dados deste estudo.

5.1 - Dados físicos, químicos e biológicos da água

5.1.1 – Temperatura da água

Em 7/05/2008, iniciou-se dia nublado, passando a céu claro e no final com vento. O perfil de temperatura da água mostra tendência à isotermita pela manhã, passando a tendência à estratificação com o passar das horas (Tabela 2).

Em 13/05/2008, o dia estava nublado, e, ao final da coleta, ventou bastante. Nota-se que em todos os pontos houve isotermita ou tendência à isotermita (Tabela 3).

Tabela 2 – Perfil de temperatura da água da lagoa do Camargo na coleta do dia 07/05/08 (tratamentos, horário de coleta, temperatura do ar e temperatura da água de acordo com a profundidade). L: lagoa. 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem.

Tratamento	0	150	L	0	100	L	100	50	150	50	50	100	150	0	50	
Horário (h:min)	08:56	09:53	11:03	11:49	12:15	12:33	12:46	13:13	12:59	13:13	13:29	13:52	14:06	14:18	14:31	
Temp. Ar (°C)	12,2	14,0	21,0	24,0	27,0	27,0	26,0	27,5	26,0	27,5	26,0	26,0	24,0	27,0	26,0	
Prof.	0,0m	15,9	16,5	19,4	20,1	19,5	20,8	20,1	21,5	20,7	21,5	21,0	22,5	21,3	21,1	20,8
	0,1m	16,0	16,5	18,2	18,4	18,6	18,0	17,6	19,3	20,0	19,3	19,5	19,2	19,2	20,6	19,1
	0,2m	16,1	16,5	17,2	18,0	17,2	18,0	17,4	17,1	17,3	17,1	18,3	18,4	18,0	19,5	18,9
	0,3m	16,0	16,5	16,9	17,5	17,0	17,4	17,4	17,0	17,2	17,0	17,5	18,2	17,1	17,5	18,2
	0,4m	16,1	16,5	16,9	17,1	17,0	17,4	17,0	16,9	17,2	16,9	17,2	18,1	16,8	17,3	18,2
	0,5m	16,1	16,5	16,9	17,1	16,9	17,3	16,9	16,9	17,1	16,9	17,1	17,4	16,6	17,1	17,7
	0,6m	16,1	16,5	16,9	17,1	16,8	17,2	16,8	16,8	17,0	16,8	17,0	17,1	16,5	17,1	17,3
	0,7m	16,1	16,5	16,9	17,0	16,7	17,1	16,7	16,7	16,8	16,7	16,9	16,9	16,4	17,0	17,0
	0,8m	16,1	16,5	16,9	17,0	16,7	16,9	16,7	16,6	16,7	16,6	16,8	16,9	16,4	17,0	17,0
	0,9m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,7	16,9	16,6	16,6	16,7	16,6	16,7	16,9	16,4	17,0	16,9
	1,0m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,7	16,9	16,6	16,6	16,7	16,6	16,7	16,9	16,4	17,0	16,8
	1,1m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,7	16,9	16,6	16,6	16,7	16,6	16,6	16,9	16,3	16,8	16,8
	1,2m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,7	16,6	16,6	16,6	16,7	16,6	16,6	16,8	16,2	16,8	16,7
	1,3m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,7	16,2	16,8	16,7
	1,4m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,7	16,2	16,7	16,7
	1,5m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,7	16,2	16,7	16,7
	1,6m	16,1	16,5	16,9	16,9	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,7	16,2	16,7	16,7
	1,7m	16,1	16,5	16,5	16,9	16,6	16,5	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,7	16,2	16,7	16,7
	1,8m	16,1	16,5	16,5	16,8	16,6	16,5	16,6	16,6	16,6	16,6	16,6	16,7	16,2	16,7	16,7

Tabela 3 - Perfil de temperatura da água da lagoa do Camargo na coleta do dia 13/05/08 (tratamentos, horário de coleta, temperatura do ar e temperatura da água de acordo com a profundidade). L: lagoa. 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem.

Tratamento	150	L	0	0	100	50	150	100	L	100	50	0	L	150	50	
Horário (h:min)	08:21	08:48	09:07	09:24	09:38	09:55	10:09	10:20	10:40	10:52	11:03	11:58	12:09	12:22	12:34	
Temp. Ar (°C)	15,0	14,5	15,0	16,5	16,5	16,5	17,0	18,0	17,5	17,5	18,0	19,0	18,7	18,7	18,0	
Prof.	0,0m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,1m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,2m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,3m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,4m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,5m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,6m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,7m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,8m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	0,9m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	1,0m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	1,1m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	1,2m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	1,3m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	1,4m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,9	16,7
	1,5m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,8	16,7
	1,6m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,8	16,7
	1,7m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,8	16,7
	1,8m	16,4	16,6	16,4	16,4	16,4	16,4	16,5	16,5	16,6	16,6	16,6	16,7	16,9	16,8	16,7

Em 19/05/2008, ocorreu um pouco de neblina nas primeiras horas de coleta, mas o dia estava claro e sem vento. Nesta coleta, nota-se tendência à estratificação térmica em todos os locais de medida (Tabela 4).

Na última amostragem (25/05/2008), foi verificado um pouco de nebulosidade durante o dia e vento constante, porém brando. Nas três primeiras medidas houve isotermia. A seguir, tendência a estratificação foi constatada por volta das 9:00h (Tabela 5).

Tabela 4 - Perfil de temperatura da água da lagoa do Camargo na coleta do dia 19-05-08 (tratamentos, horário de coleta, temperatura do ar e temperatura da água de acordo com a profundidade). L: lagoa. 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem.

Tratamento	150	L	0	0	100	50	L	150	100	50	0	100	150	L	50	
Horário (h:min)	08:33	08:51	08:51	09:22	09:36	10:06	10:09	10:22	10:40	10:55	11:09	11:23	11:37	11:51	12:01	
Temp. Ar (°C)	15,2	17,2	17,2	19,8	19,0	18,5	21,0	20,5	20,0	21,0	22,0	22,2	24,5	24,9	22,0	
Prof.	0,0m	18,2	17,9	17,8	18,2	18,6	18,6	19,0	19,5	19,9	21,0	20,8	20,0	22,5	21,3	23,4
	0,1m	18,2	17,9	17,8	18,2	18,6	18,6	18,7	19,5	19,5	21,0	20,5	19,7	22,5	21,3	22,6
	0,2m	18,2	17,9	17,8	18,1	18,5	18,6	18,7	19,3	19,4	20,7	20,2	19,4	20,6	21,3	21,4
	0,3m	18,2	17,9	17,8	18,0	18,5	18,6	18,6	19,1	19,4	20,1	19,6	19,3	20,0	20,6	20,6
	0,4m	18,2	17,9	17,8	18,0	18,4	18,6	18,4	19,1	19,3	19,5	19,5	19,3	19,9	20,3	20,0
	0,5m	18,2	17,9	17,7	17,9	18,4	18,5	18,2	18,3	19,0	19,3	19,4	19,3	19,6	19,8	19,9
	0,6m	18,0	17,9	17,7	17,9	18,3	18,5	18,0	18,3	18,7	19,3	18,7	19,1	19,3	19,8	19,8
	0,7m	17,4	17,9	17,6	17,6	18,1	18,3	17,8	18,0	18,5	19,0	18,6	19,0	19,0	19,4	19,5
	0,8m	17,4	17,5	17,5	17,6	18,0	18,2	17,8	17,9	18,4	18,9	18,6	18,7	18,8	19,4	19,4
	0,9m	17,4	17,2	17,3	17,6	17,8	18,0	17,8	17,7	18,3	18,8	18,6	18,4	18,6	18,6	19,1
	1,0m	17,4	17,1	17,2	17,5	17,7	18,0	17,8	17,6	18,0	18,7	18,5	18,2	18,4	18,5	19,0
	1,1m	17,2	17,0	17,1	17,4	17,7	18,0	17,8	17,5	18,0	18,5	18,4	18,1	18,2	18,4	18,8
	1,2m	17,2	16,9	17,0	17,4	17,6	18,0	17,7	17,5	17,9	18,5	18,3	18,1	18,2	18,3	18,5
	1,3m	17,2	16,8	17,0	17,3	17,5	18,0	17,6	17,5	17,8	18,5	18,2	18,1	18,1	18,2	18,5
	1,4m	17,0	16,8	17,0	17,1	17,4	17,9	17,6	17,5	17,8	18,5	18,2	18,1	18,1	18,1	18,5
	1,5m	16,9	16,8	17,0	17,1	17,4	17,9	17,6	17,5	17,7	18,3	18,2	18,1	18,1	18,0	18,5
	1,6m	16,9	16,8	16,9	17,1	17,3	17,9	17,6	17,5	17,6	18,3	18,1	18,1	18,0	18,0	18,5
	1,7m	16,9	16,8	16,8	17,1	17,2	17,9	17,5	17,5	17,1	18,3	18,1	18,1	17,9	18,0	18,5
	1,8m	16,9	16,6	16,7	17,1	17,2	17,9	17,5	17,5	17,1	18,3	18,0	18,1	17,9	18,0	18,5

Tabela 5 - Perfil de temperatura da água da lagoa do Camargo na coleta do dia 25/05/08 (tratamentos, horário de coleta, temperatura do ar e temperatura da água de acordo com a profundidade). L: lagoa. 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem.

Tratamento	150	L	0	0	100	L	50	150	100	50	0	100	150	L	50	
Horário (h:min)	08:35	08:49	08:56	09:05	09:17	09:34	09:38	09:48	09:58	10:12	10:19	10:30	10:41	10:49	10:58	
Temp. Ar (°C)	16,5	16,5	16,5	16,5	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	19,0	20,0	20,0	20,0	20,0	
Prof.	0,0m	18,7	19,0	18,7	19,2	19,3	19,9	19,5	19,3	19,9	20,0	20,7	20,5	20,3	20,7	
	0,1m	18,7	19,0	18,7	19,2	19,3	19,9	19,3	19,3	19,9	19,9	20,0	19,8	20,5	20,1	20,4
	0,2m	18,7	19,0	18,7	19,2	19,3	19,9	19,3	19,1	19,5	19,8	20,0	19,5	20,1	19,8	19,9
	0,3m	18,7	19,0	18,7	19,2	19,3	19,9	19,2	19,1	19,5	19,5	19,9	19,4	19,8	19,2	19,8
	0,4m	18,7	19,0	18,7	19,2	19,3	19,8	19,2	19,1	19,3	19,4	19,5	19,3	19,5	19,2	19,4
	0,5m	18,7	19,0	18,7	19,1	19,3	19,8	19,2	19,1	19,3	19,4	19,4	19,2	19,1	19,1	19,3
	0,6m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,3	19,8	19,2	19,0	19,3	19,3	19,4	19,1	19,0	19,1	19,2
	0,7m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,2	19,6	19,2	19,0	19,2	19,2	19,2	19,1	19,0	19,1	19,1
	0,8m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,2	19,5	19,2	19,0	19,2	19,1	19,1	19,0	18,9	19,1	19,1
	0,9m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,2	19,4	19,1	19,0	19,2	19,1	19,1	19,0	18,9	19,1	19,0
	1,0m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,2	19,3	19,1	19,0	19,1	19,0	19,1	19,0	18,9	19,0	18,9
	1,1m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,2	19,3	19,1	19,0	19,1	19,0	19,1	18,9	18,9	19,0	18,9
	1,2m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,1	19,0	19,1	18,9	19,1	18,9	18,9	19,0	18,8
	1,3m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,0	19,0	19,0	18,9	19,0	18,9	18,9	18,9	18,8
	1,4m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,0	19,0	19,0	18,9	19,0	18,9	18,9	18,9	18,8
	1,5m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,0	19,0	19,0	18,9	19,0	18,9	18,8	18,9	18,8
	1,6m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,0	19,0	19,0	18,9	18,9	18,8	18,8	18,9	18,8
	1,7m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,0	19,0	19,0	18,9	18,9	18,8	18,8	18,9	18,8
	1,8m	18,7	19,0	18,7	19,0	19,1	19,3	19,0	19,0	19,0	18,9	18,9	18,8	18,8	18,7	18,8

5.1.2 – Dados físicos, químicos e biológicos da água

As médias e desvios padrão do pH (Figura 8), condutividade (Figura 9), oxigênio dissolvido (Figura 10), saturação de oxigênio dissolvido (Figura 11), fósforo total (Figura 12), nitrogênio total (Figura 13), material em suspensão total – MST (Figura 14), material em suspensão orgânico – MSO (Figura 15), material em suspensão inorgânico – MSI (Figura 16), clorofila-a (Figura 17) e feofitina-a (Figura 18) em cada coleta são apresentadas a seguir.

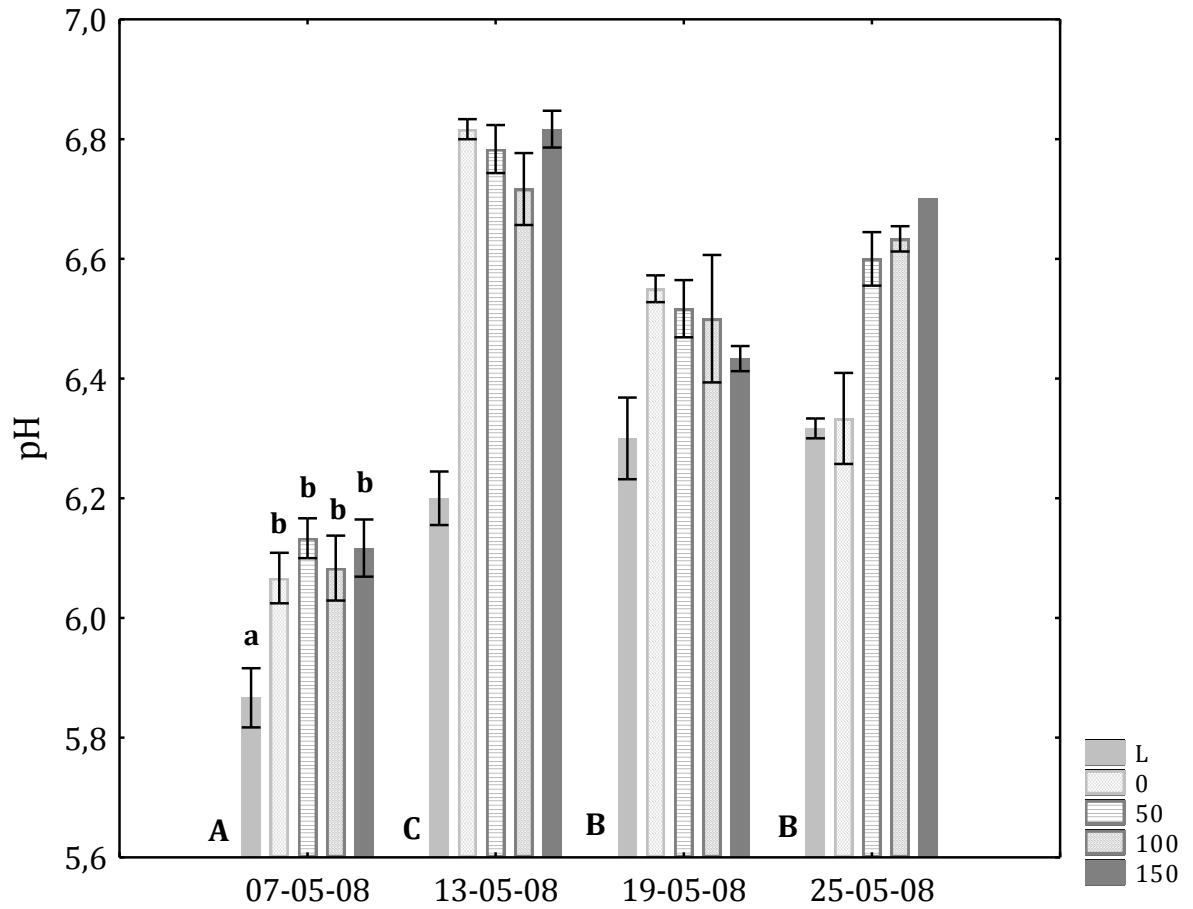


Figura 8 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) do pH da água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A**, **B** e **C**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=147,1$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=35,8$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

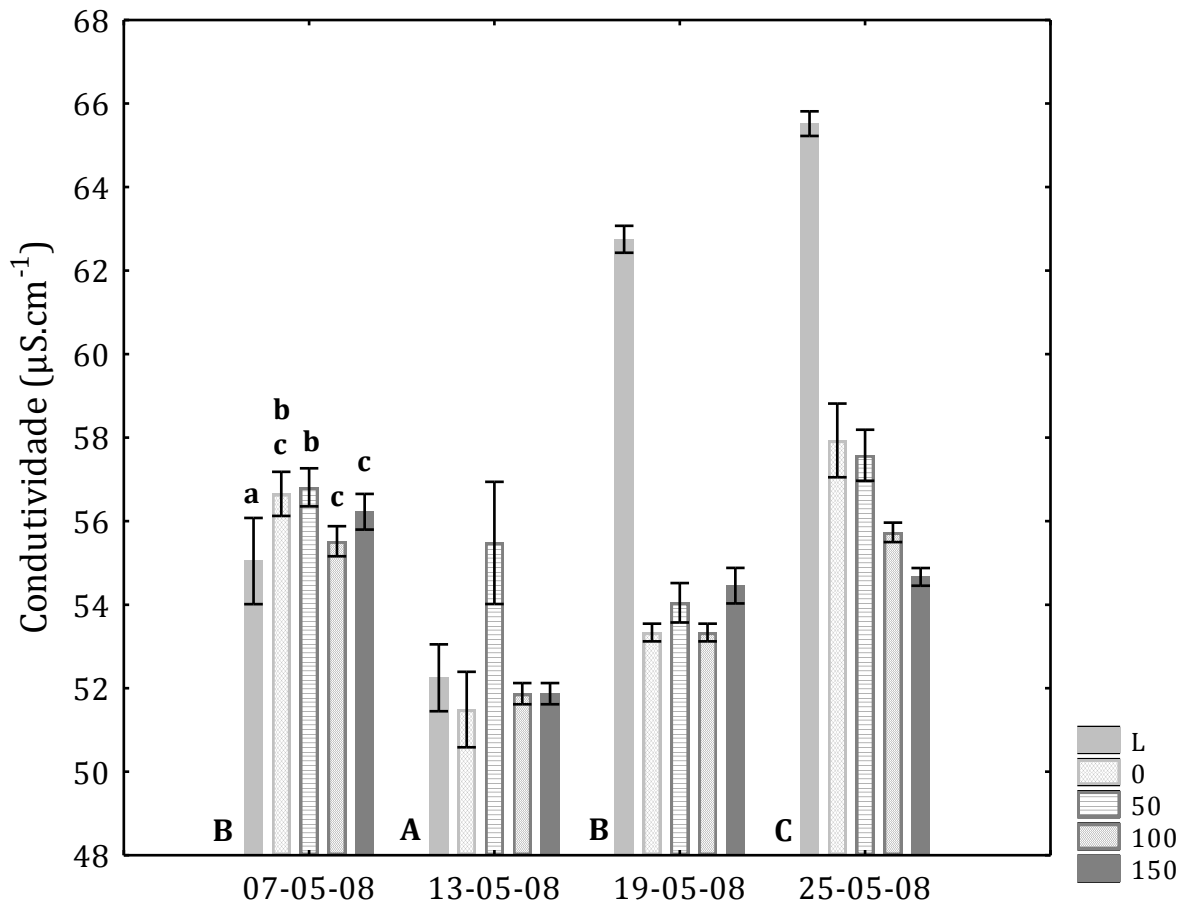


Figura 9 – Médias (barra) e desvios-padrão (linhas verticais) da condutividade elétrica da água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A**, **B** e **C**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=71,1$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=39,1$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

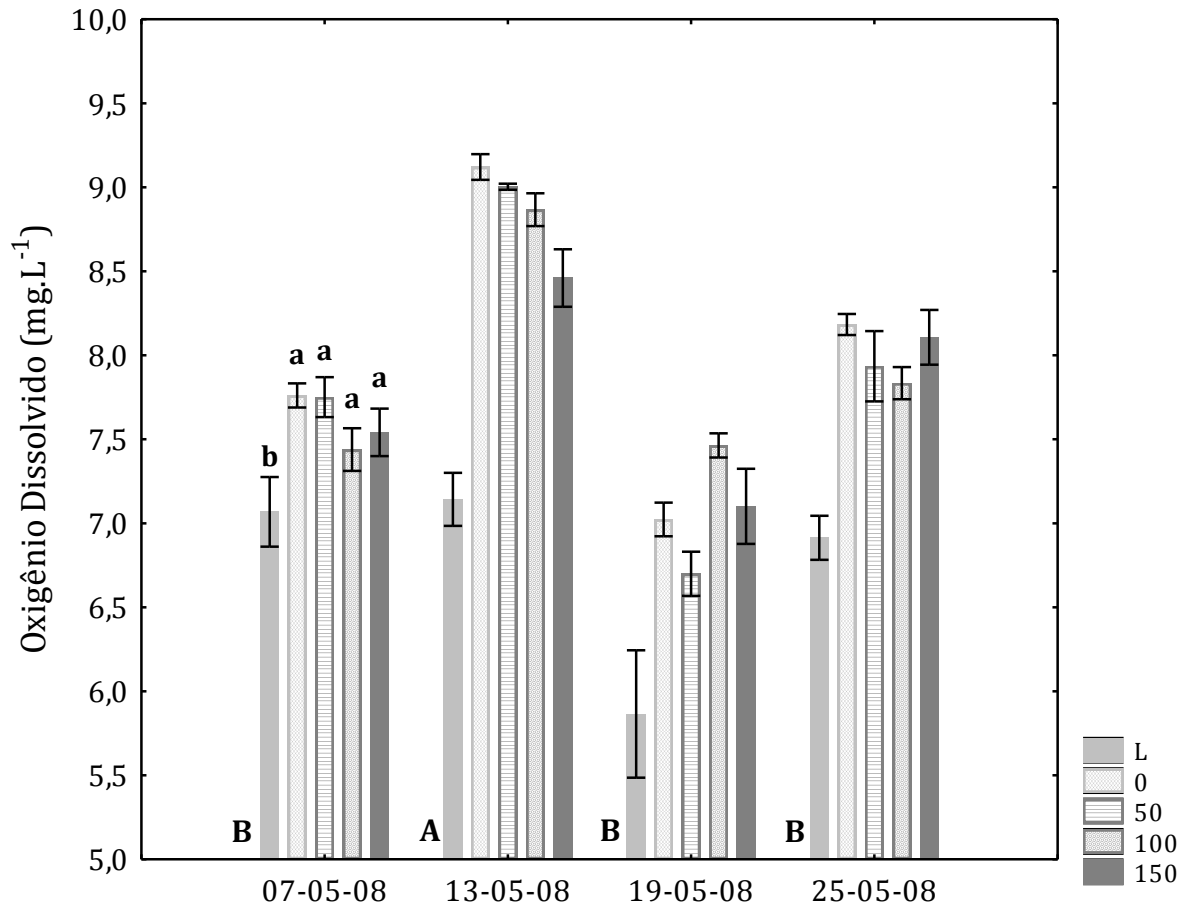


Figura 10 – Médias (barra) e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de oxigênio dissolvido na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A** e **B**: diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=99,18$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a** e **b**: diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=44,52$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

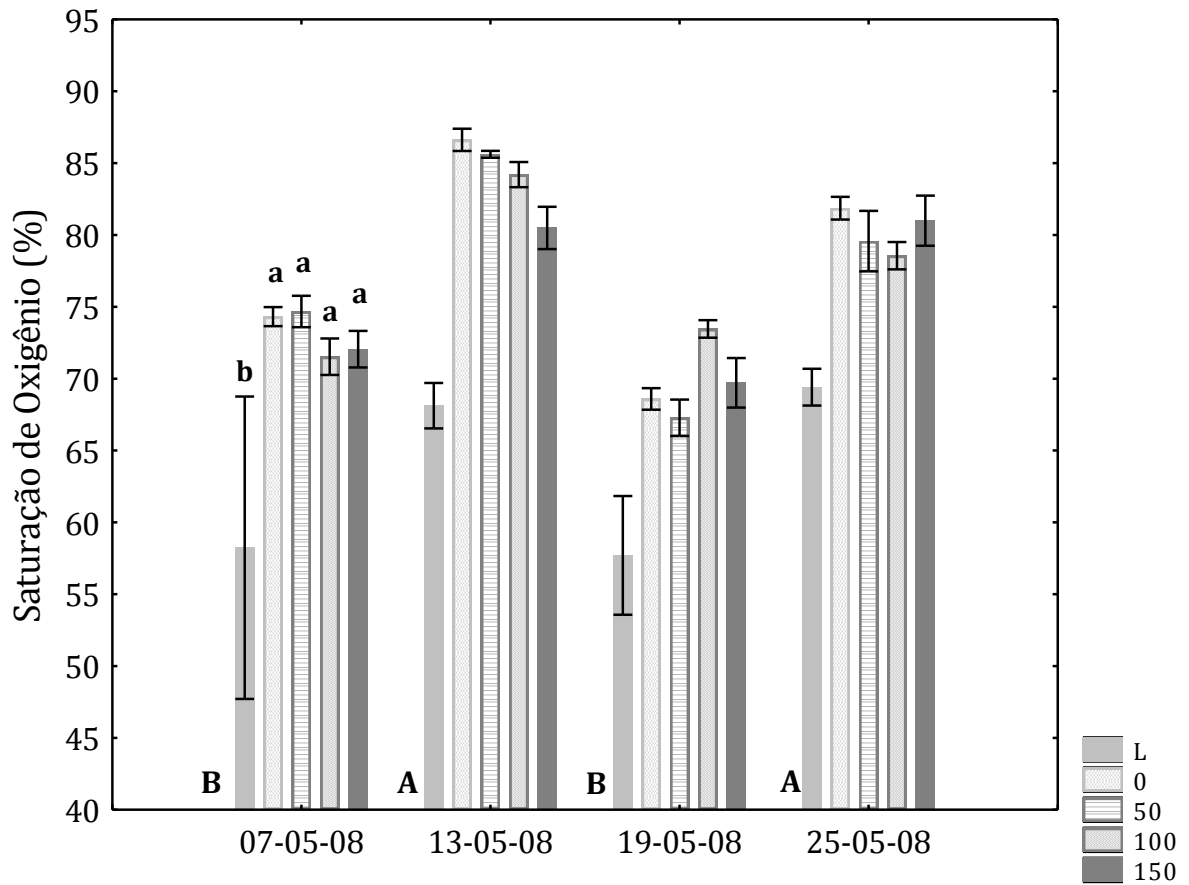


Figura 11 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) da saturação de oxigênio dissolvido na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A** e **B**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=26,83$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=19,04$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

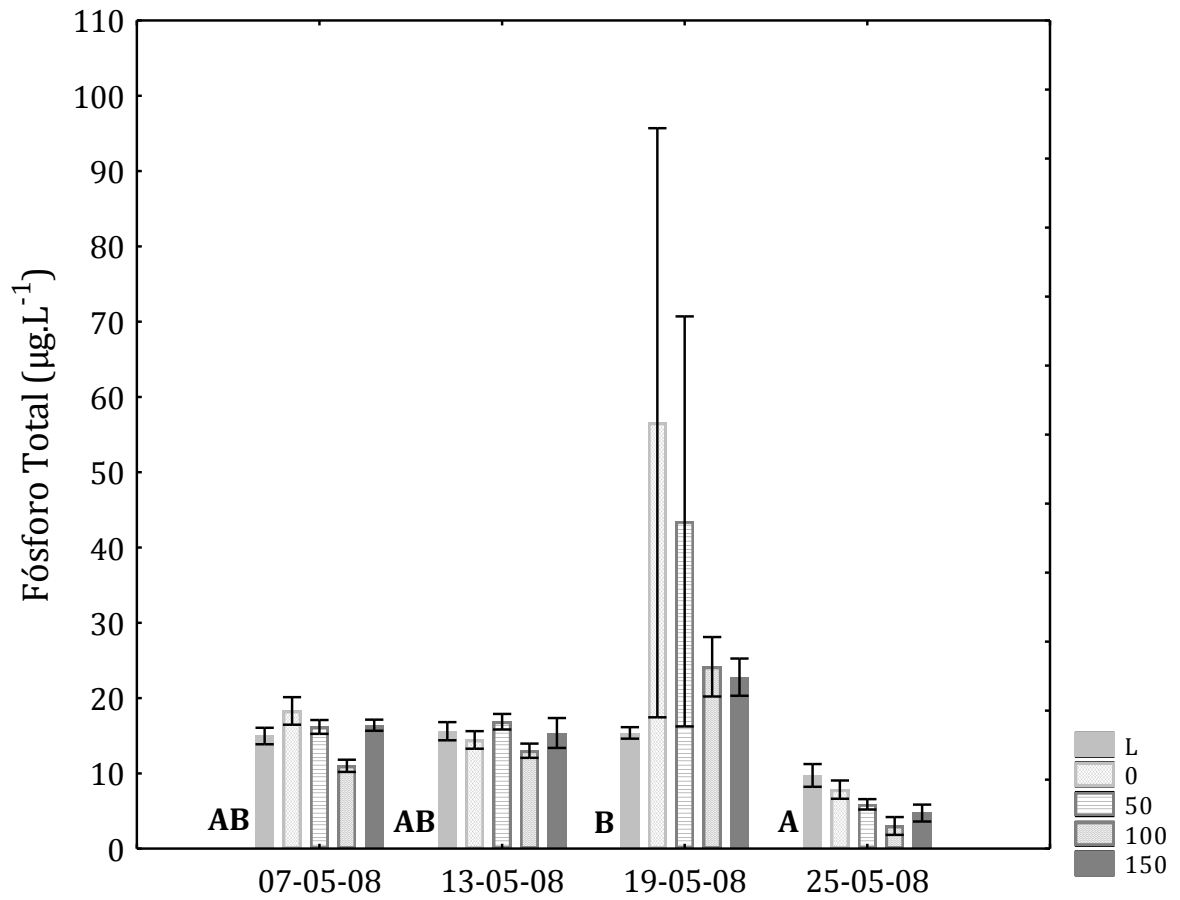


Figura 12 – Médias (barra) e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de fósforo total na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A** e **B**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=26,83$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

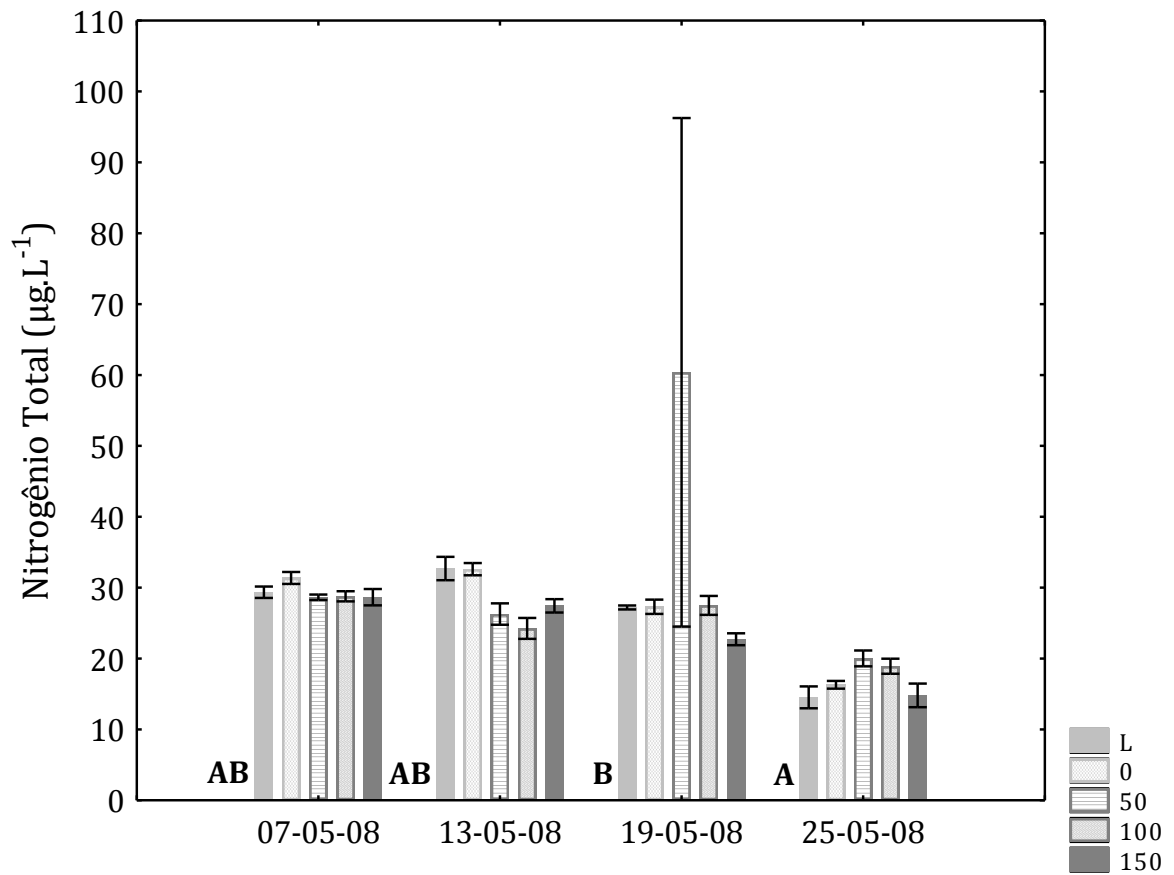


Figura 13 – Médias e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de nitrogênio total na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A** e **B**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=3,722$ $p=0,001$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

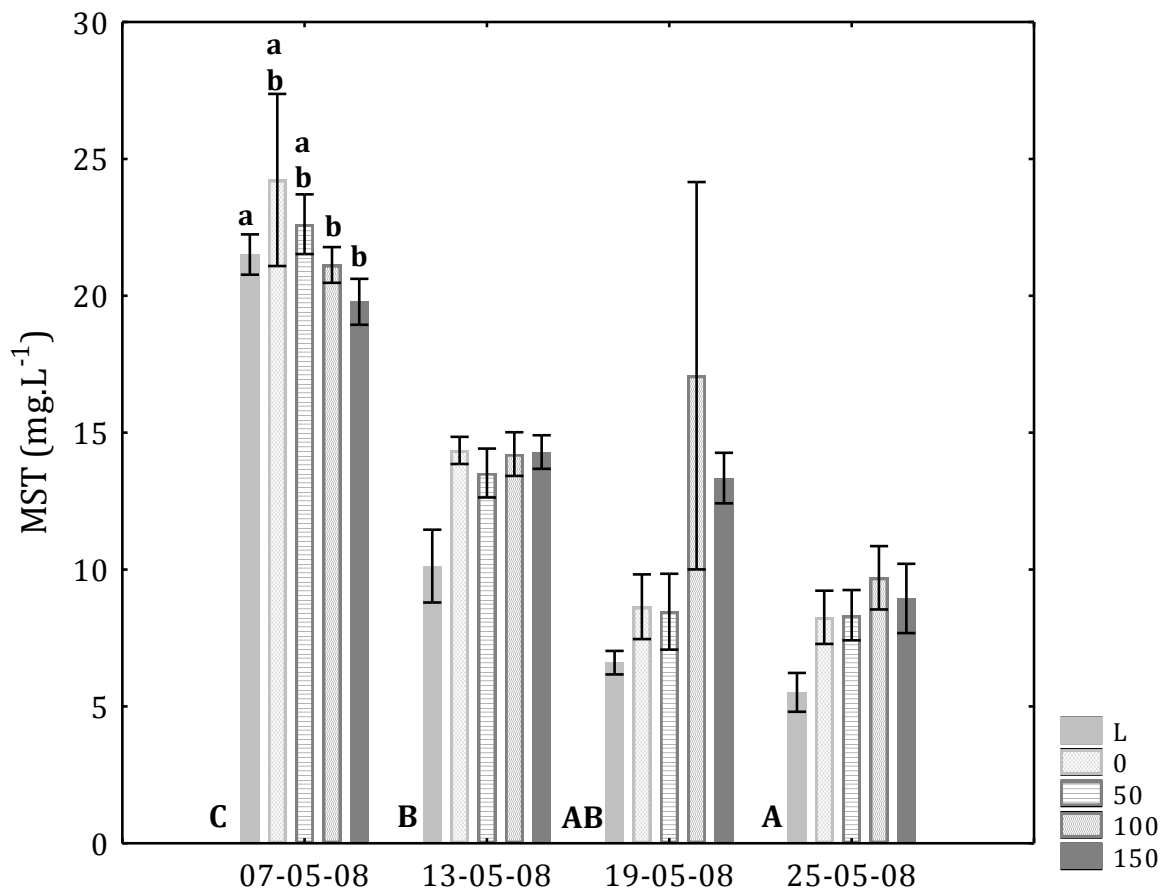


Figura 14 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de material em suspensão total (MST) na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A, B e C**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=46,215$ $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a e b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=2,937$, $p=0,024$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

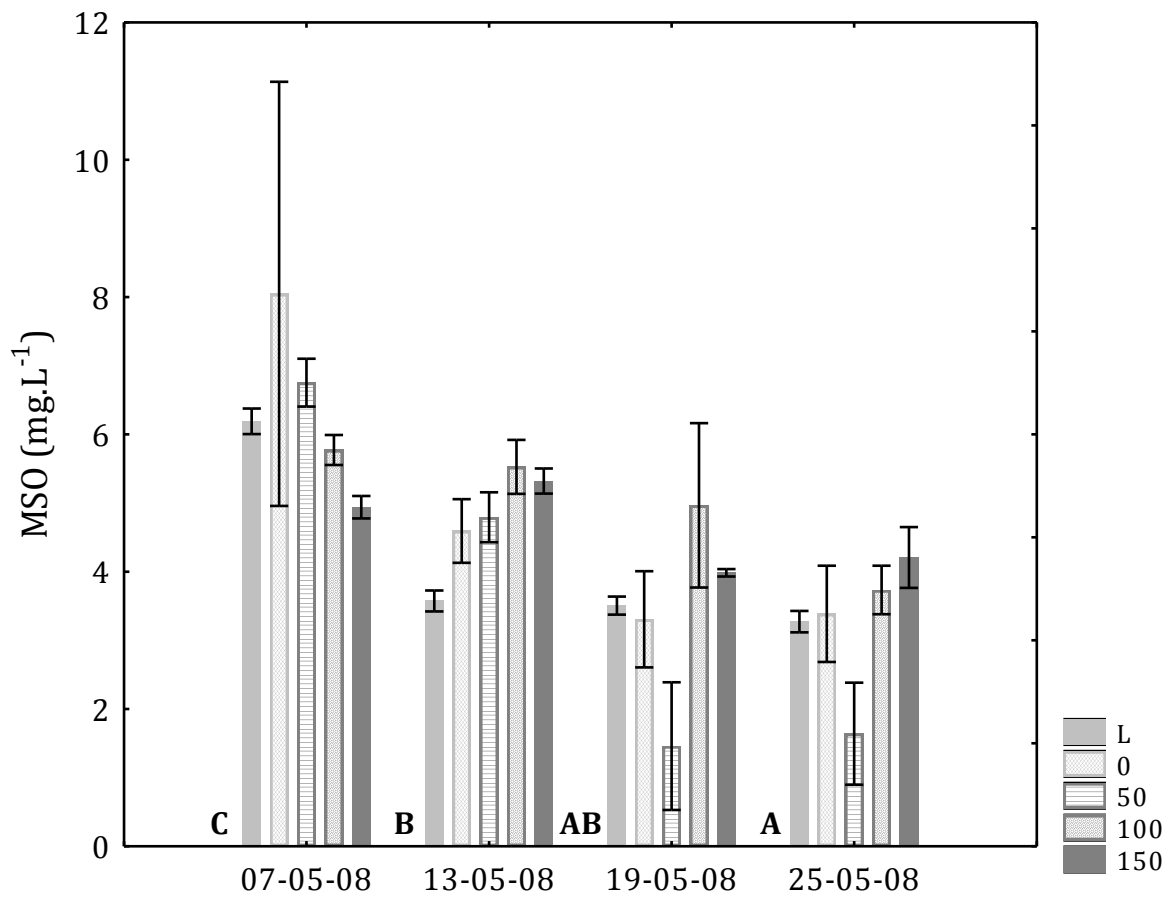


Figura 15 – Médias e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de material em suspensão orgânico (MSO) na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A**, **B** e **C**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=46,215$ $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

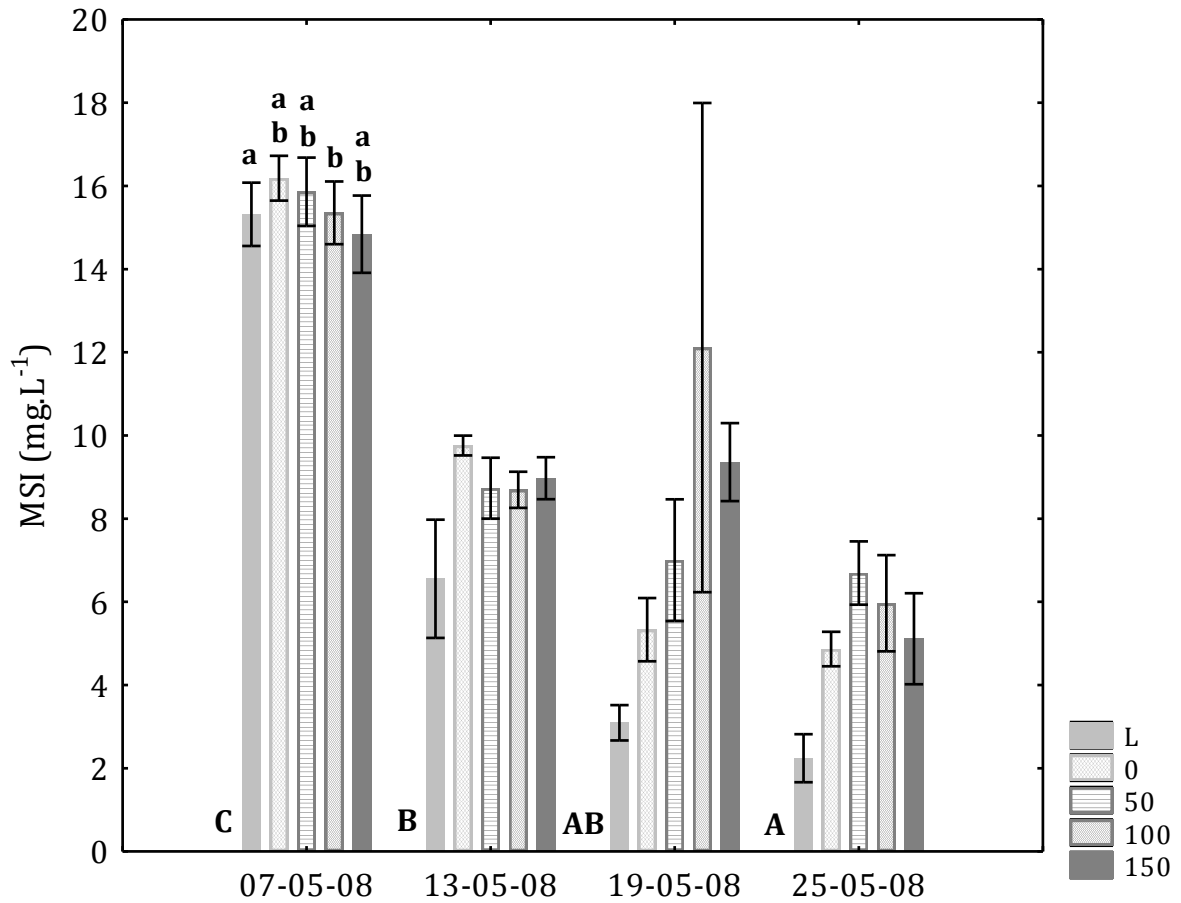


Figura 15 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de material em suspensão inorgânico (MSI) na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A**, **B** e **C**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=46,215$ $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=3,226$, $p=0,016$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

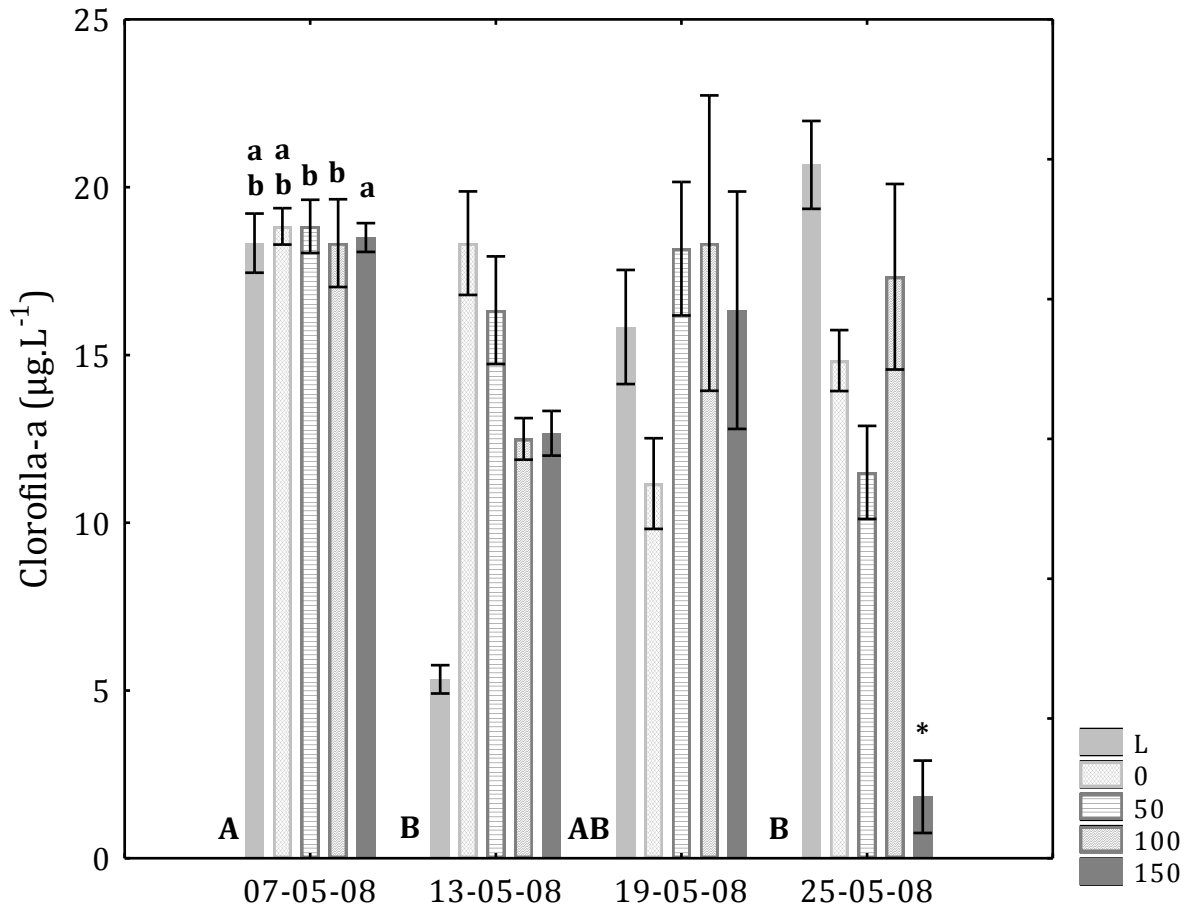


Figura 16 – Médias e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de clorofila-a na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A** e **B**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=10,772$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=3,673$, $p=0,008$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). * - tratamento e coleta significativamente diferente de qualquer outra coleta x tratamento do experimento (MANOVA - interação coleta x tratamento: $F=7,720$, $p=0,000$).

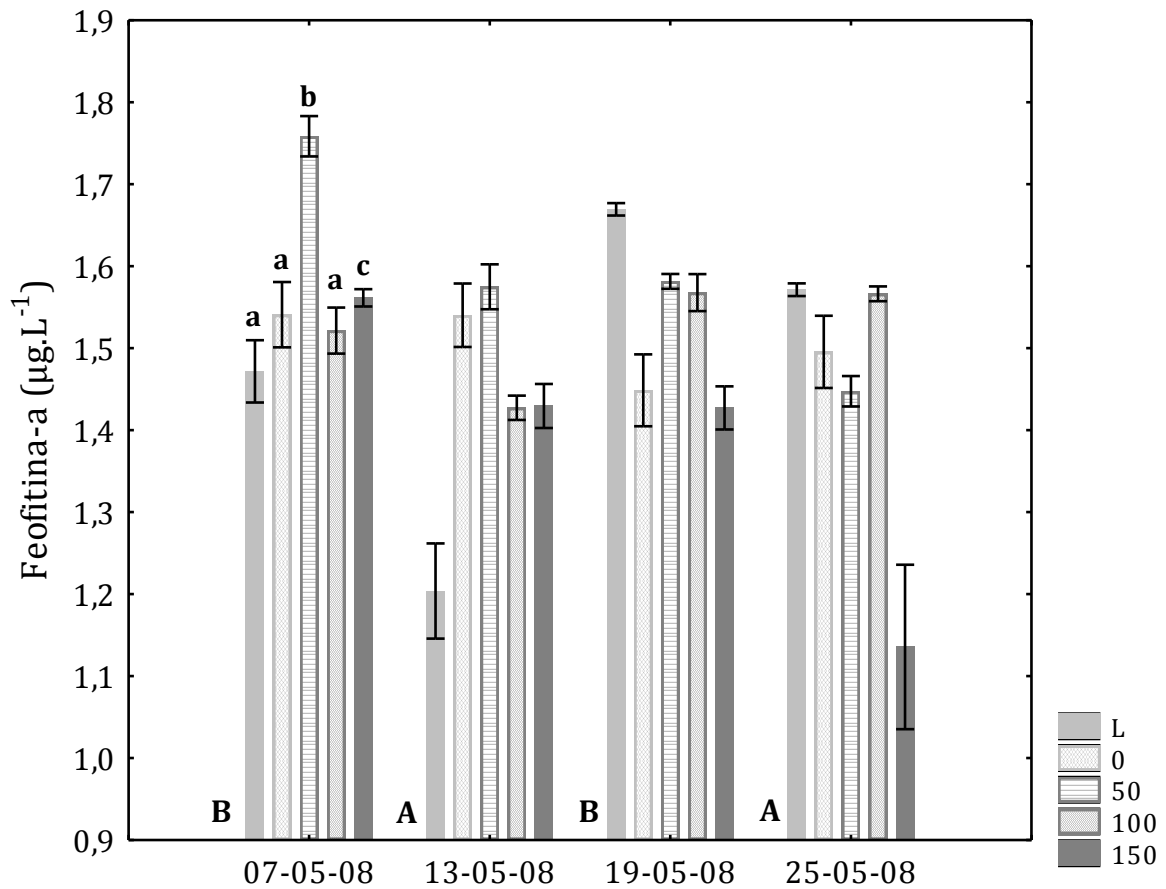


Figura 16 – Médias e desvios-padrão (linhas verticais) da concentração de clorofila-a na água em função da coleta e do tratamento. L: lagoa; 0, 50, 100 e 150: tratamentos de acordo com a porcentagem de variação da densidade normal do zooplâncton em porcentagem. **A** e **B**: letras diferentes representam diferenças significativas entre as coletas (MANOVA: $F=10,772$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$). **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre os tratamentos de todas as coletas (MANOVA: $F=16,03$, $p=0,000$, seguida por Teste de Tukey, $p<0,05$).

5.2 – Zooplâncton

5.2.1 – Lista de táxons encontrados por grupo

Lista de táxons de Rotifera, Cladocera e Copepoda é apresentada nas Tabelas 5, 6 e 7, respectivamente.

Tabela 5 - Lista de táxons de Rotifera encontrados durante todo o experimento.

ROTIFERA

Família Brachionidae

- Anuraeopsis fissa* Gosse, 1851
- Brachionus dolabratus* Haring, 1915
- Brachionus falcatus* Zacharias, 1898
- Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)
- Keratella americana* Carlin, 1943
- Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)
- Keratella lenzi* Hauer, 1953
- Keratella tropica* (Apsten, 1907)
- Plationus patulus patulus macracanthus* (Daday, 1905)
- Plationus patulus patulus patulus* (Müller, 1786)

Família Conochilidae

- Conochilus coenobasis* (Skorikov, 1914)
- Conochilus natans* (Seligo, 1900)

Família Epiphanidae

- Epiphanes clavulata* (Ehrenberg, 1832)

Família Fosculariidae

- Sinantherina spinosa* (Thorpe, 1893)

Família Gastropodidae

- Ascomorpha ecaudis* Perty, 1850
- Gastropus stylifer* (Imhof, 1891)

Família Hexarthridae

- Hexarthra intermedia* Wiszniewski, 1929

Família Lecanidae

- Lecane bulla* (Gosse, 1851)
- Lecane decipiens* (Murray, 1913)
- Lecane elsa* Hauer, 1931
- Lecane leontina* (Turner, 1892)
- Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832)
- Lecane papuana* (Murray, 1913)
- Lecane pyriformis* (Daday, 1905)
- Lecane* sp.

Família Lepadellidae

- Lepadella patella patella* (Müller, 1786)

Família Mytilinidae

- Mytilina acantophora* Hauer, 1938

Família Scarididae

- Scaridium* sp.

Tabela 5 - Lista de táxons de Rotifera encontrados durante todo o experimento (cont.).

ROTIFERA

Família Synchaetidae

- Polyarthra vulgaris* Carlin, 1943
Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893

Família Testudinellidae

- Pompholix triloba* Pejler, 1957
Testudinella patina (Hermann, 1783)
Testudinella patina trilobata Anderson e Shephard, 1892

Família Trichocercidae

- Trichocerca braziliensis* (Murray, 1913)
Trichocerca chattoni (de Beauchamp, 1907)
Trichocerca elongata (Gosse, 1886)
Trichocerca insignis (Herrick, 1885)
Trichocerca porcellus (Gosse, 1851)
Trichocerca sp.

Família Trichotriidae

- Trichotria tetractis* (Ehrenberg, 1830)

Família Trochosphaeridae

- Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834)
Filinia opoliensis (Zacharias, 1898)
Filinia terminalis (Plate, 1886)
Filina sp.
-

Tabela 6 - Lista de táxons de Cladocera encontrados durante todo o experimento.

CLADOCERA**Família Bosminidae**

- Bosmina freyi* De Melo e Hebert, 1994 *
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904
Bosminopsis deitersi Richard, 1895

Família Chydoridae

- Alona intermedia* Sars, 1862 *
Camptocercus dadayi Stingelin, 1913 *
Kurzia polypina Hudec, 2000

Família Daphniidae

- Ceriodaphnia cornuta* f. *rigaudi* Sars, 1886
Ceriodaphnia reticulata (Jurine, 1820)
Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902
Daphnia ambigua Scourfield, 1947
Daphnia gessneri Herbst, 1967
Simocephalus latirostris Stingelin, 1906
Simocephalus serrulatus (Koch, 1841)

Família Macrothricidae

- Macrothrix spinosa* King, 1853 *

Família Moinidae

- Moina micrura* Kurz, 1874
Moina minuta Hansen, 1899
Moina reticulata (Daday, 1905)

Tabela 6 - Lista de táxons de Cladocera encontrados durante todo o experimento (cont.).

CLADOCERA**Família Sididae**

- Diaphanosoma birgei* Korineck, 1981
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901
Diaphanosoma fluviatil, Hansen 1899
Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1967

* *Bosmina longirostris* passou a ser classificada como *Bosmina (Sinobosmina) freyi* (Elmoor-Loureiro et al., 2004) após análise de material do local de estudo pela própria autora. Na Família Chydoridae, *Biapertura intermedia* voltou a seu nome original, *Alona intermedia* (Dumont & Silva-Briano, 2000). *Macrothrix spinosa* não foi considerada como sinônimo de *M. squamosa*. Contudo, mais trabalhos deverão ser realizados para esclarecer esta questão (Elmoor-Loureiro, 2011). Segundo Smirnov (1998), *Camptocercus dadayi* seria sinônimo de *Camptocercus australis*, que seria o nome válido. Neste trabalho o nome *Camptocercus dadayi* será mantido, pois tal questão deve ser ainda melhor investigada.

Tabela 7 – Lista de táxons de Copepoda encontrados durante todo o experimento.

COPEPODA**Calanoida**

- Notodiaptomus henseni* (Dahl, 1894)
Notodiaptomus iheringi (Wright, 1935)
Notodiaptomus sp.

Cyclopoida

- Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851)
Eucyclops sp.
Mesocyclops longisetus longisetus (Thiébaud, 1912)
Mesocyclops ogunnus Onabamiro, 1957
Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929)
Thermocyclops meridianus (Kiefer, 1926)

5.2.2 – Abundância Absoluta por grupo

A abundância absoluta de organismos de Rotifera, Cladocera e Copepoda é apresentada nos gráficos entre tratamentos na primeira coleta (Figura 17), para a lagoa (Figura 18), tratamento 0 (Figura 19), 50 (Figura 20), 100 (Figura 21) e 150 (Figura 22). Como a variação numérica foi muito grande, não foi possível padronizar a escala dos gráficos para facilitar a comparação.

Para verificar se houve diferença significativa entre os tratamentos, foi realizada uma ANOVA por grupo para a primeira coleta (Figura 17). Diferenças significativas na abundância absoluta de Rotifera, Cladocera e Copepoda entre a lagoa e os diferentes

tratamentos foram registradas na primeira coleta. Menores abundâncias foram encontradas na lagoa. Maiores abundâncias dos três grupos foram verificadas no tratamento 0, ao contrário do esperado. Um gradiente de aumento para os cladóceros e de decréscimo para rotíferos foi detectado nos tratamentos 50, 100 e 150.

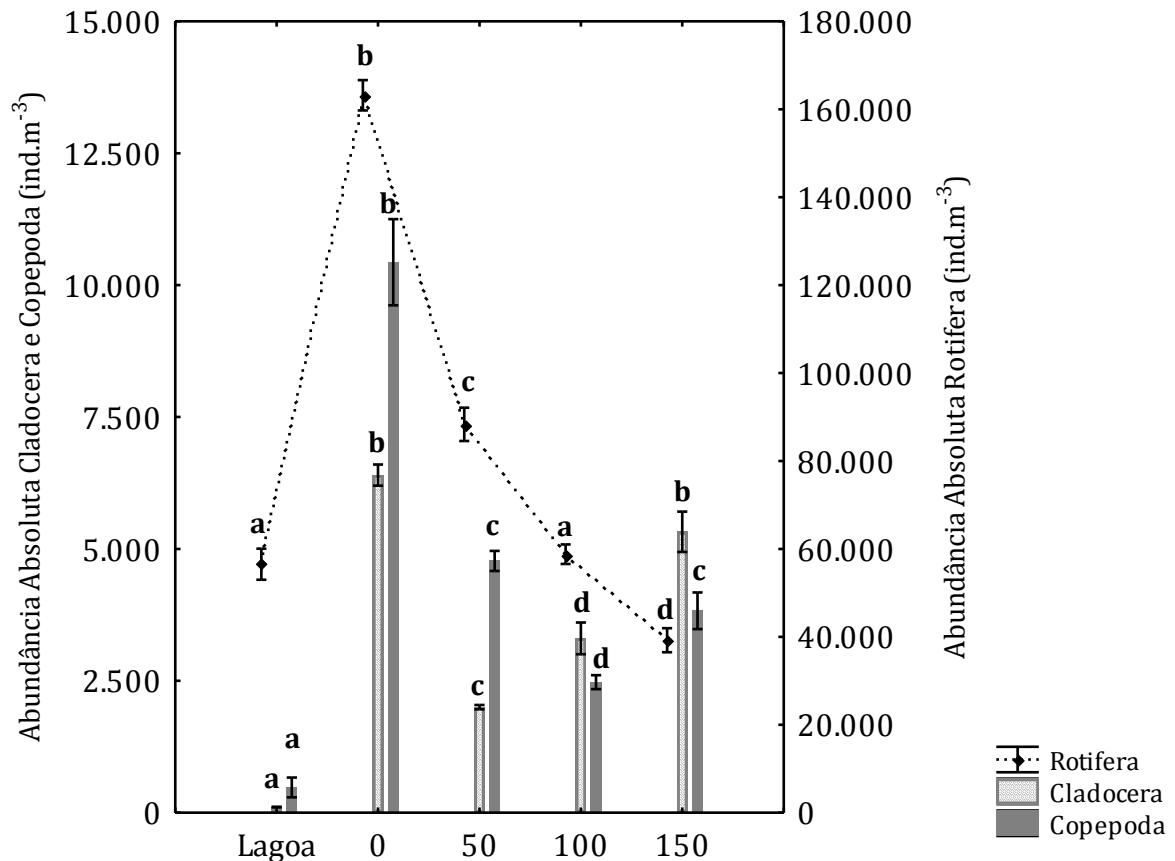


Figura 17- Médias (barras para Cladocera e Copepoda, eixo y esquerdo; losangos com linhas pontilhadas para Rotifera, eixo y direito) e desvios-padrão (linhas verticais) da abundância absoluta dos três grupos na Lagoa e nos tratamentos 0, 50, 100 e 150 na primeira coleta (07-05-08). **a, b e c:** letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: $F=235,552$, $p=0,000$; Cladocera - ANOVA: $F=114,519$, $p=0,000$; Copepoda - ANOVA: $F=79,85$, $p=0,000$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

Houve predomínio de Rotifera e Cladocera nas coletas realizadas na lagoa (com exceção da primeira coleta onde a abundância absoluta de Copepoda foi maior que a de Cladocera -Figura 18). A menor abundância absoluta média encontrada para Rotifera foi na coleta do dia 19/05/2008 (30.617 ind.m⁻³) e a maior na última coleta (25/05/2008) com 174.100 ind.m⁻³. Na primeira coleta (07/05/2008) a lagoa apresentou abundância

absoluta média de Cladocera de apenas 106 ind.m⁻³ e aumentou até chegar a 20.007 ind.m⁻³ no dia 19/05/2008. A abundância absoluta média de Copepoda apresentou padrão crescente, sendo menor em 07/05/2008 (479 ind.m⁻³) e maior em 25/05/2008 (13.524 ind.m⁻³).

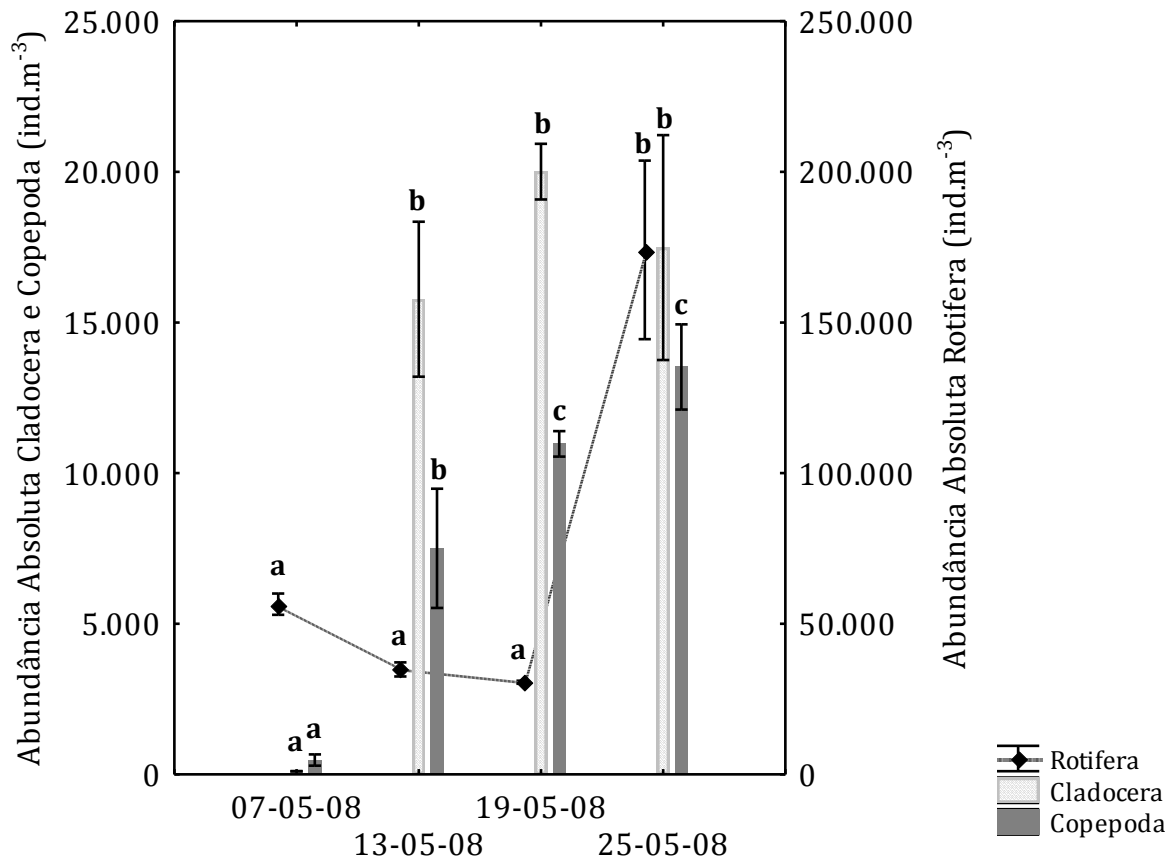


Figura 18 – Médias (barras para Cladocera e Copepoda, eixo y esquerdo; losangos com linhas pontilhadas para Rotifera, eixo y direito) e desvios-padrão (linhas verticais) da abundância absoluta dos três grupos na lagoa nos diferentes dias de coleta. **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: F=20,457, p=0,000; Cladocera – ANOVA: F=15,131, p=0,001; Copepoda – ANOVA: F=20,902, p=0,000; seguidas pelo Teste de Tukey, p<0,05).

A abundância absoluta de Rotifera no tratamento 0 (Figura 19) foi menor que 300.000 ind.m⁻³ até o dia 19/05/2008 e depois aumentou para 703.867 ind.m⁻³ na última coleta (25/05/2008). Cladocera apresentou um padrão crescente de abundância absoluta média. A menor abundância absoluta de Cladocera foi 6.400 ind.m⁻³ obtida na primeira coleta e a mais alta de foi de 14.192 ind.m⁻³ na última coleta. Copepoda

apresenta a maior abundância absoluta média na primeira coleta (10.433 ind.m⁻³) e foi reduzida até atingir o menor valor (5.646 ind.m⁻³) no dia 19/05/2008.

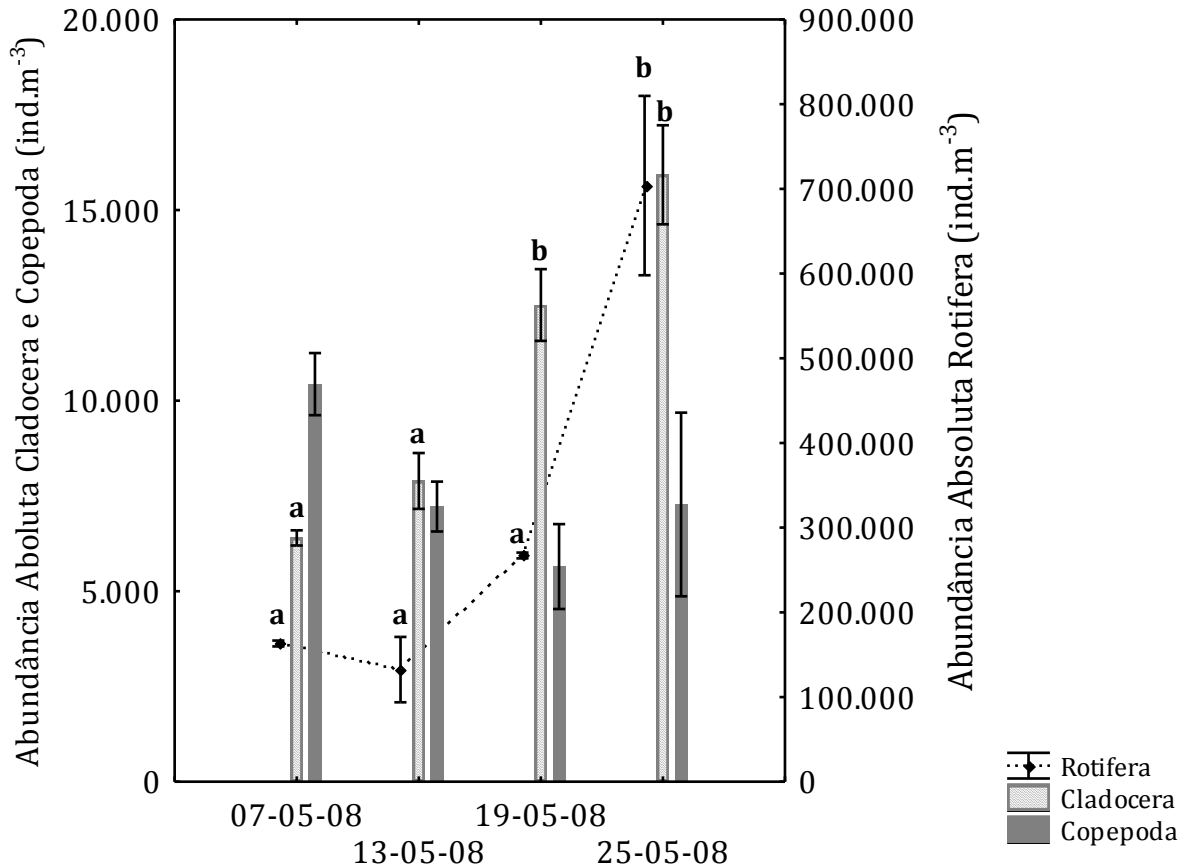


Gráfico 19 - Médias (barras para Cladocera e Copepoda, eixo y esquerdo; losangos com linhas pontilhadas para Rotifera, eixo y direito) e desvios-padrão (linhas verticais) da abundância absoluta dos três grupos no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: F=1,986, p=0,000; Cladocera - ANOVA: F=24,114, p=0,000; seguidas pelo Teste de Tukey, p<0,05).

Os rotíferos no tratamento 50 aumentaram continuamente (Figura 20), com abundância absoluta média menor na primeira coleta (88.333 ind.m⁻³) e máxima na última coleta (703.867 ind.m⁻³). Os cladóceros não apresentaram padrão distinto, com o menor abundância absoluta média na segunda coleta (1.319 ind.m⁻³) e densidade elevadíssima na seguinte (57.117 ind.m⁻³). A abundância total média dos copépodos do tratamento 50 não mostrou um padrão nítido. A menor abundância foi encontrada na

coleta do dia 13/05/2008 (3.697 ind.m⁻³) e a máxima no dia 19/05/2008 (10.649 ind.m³).

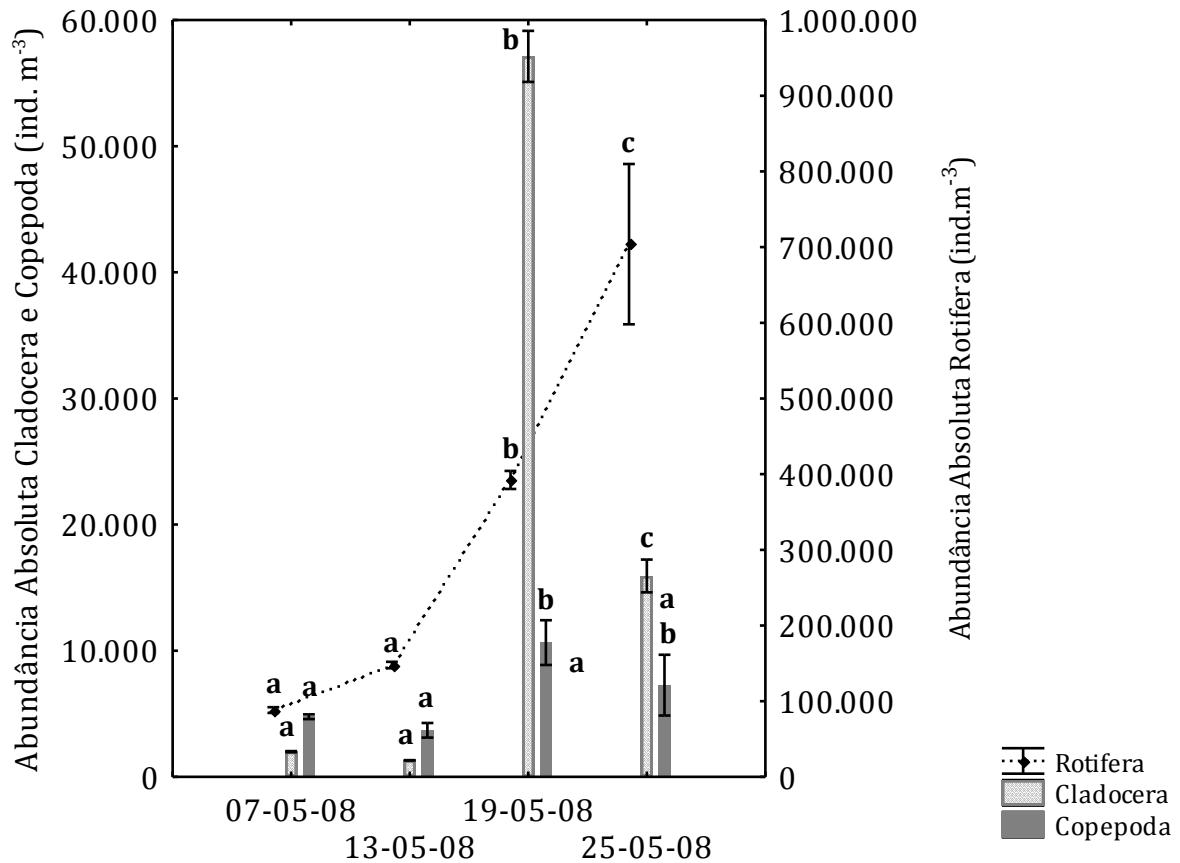


Gráfico 20 - Médias (barras para Cladocera e Copepoda, eixo y esquerdo; losangos com linhas pontilhadas para Rotifera, eixo y direito) e desvios-padrão (linhas verticais) da abundância absoluta dos três grupos no tratamento 50 os diferentes dias de coleta. **a, b e c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: $F=27,536$, $p=0,000$; Cladocera - ANOVA: $F=475,307$, $p=0,000$; Copepoda - ANOVA: $F=4,010$, $p=0,049$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A abundância total média dos rotíferos, cladóceros e copépodos do tratamento 100 apresentou nítido padrão crescente nos seus valores para todos os grupos (Figura 21). Os Rotifera apresentaram a menor abundância na primeira coleta (176.375 ind.m⁻³) e a maior na última (769.500 ind.m⁻³). Os cladóceros apresentaram abundância menor na primeira coleta (9.917 ind.m⁻³) e máxima na última (74.308 ind.m⁻³). Mesmo registro foi

encontrado para copépodos, tendo 5.309 ind.m⁻³ na primeira amostragem e 22.156 ind.m⁻³ na última.

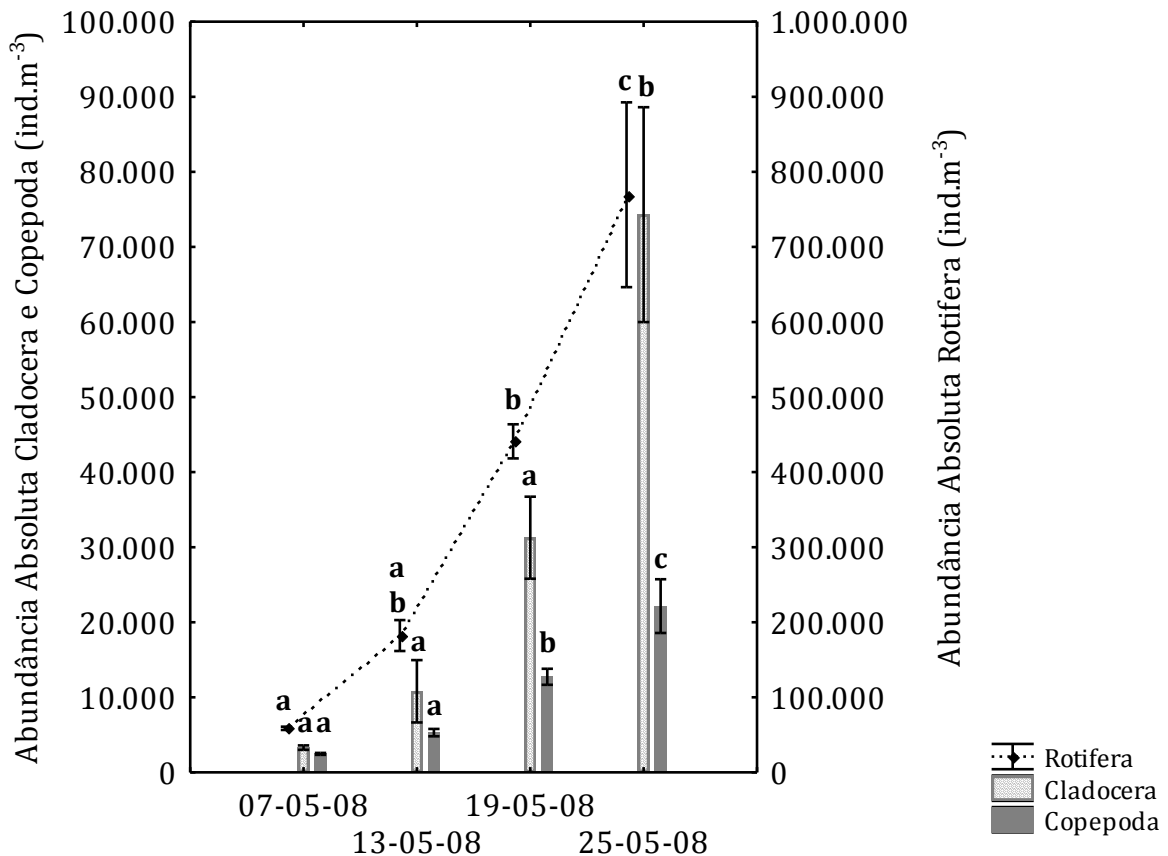


Gráfico 21 - Médias (barras para Cladocera e Copepoda, eixo y esquerdo; losangos com linhas pontilhadas para Rotifera, eixo y direito) e desvios-padrão (linhas verticais) da abundância absoluta dos três grupos no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta. **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: F=24,569, p=0,000; Cladocera - ANOVA: F=16,116, p=0,001; Copepoda - ANOVA: F=21,830, p=0,000; seguidas pelo Teste de Tukey, p<0,05).

A abundância total média de Rotifera no tratamento 150 (Figura 22) foi baixa no início (39.228 ind.m⁻³), teve um crescimento acentuado até a terceira coleta (abundância total máxima de 689.533 ind.m⁻³) e depois apresentou uma queda na última coleta (526.608 ind.m⁻³). O mesmo padrão foi encontrado para Cladocera, em que a abundância total média da primeira coleta foi de 5.323 ind.m⁻³, na terceira coleta atingiu um valor máximo (99.072 ind.m⁻³) e declinou na última (54.383 ind.m⁻³). A abundância total

média dos Copepoda apresentou um padrão diferente, de aumento progressivo. Assim, a primeira coleta apresentou a menor abundância (3.827 ind.m^{-3}) e a última apresentou a maior ($18.250 \text{ ind.m}^{-3}$). Apesar do padrão crescente, as abundâncias de Rotifera e Cladocera foram sempre bastante superiores as dos Copepoda.

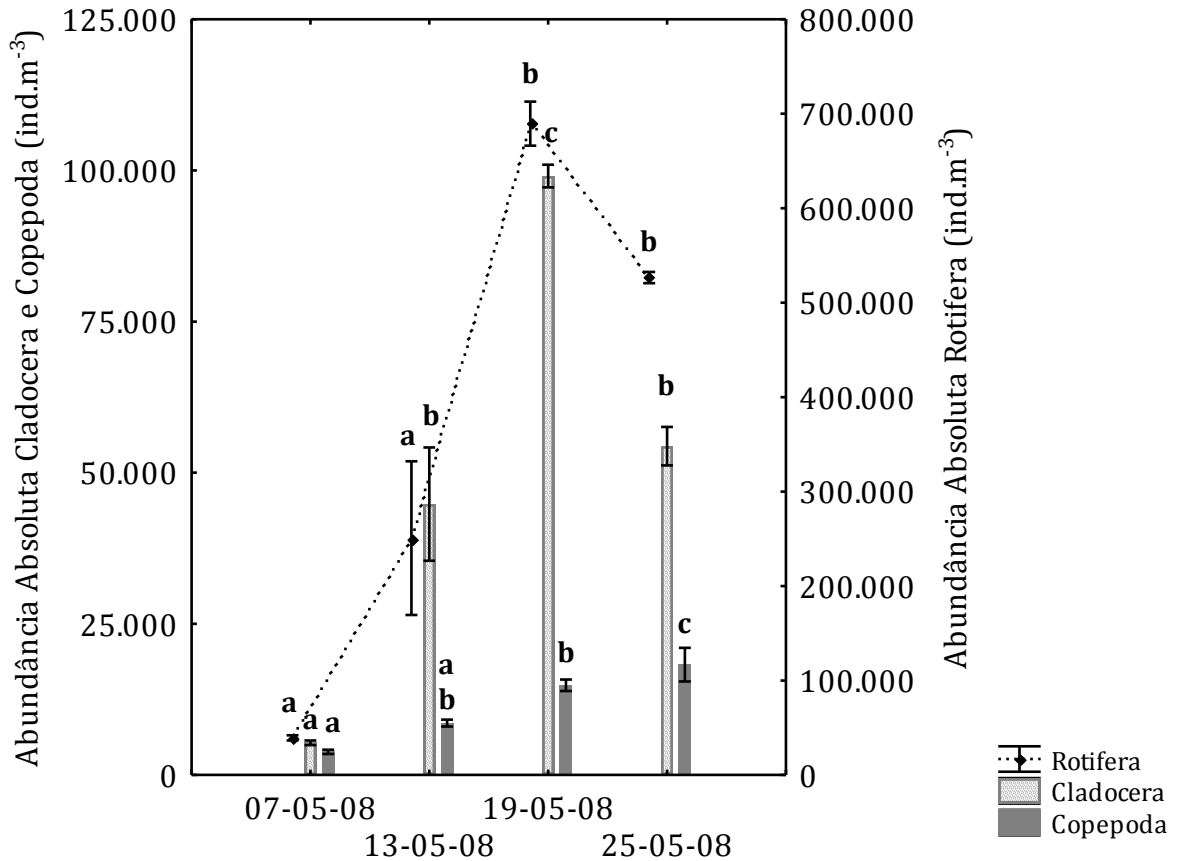


Gráfico 22 - Médias (barras para Cladocera e Copepoda, eixo y esquerdo; losangos com linhas pontilhadas para Rotifera, eixo y direito) e desvios-padrão (linhas verticais) da abundância absoluta dos três grupos no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta. **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: $F=46,343$, $p=0,000$; Cladocera - ANOVA: $F=58,420$, $p=0,000$; Copepoda - ANOVA: $F=18,238$, $p=0,001$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

5.2.3 – Abundância Relativa por grupo

5.2.3.1 - Abundância Relativa de Rotifera

A abundância relativa de Rotifera (média das três réplicas) para a lagoa, tratamentos 0, 50, 100 e 150 constam nas Figuras 23, 24, 25, 26 e 27 respectivamente.

Na lagoa (Figura 23), em 07/05/08 foi obtida grande riqueza de espécies com abundâncias relativas mais uniformes. Dentre as espécies de Rotifera de maior representatividade pode-se destacar *Filinia longiseta* (12,74% do total), *Filinia* sp. (11,07%), *Keratella cochlearis* (14,52%), *Polyarthra vulgaris* (8,80%) e *Testudinella patina* (7,31%). Na segunda coleta, houve um ligeiro predomínio de *Filinia terminalis* (15,63%), *Kellicotia bostoniensis* (13,59%), *Lecane elsa* (17,83%) e *Trichoerca insignis* (5,41%). Na terceira coleta, aumentou a representatividade de *Conochilus coenobasis* (11,54%), *K. bostoniensis* (11,54%), *K. cochlearis* (31,74%), *Polyarthra vulgaris* (14,43%) e *Testudinella patina trilobata* (8,66%). Na última coleta, *K. cochlearis* compôs 42,38% do total de organismos, *P. vulgaris* com 17,46% e *T. patina* com 7,084%.

No tratamento 0 (Figura 24), na primeira coleta também houve grande número de espécies de Rotifera distribuídas mais uniformemente. *F. longiseta* contribuiu com 9,74% do total, *F. terminalis* com 5,09%, *K. bostoniensis* com 7,63%, *Keratella americana* com 7,23%, *K. cochlearis* com 15,70%, *Keratella tropica* com 6,36%, *Lecane leontina* com 5,49%, *Lecane lunaris* com 11,01% e *T. patina* com 6,33%. Na segunda coleta, a maior representatividade foi de *C. coenobasis* (8,60%), *K. bostoniensis* (7,69%), *K. cochlearis* (29,26%), *T. patina* (12,99%) e *T. patina trilobata* (6,38%). Na terceira coleta, o predomínio foi de *C. coenobasis* (8,65%), *K. cochlearis* (30,07%), *Keratella lenzi* (12,15%), *P. vulgaris* (13,62%) e *T. patina* (10,85%). Na quarta coleta, as espécies mais representativas foram *K. cochlearis* (34,55%), *K. lenzi* (16,59%), *P. vulgaris* (13,16%), *T. patina* (8,47%) e *T. patina trilobata* (5,17%) da abundância absoluta média para esse grupo.

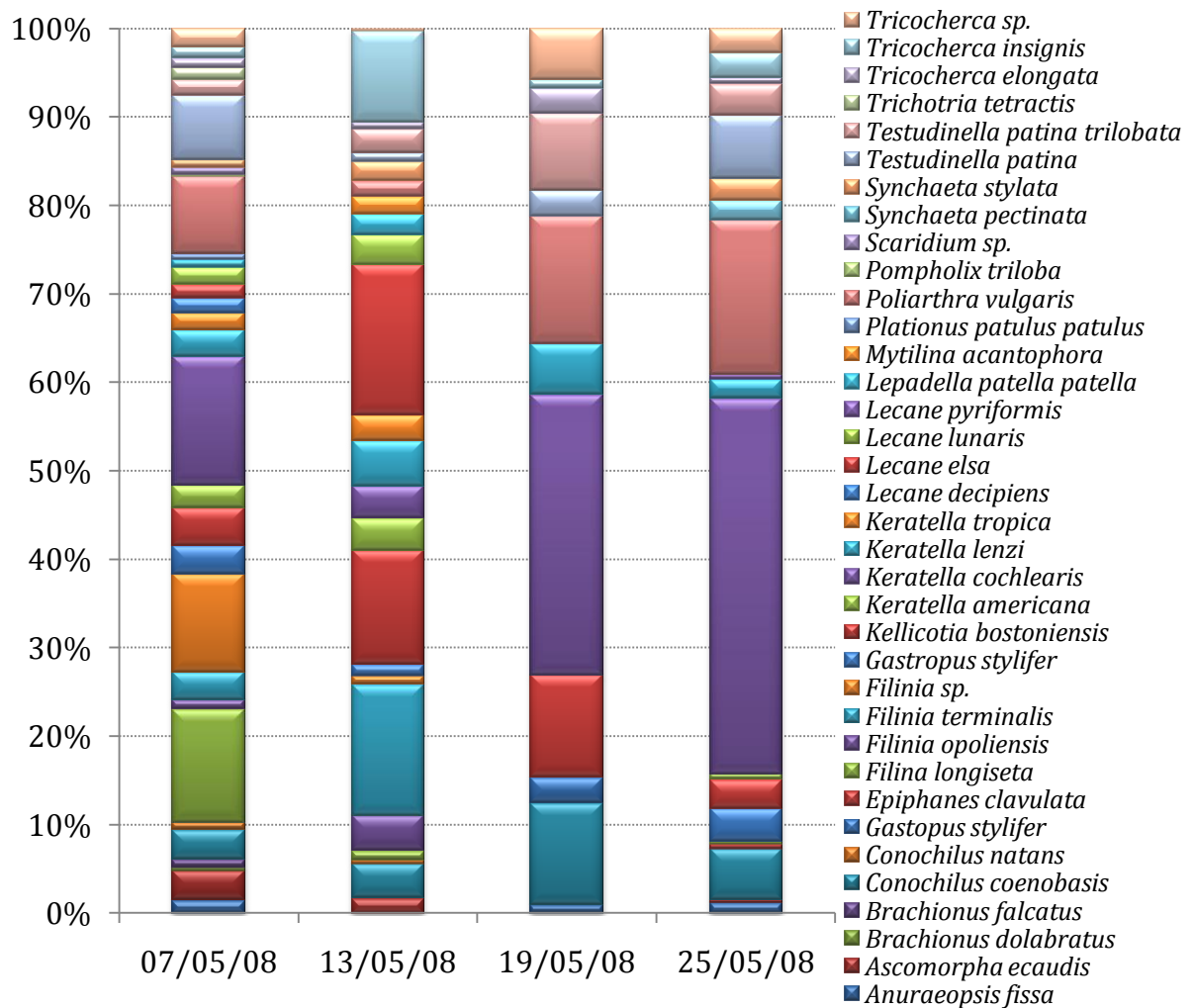


Figura 23 – Abundância relativa dos táxons de Rotifera encontrados na lagoa nos diferentes dias de coleta.

Na primeira coleta do tratamento 50 (Figura 25), a abundância relativa média de *C. coenobasis* foi de 12,46%, *F. longiseta* foi de 68,19% e *F. terminalis* de 26,51% da abundância absoluta média para Rotifera. Na segunda coleta, *Filinia opoliensis* compreendeu 9,71% do total dos organismos, *K. lenzi* 13,59%, *Scaridium sp.* 34,87% e *T. patina trilobata* 28,46. Na terceira coleta as espécies mais representativas foram *C. coenobasis* (8,78%), *K. bostoniensis* (10,17%), *K. cochlearis* com 19,61%, *P. vulgaris* (35,45%) e *T. patina* com 9,83%. Na última coleta *C. coenobasis* constituiu 12,47% do total de rotíferos, *K. cochlearis* 20,81%, *P. vulgaris* 46,78% e *T. patina* 12,15%.

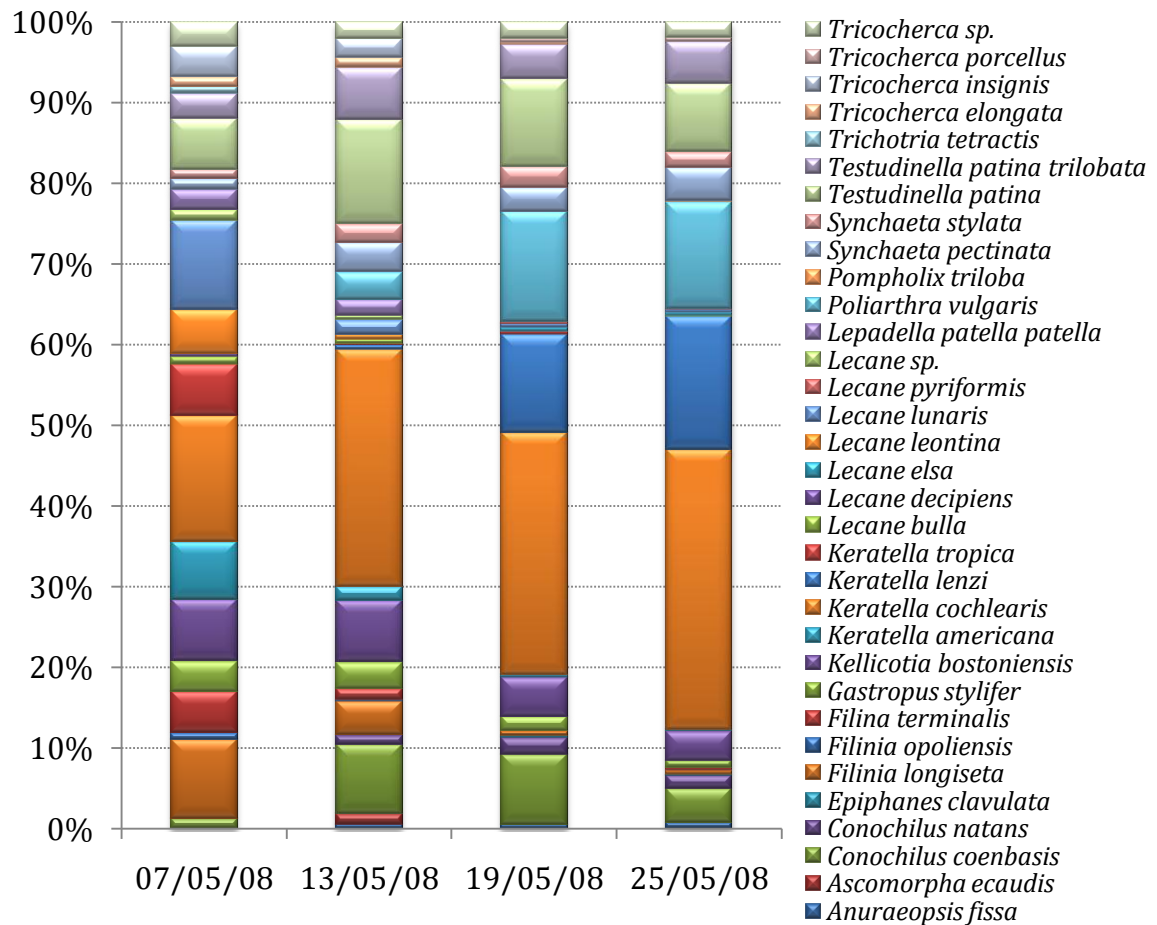


Figura 24 – Abundância relativa dos táxons de Rotifera encontrados no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

T. patina trilobata 28,46. Na terceira coleta as espécies mais representativas foram *C. coenobasis* (8,78%), *K. bostoniensis* (10,17%), *K. cochlearis* com 19,61%, *P. vulgaris* (35,45%) e *T. patina* com 9,83%. Na última coleta *C. coenobasis* constituiu 12,47% do total de rotíferos, *K. cochlearis* 20,81%, *P. vulgaris* 46,78% e *T. patina* 12,15%.

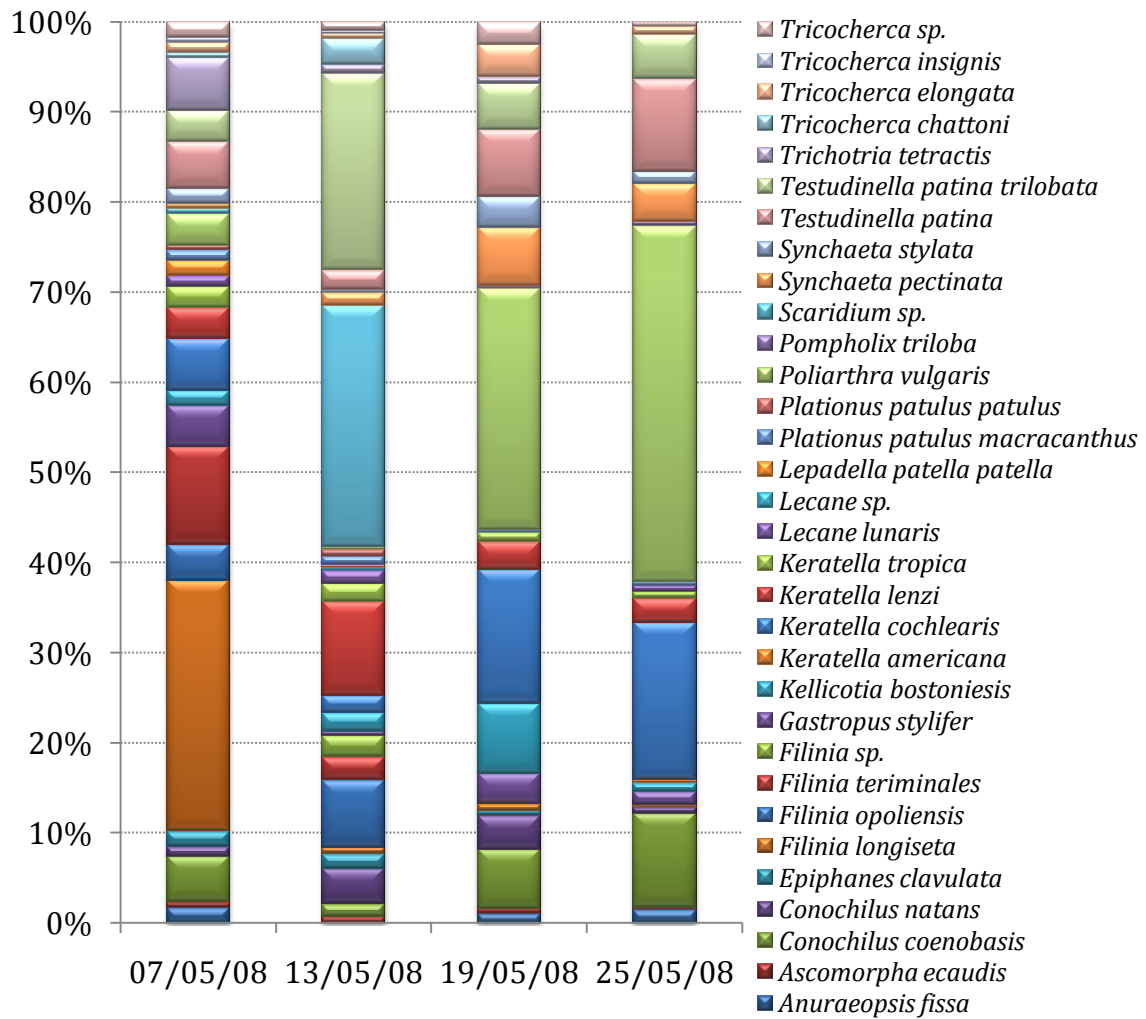


Figura 25 – Abundância relativa dos táxons de Rotifera encontrados no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 100 (Figura 26), na primeira coleta, *F. longiseta* constituiu 29,21%, *F. terminalis* 7,34%, *Filinia* sp. 10,62%, *K. bostoniensis* 7,92%, *K. cochlearis* 6,15% e *P. vulgaris* 5,20% dos rotíferos. Na segunda, destacaram-se *F. longiseta* com 6,56%, *K. cochlearis* com 27,93%, *P. vulgaris* com 18,21% e *T. patina* com 6,47%. Na terceira coleta, aumentou a abundância relativa de *K. cochlearis* com 28,68% e %, *P. vulgaris* com 33,67%. Na quarta e última coleta, as abundâncias relativas referem-se a *K. cochlearis* (26,35%) e *P. vulgaris* (34,85%).

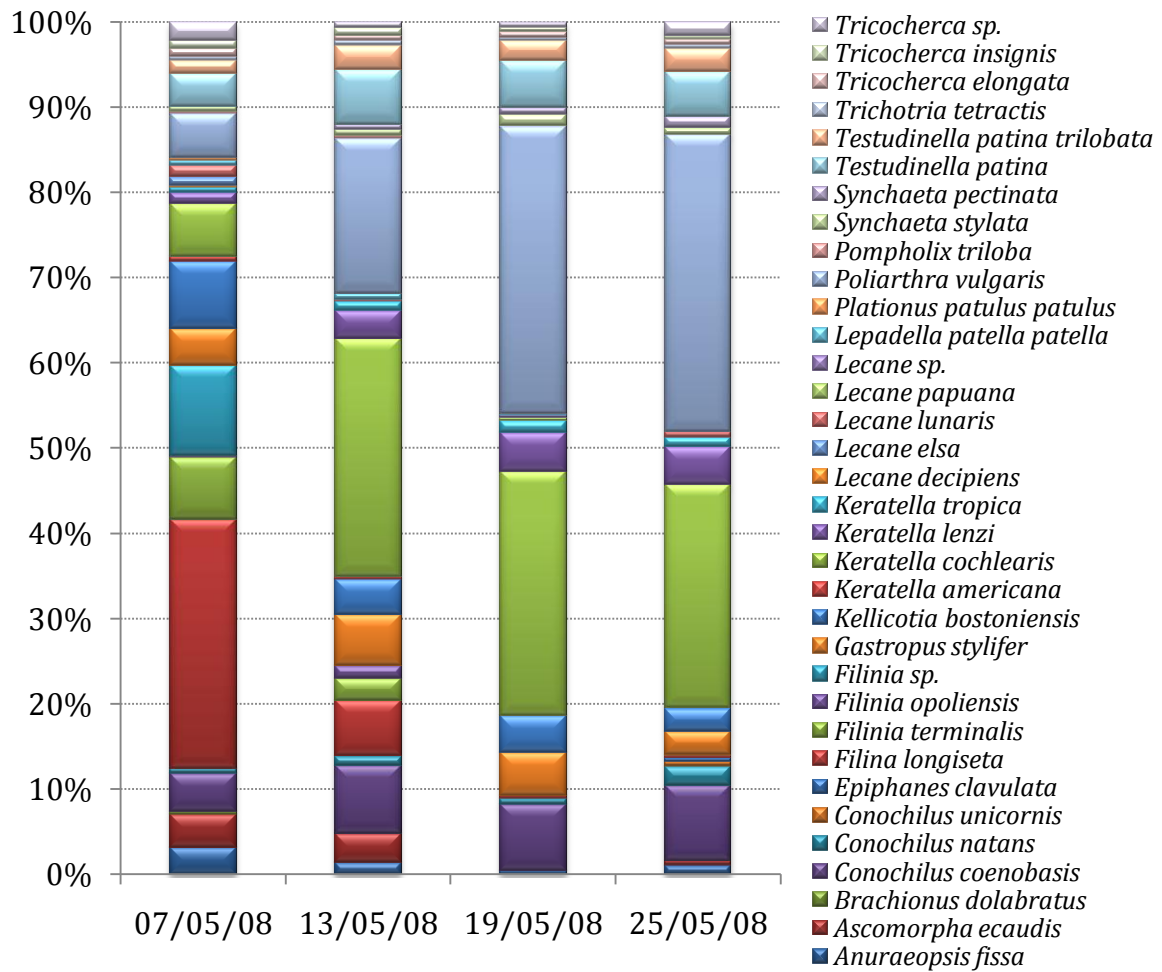


Figura 26 – Abundância relativa dos táxons de Rotifera encontrados no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 150 (Figura 27), *C. coenobasis* compreendeu 14,45% do total dos rotíferos, *F. longiseta* 24,43%, *K. cochlearis* 13,21% e *T. patina* 6,66%. Na segunda coleta, destacaram-se *C. coenobasis* com 13,71%, *K. cochlearis* com 24,20% e *P. vulgaris* com 21,24%. Na última coleta, *C. coenobasis* representou 11,01%, *K. cochlearis* 15,09% e *P. vulgaris* 29,84% da abundância absoluta de Rotifera.

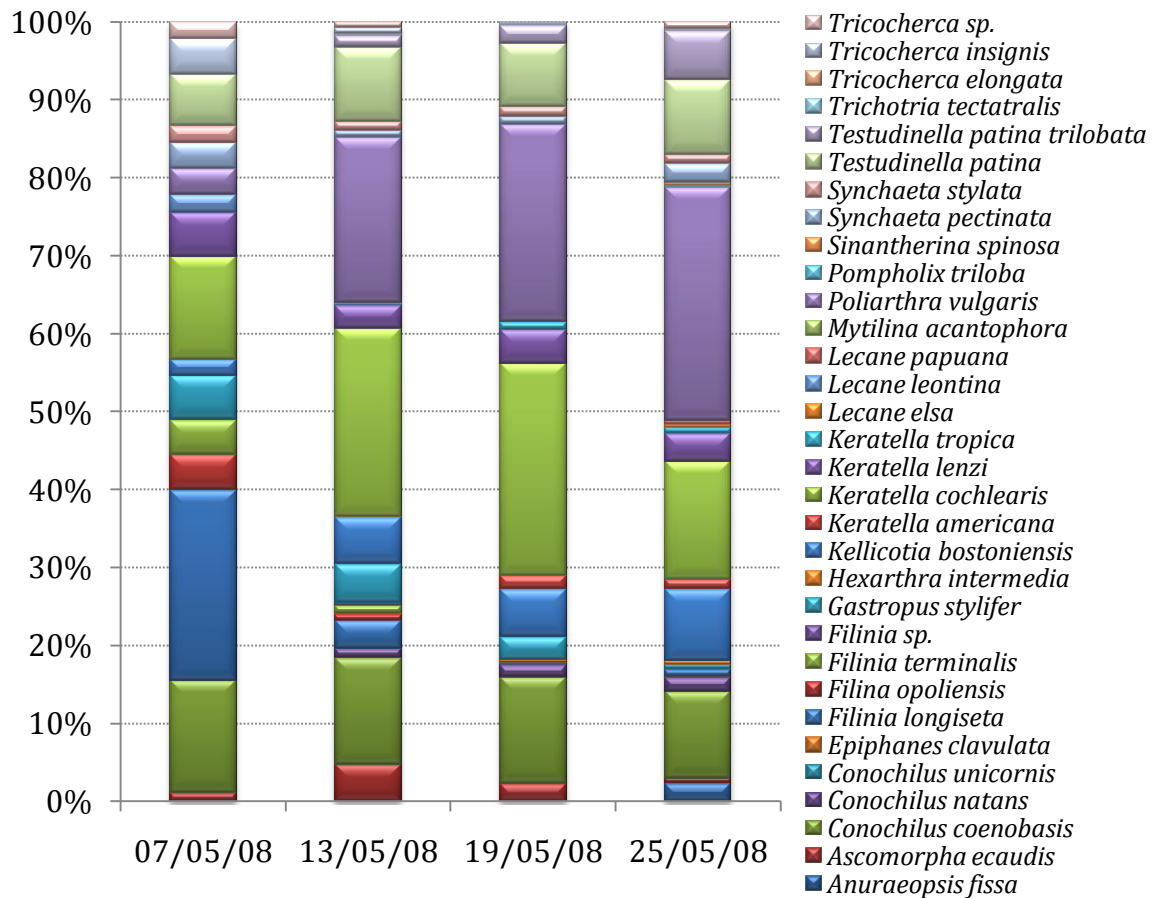


Figura 27 – Abundância relativa dos táxons de Rotifera encontrados no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.2.3.2 – Abundância Relativa para Cladocera

A abundância relativa de Cladocera (média das três réplicas) para a lagoa, tratamentos 0, 50, 100 e 150 constam nas Figuras 27, 28, 29, 30 e 31 respectivamente.

A abundância relativa média de Cladocera para a lagoa (Figura 28) na primeira coleta para *Bosmina freyi* foi de 19,24%, *Bosmina hagmanni* 9,46%, *Ceriodaphnia silvestrii* 9,78% e *Diaphanosoma brevireme* 24,78% da abundância absoluta do grupo. Na segunda coleta, destacaram-se *B. freyi* com 29,78%, *B. hagmanni* com 28,63%, *Bosminopsis deitersi* com 7,65% e *D. brevireme* com 14,27% do total de organismos. Na terceira coleta, *B. freyi* compreendeu 31,98%, *B. hagmanni* 33,98%, *B. deitersi* 8,35% e *D. brevireme* 10,96%. Na quarta coleta, *B. freyi* foi responsável por 31,33%, *B. hagmanni*

por 28,91%, *B. deitersi* por 23,46% e *D. brevireme* por 7,78% da abundância absoluta de Cladocera.

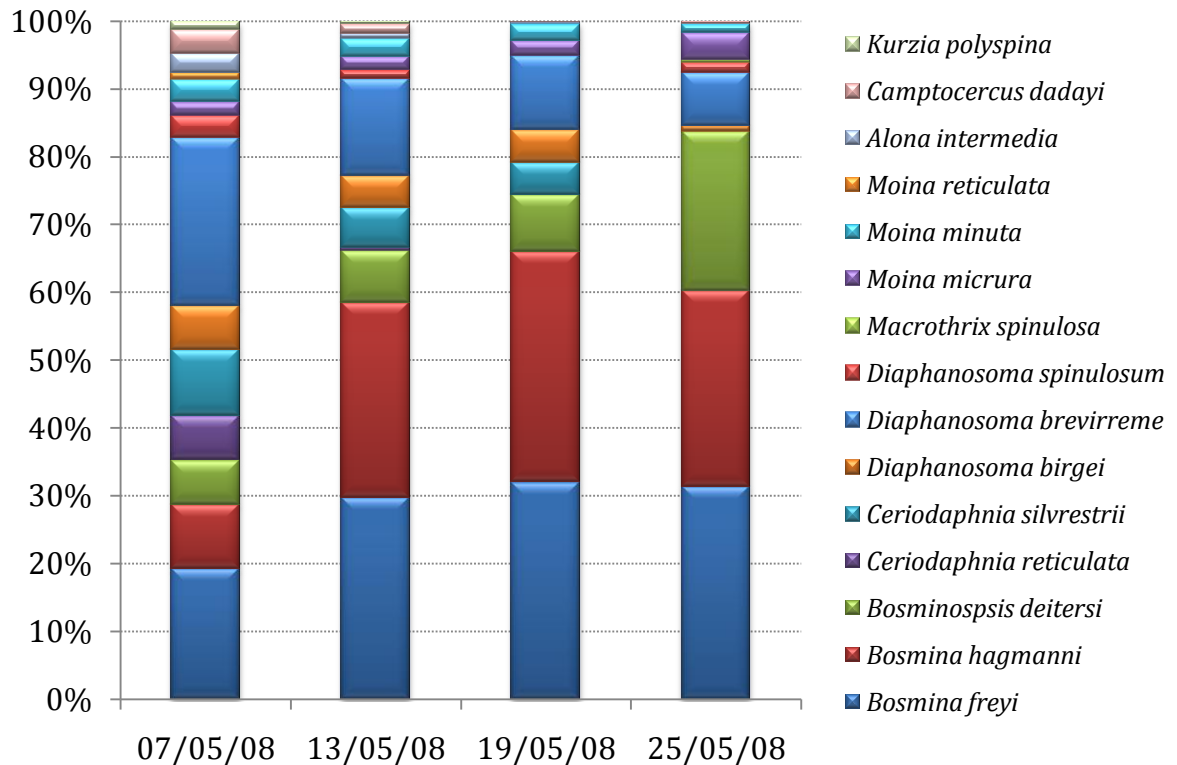


Figura 28 – Abundância relativa dos táxons de Cladocera encontrados na lagoa nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 0 (Figura 29), *B. freyi* constituiu 19,03% da abundância relativa média do grupo, *B. hagmanni* 20,76%, *D. brevireme* 15,57%, *Moina micrura* 12,11%, *Moina minuta* 10,38% e *Moina reticulata* 12,11%. Na segunda coleta, a abundância relativa de *B. freyi* foi de 21,96%, de *B. hagmanni* foi de 39,49%, de *D. brevireme* foi de 8,98% e de *M. minuta* foi de 9,86%. Na terceira, os organismos de *B. freyi* foram responsáveis por 29,41% do total, *B. hagmanni* por 44,64% e *B. deitersi* por 9,73%. Na quarta coleta, *B. freyi* constituiu 21,31% do total, *B. hagmanni* 43,90%, *B. deitersi* 11,65%, *C. silvestrii* 10,94% e *M. minuta* 8,72%.

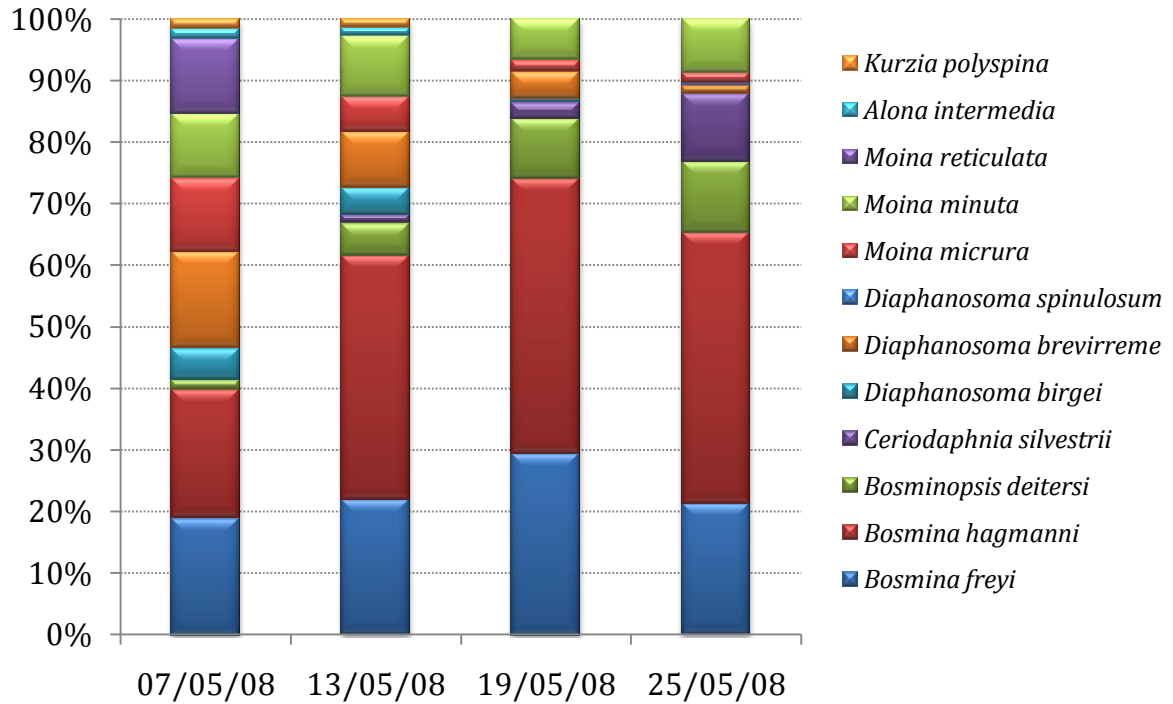


Figura 29 – Abundância relativa dos táxons de Cladocera encontrados no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

A abundância relativa média de Cladocera do tratamento 50 (Figura 30) na primeira coleta foi composta por 17,87% de *C. silvestrii* e 26,67% de *D. brevirreme*. Na segunda coleta, *C. silvestrii* foi responsável por 20,00% do total dos organismos e *D. brevirreme* por 26,67%. Na terceira, as espécies mais representativas foram *B. freyi*, com 24,02%, *B. hagmanni* 46,20% e *D. brevirreme* com 17,56%. Na quarta coleta, *B. freyi* foi responsável por 30,81%, *B. hagmanni* por 30,86% e *D. brevirreme* por 19,57%.

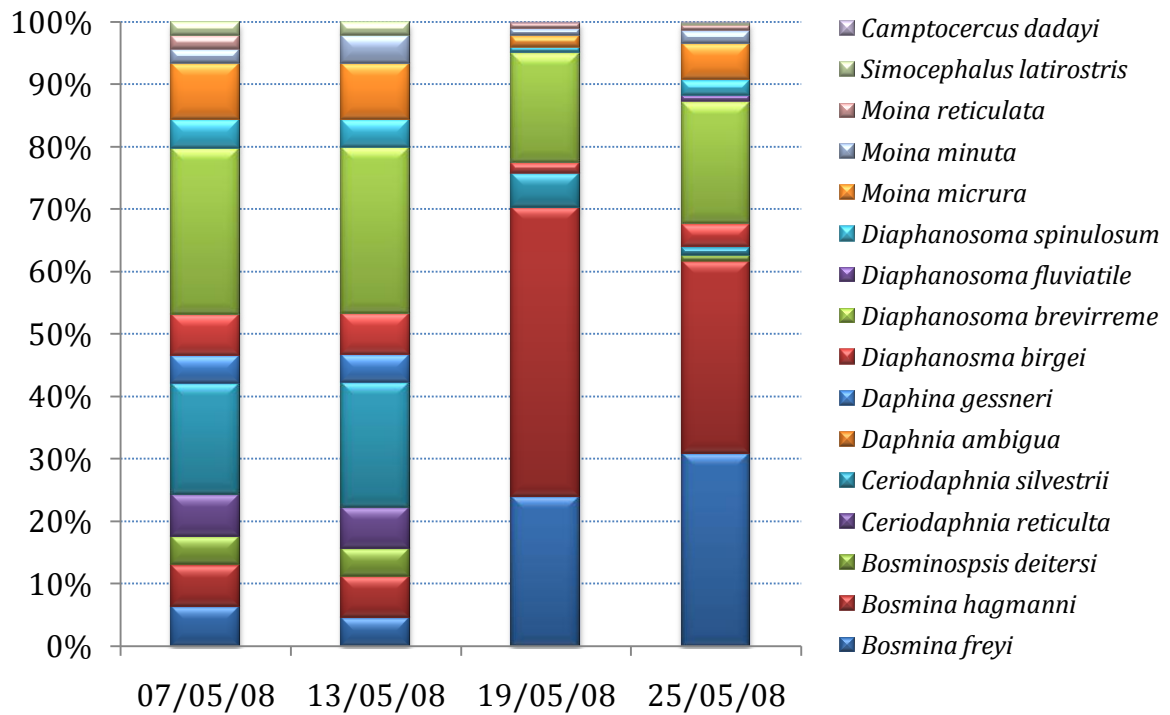


Figura 30 – Abundância relativa dos táxons de Cladocera encontrados no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

As espécies mais representativas para a abundância relativa média de Cladocera no tratamento 100 (Figura 31) na primeira coleta foram *Ceriodaphnia reticulata* (com 15,35%), *C. silvestrii* (com 16,81%) e *D. brevireme* (com 16,81%). Na segunda, *B. hagmanni* foi responsável por 42,14%, *C. silvestrii* por 14,09% e *M. micrura* por 9,08%. Na terceira coleta *B. freyi* constituiu 16,12 %, *B. hagmanni* por 47,46% e *D. brevireme* por 10,56%. Na quarta e última coleta, destacaram-se *B. freyi* com 26,05% e *B. hagmanni* com 48%.

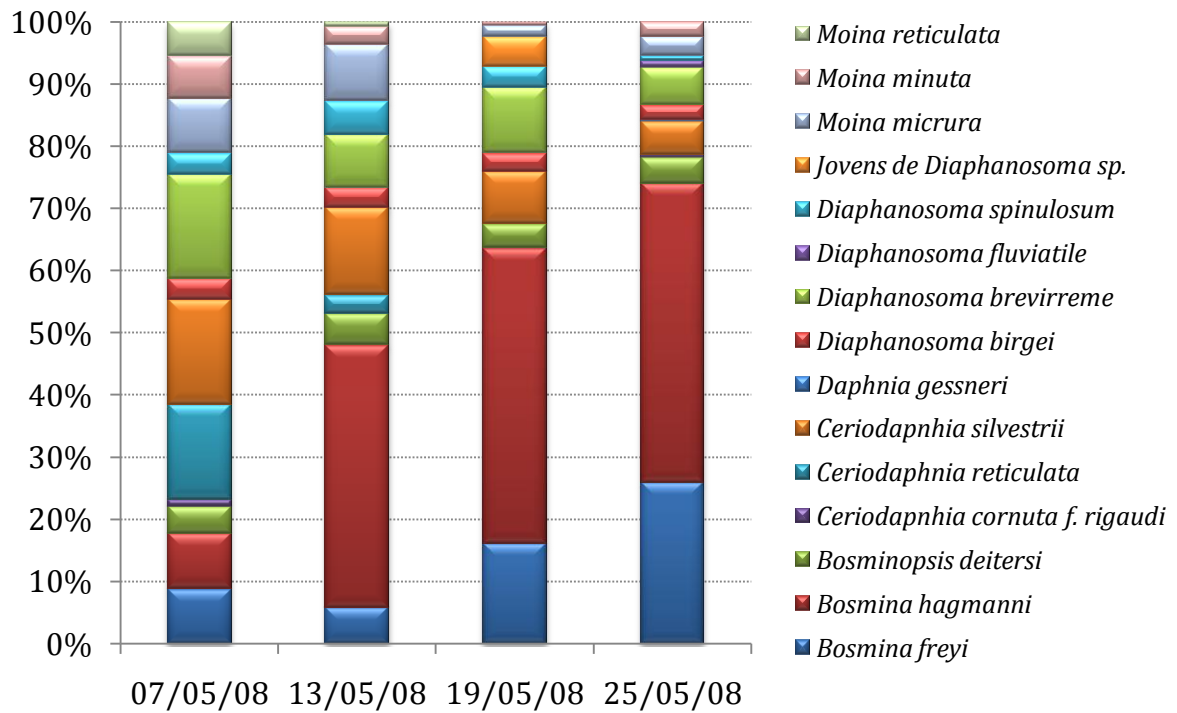


Figura 31 – Abundância relativa dos táxons de Cladocera encontrados no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 150 (Figura 32), a abundância relativa média de Cladocera na primeira coleta foi constituída por 34,63% de organismos de *C. silvestrii* e 10,80% de *D. brevireme*. Na segunda coleta, destacaram-se *B. freyi* com 23,91%, *B. hagmanni* com 40,62% e *D. brevireme* com 15,19%. Na terceira coleta, *B. freyi* foi responsável por 30,49%, *B. hagmanni* por 34,10% e *D. brevireme* por 14,03% da abundância relativa. Na última coleta, *B. freyi* compreendeu 25,18% do total, *B. hagmanni* 29,24%, *B. deitersi* 9,78% e *D. brevireme* 13,09%.

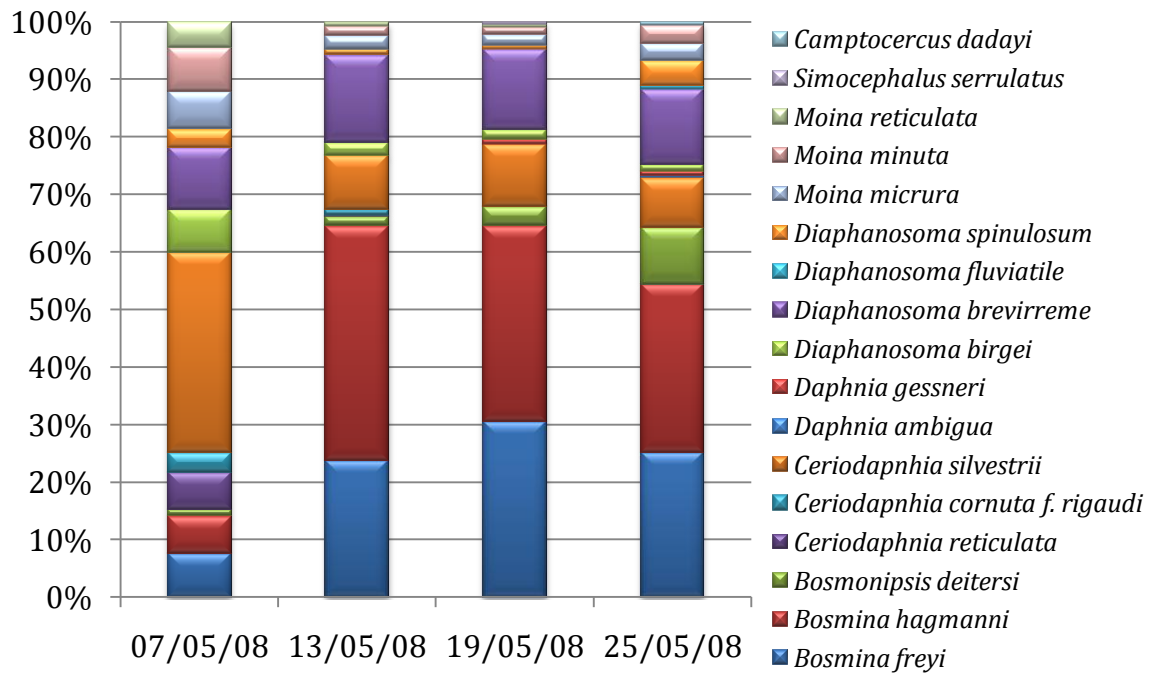


Figura 32 – Abundância relativa dos táxons de Cladocera encontrados no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.2.3.3 – Abundância Relativa de Copepoda

A abundância relativa de Copepoda (média das três réplicas) para a lagoa, tratamentos 0, 50, 100 e 150 constam nas Figuras 32, 33, 34, 35 e 36, respectivamente.

A abundância relativa média de Copepoda na lagoa (Figura 33) na primeira coleta foi constituída por 92% de nauplius. Na segunda, os nauplius representaram 41,80%, copepoditos Calanoida 14,54%, copepoditos Cyclopoida 21,86%, *Mesocyclops ogunnus* 6,58% e *Thermocyclops decipiens* 9,67%. Na terceira coleta, os nauplius foram responsáveis por 29,84%, copepoditos Calanoida por 24,42%, copepoditos Cyclopoida 39,34%, *Notodiaptomus henseni* por 4,07% e *M. ogunnus* por 2,34%. Na quarta coleta, os nauplius constituíram 72,59%, copepoditos Calanoida 7,19% e copepoditos Cyclopoida 12,72%.

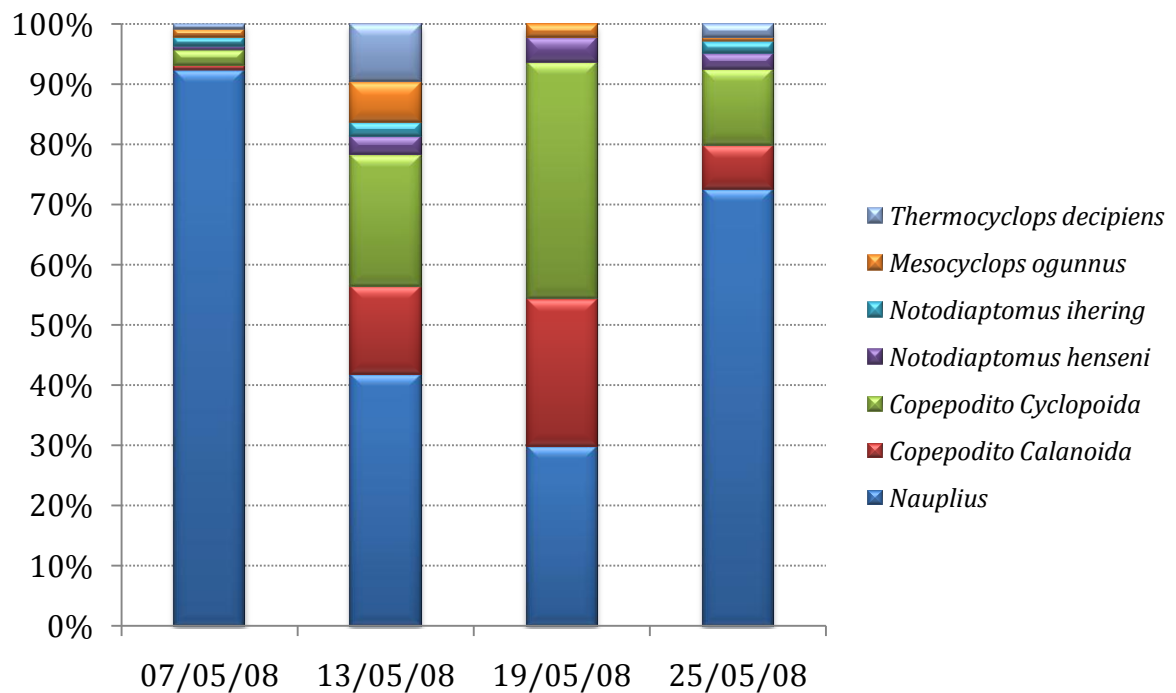


Figura 33 – Abundância relativa dos táxons de Copepoda encontrados na lagoa nos diferentes dias de coleta.

Na primeira coleta do tratamento 0 (Figura 34), 100% da população de Copepoda foi constituída por nauplius. Na segunda coleta, os nauplius constituíram 79,18%, do total, copepoditos Calanoida 6,27% e copepoditos Cyclopoida 14,54% da abundância relativa média. A partir da terceira coleta é que adultos, único estágio de vida dos copéodos passíveis de identificação segura de espécie apareceram. Os nauplius compreenderam 63,35% do total, copepoditos Calanoida 15,84%, copepoditos Cyclopoida 11,55%, indivíduos de *Mesocyclops meridianus* 3,90% e de *M. ogunnus* 5,36%. Na quarta coleta, os nauplius foram responsáveis por 77,21%, copepoditos Calanoida por 11,42%, copepoditos Cyclopoida por 8,55% e *M. ogunnus* por 2,83%.

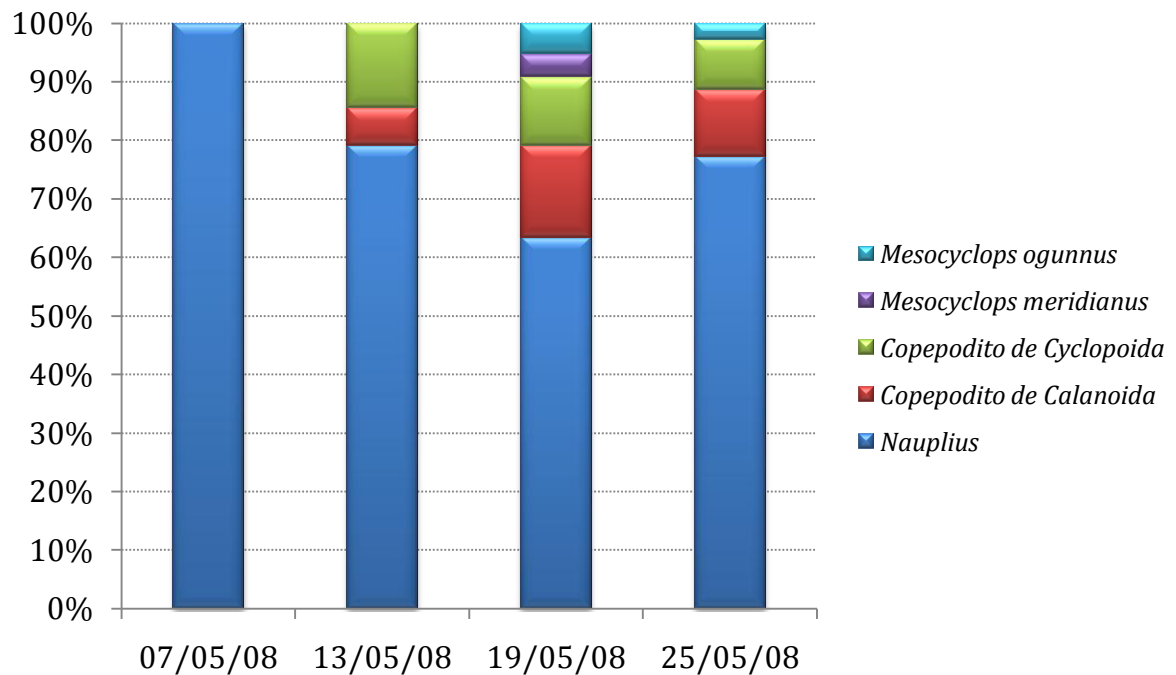


Figura 34 – Abundância relativa dos táxons de Copepoda encontrados no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 50 (Figura 35), a abundância relativa média de Copepoda na primeira coleta foi composta por 96,28% do total de nauplius e 2,82% de *Notodiaptomus iheringe*. Na segunda coleta, os nauplius representaram 96,02%, *N. iheringe* 2,38% e *M. ogunnus* 1,60% da abundância. Na terceira coleta, os nauplius compreenderam 69,80%, copepoditos Calanoida 5,18%, copepoditos Cyclopoida 10,36%, *N. iheringe* 2,20%, *M. ogunnus* 8,05% e *T. decipiens* 4,41%. Na última coleta, nauplius foram 69,73%, copepoditos Calanoida 3,92%, copepoditos Cyclopoida 8,22%, *M. ogunnus* 4,98% e *T. decipiens* 4,77%.

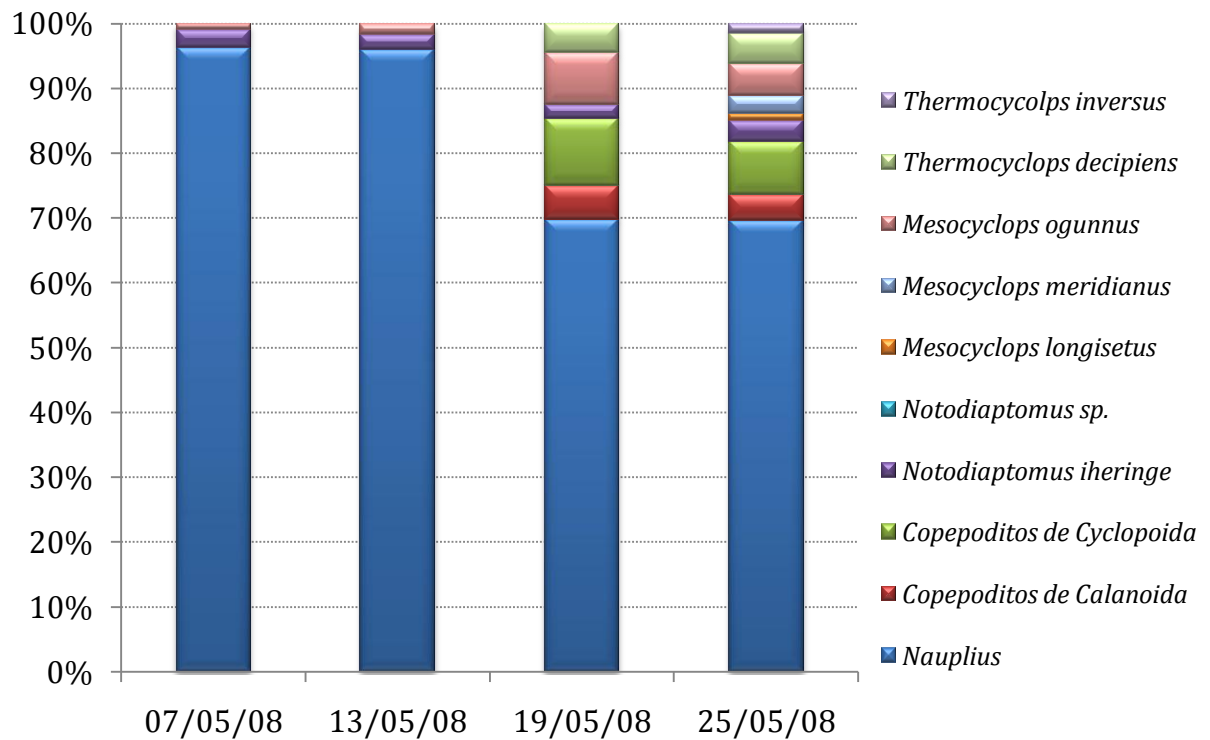


Figura 35 – Abundância relativa dos táxons de Copepoda encontrados no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

A abundância relativa média de Copepoda no tratamento 100 (Figura 36) na primeira coleta foi composta por 69,28% de nauplius, 4,62% de copepoditos Calanoida, 9,24% de copepoditos Cyclopida, 7,58% de *Notodiaptomus sp.* e 9,24% de *M. ogunnus*. Na segunda coleta, a abundância relativa foi composta por 42,07% de nauplius, 5,14% de copepoditos Calanoida, 5,20% de copepoditos Cyclopida, 24,77% de *M. ogunnus* e 16,18% de *T. decipiens*.

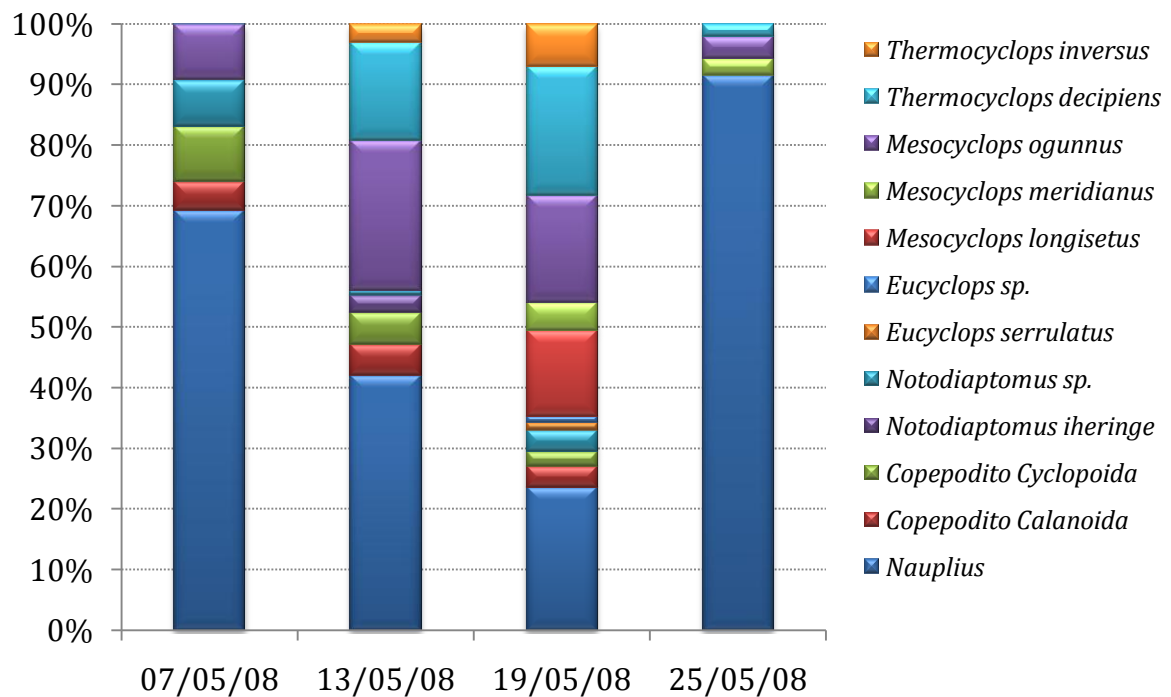


Figura 36 – Abundância relativa dos táxons de Copepoda encontrados no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 150, a abundância relativa média (Figura 37) na primeira coleta foi composta por 78,97% de nauplius, 4,52% de copepoditos Calanoida, 9,05% copepoditos Cyclopoida, 4,52% de *Notodiaptomus* sp. e 2,93% de *M. ogunnus*. Na segunda coleta, ocorreram 50,33% de nauplius, 9,55% de copepoditos Calanoida, 21,82% de copepoditos Cyclopoida, 3,43% de *Notodiaptomus* sp. Na terceira, 50% do total foi composta de nauplius, 4,70% de copepoditos Calanoida, 11,52% de copepoditos Cyclopoida, 14,98% de *M. ogunnus* e 10,69% de *T. decipiens*. Na última coleta, os nauplius constituíram 45,71%, copepoditos Calanoida 3,45%, copepoditos Cyclopoida 11,52%, *M. meridianus* 12,33%, *M. ogunnus* 11,74% e *T. decipiens* 10,30% da abundância absoluta de Copepoda.

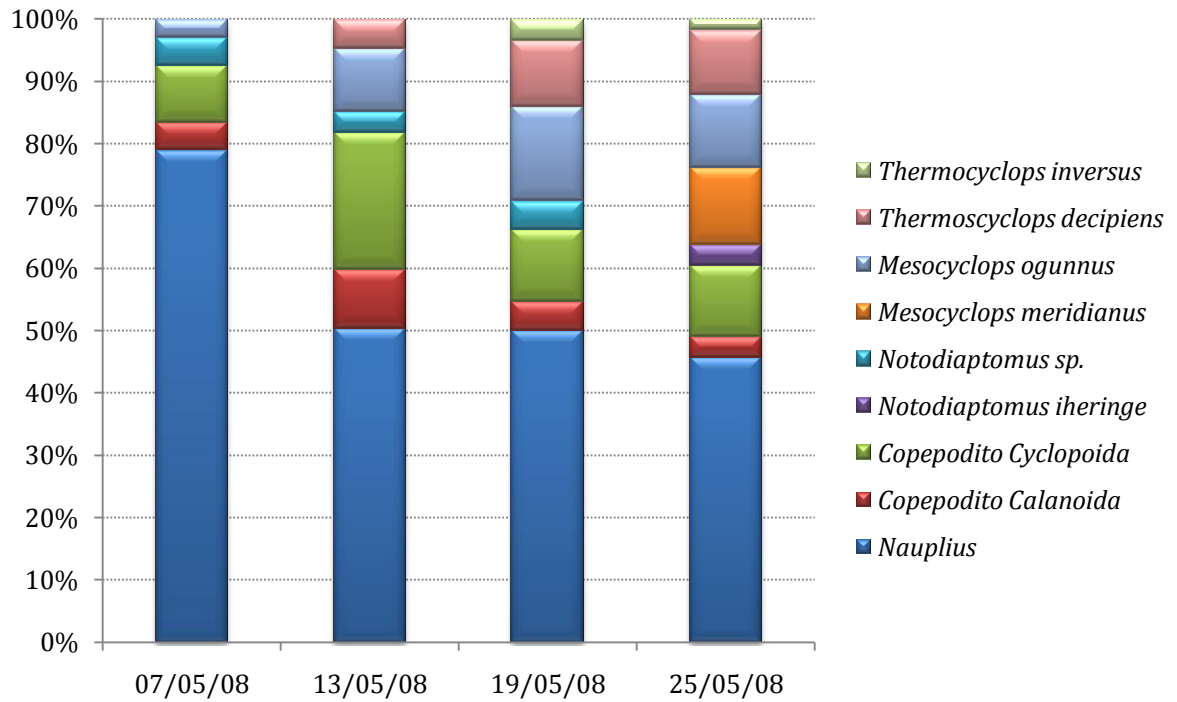


Figura 37 – Abundância relativa dos táxons de Copepoda encontrados no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.2.4 – Índices Biológicos

5.2.4.1 – Riqueza

O padrão de variação da riqueza de táxons encontrados na lagoa (Figura 38), tratamentos 0 (Figura 39), 50 (Figura 40), 100 (Figura 41) e 150 (Figura 42) é descrito a seguir.

Houve uma queda da riqueza na lagoa durante o período experimental. Esse padrão foi observado tanto em Rotifera, quanto em Cladocera e Copepoda (Figura 38).

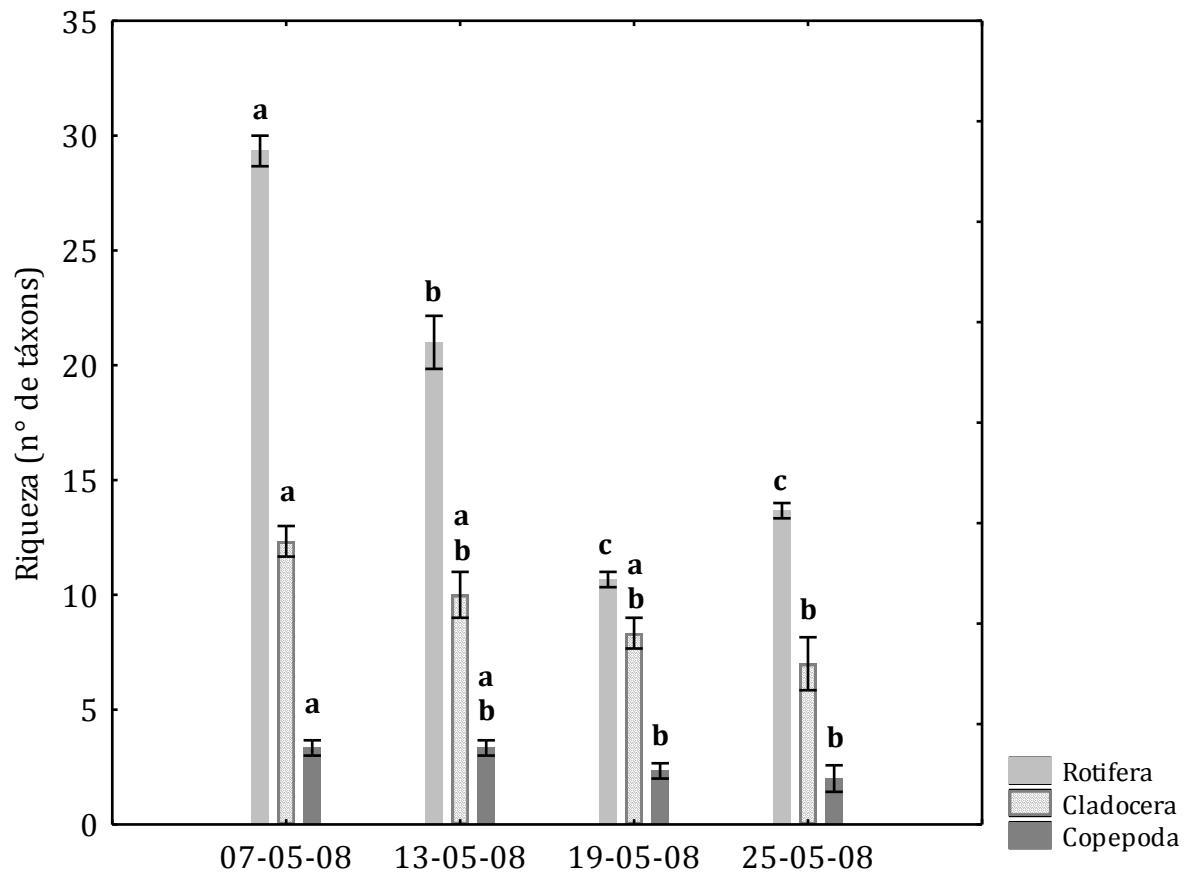


Figura 38 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de riqueza dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) na lagoa nos diferentes dias de coleta. **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=138,815$, $p=0,000$; Cladocera – ANOVA: $F=6,563$, $p=0,015$; Copepoda – ANOVA: $F=13,111$, $p=0,002$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A riqueza de Rotifera no tratamento 0 mostrou tendência de queda (Figura 39), enquanto a riqueza de Cladocera e Copepoda não apresentou diferenças significativas ao longo do estudo. A ausência de valores de riqueza nas duas primeiras coletas se deve ao fato de que a composição da população de Copepoda era inteiramente composta por nauplius e copepoditos (ainda que separados em Calanoida e Cyclopoida), mas por falta de espécimes adultos para a identificação de espécie, o número de táxons não pôde ser computado.

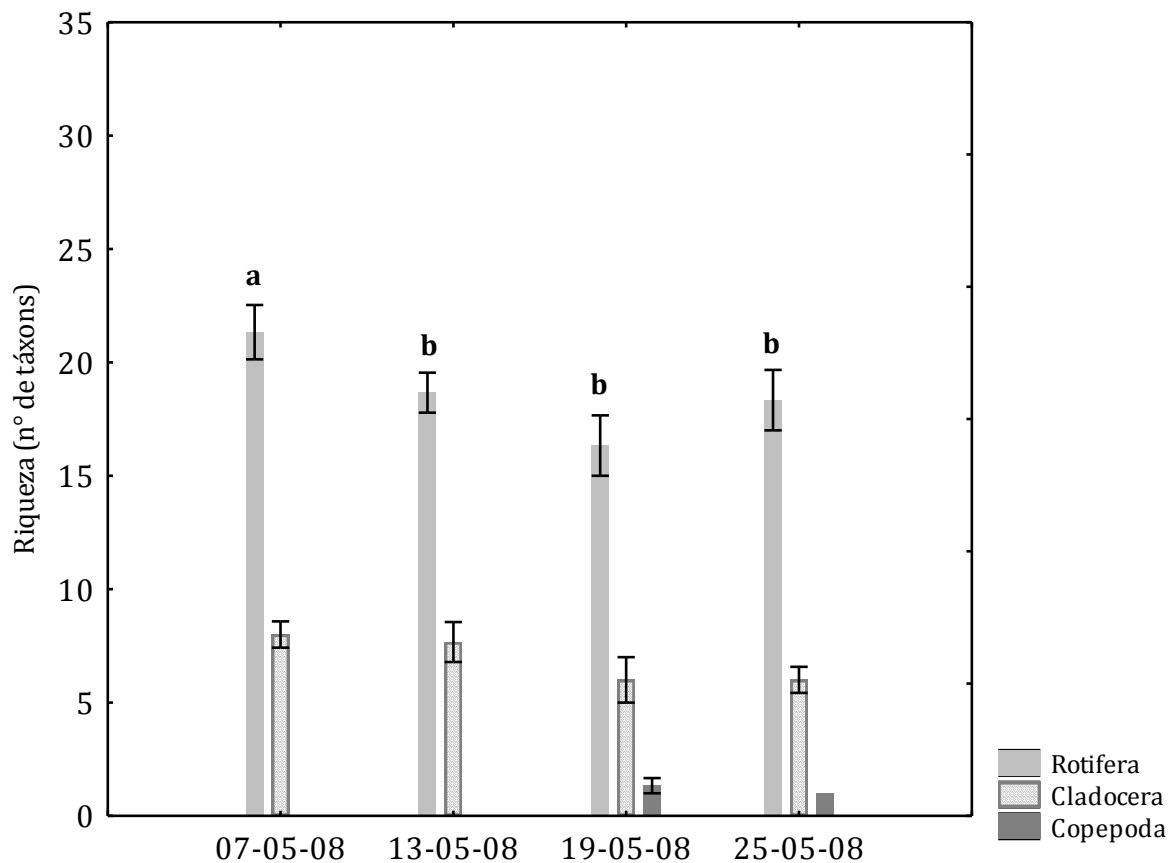


Figura 39 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de riqueza dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta. **a e b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=363,192$, $p=0,000$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A riqueza de Rotifera no tratamento 50 foi mais alta nas duas primeiras coletas e depois sofreu uma queda (Figura 40). A riqueza de Cladocera não apresentou diferenças significativas ao longo do tempo enquanto que a de Copepoda mostrou tendência de aumento na escala temporal.

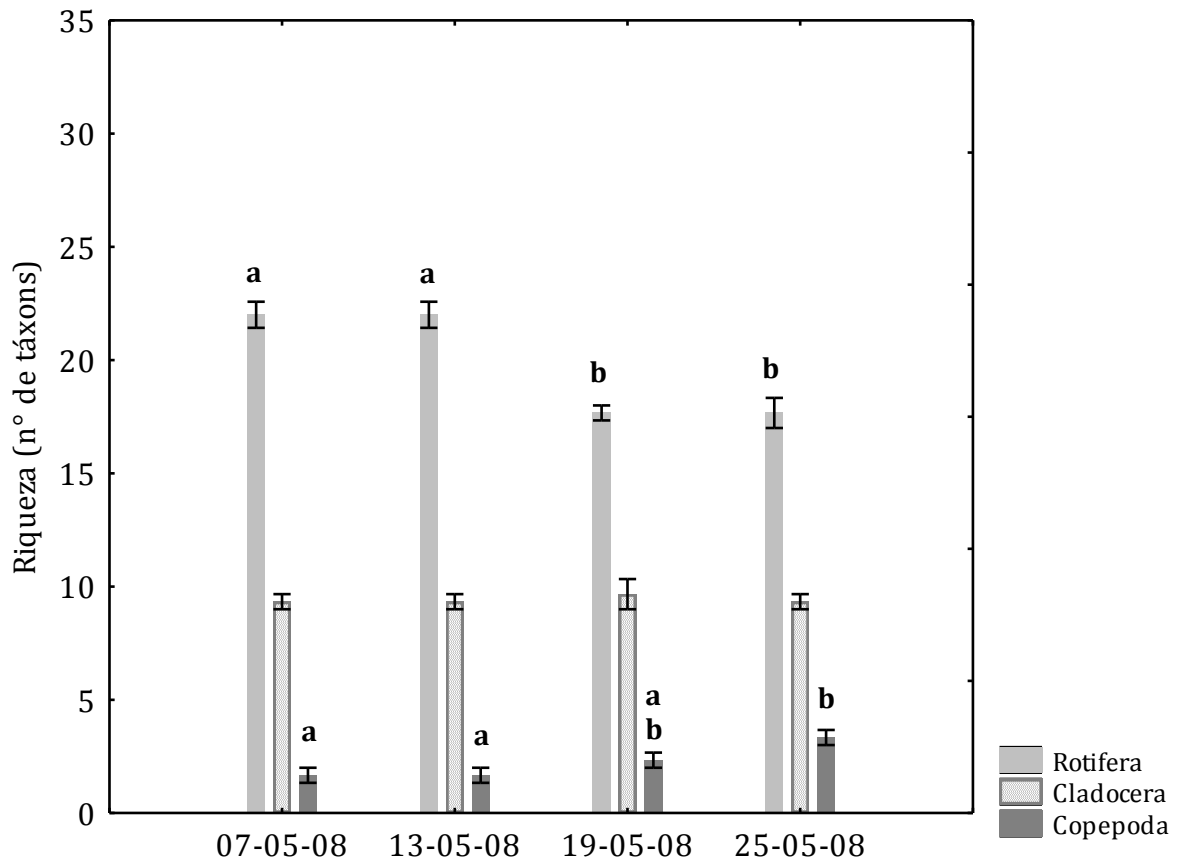


Figura 40 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de riqueza dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=20,85$, $p=0,000$; Copepoda – ANOVA: $F=5,583$, $p=0,023$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

Na primeira coleta do tratamento 100, a riqueza de Rotifera foi maior e depois diminuiu (Figura 41). A riqueza de Cladocera, alta no início teve seu menor valor na terceira coleta. Para os Copepoda, padrão inverso foi verificado, com o maior valor na terceira coleta.

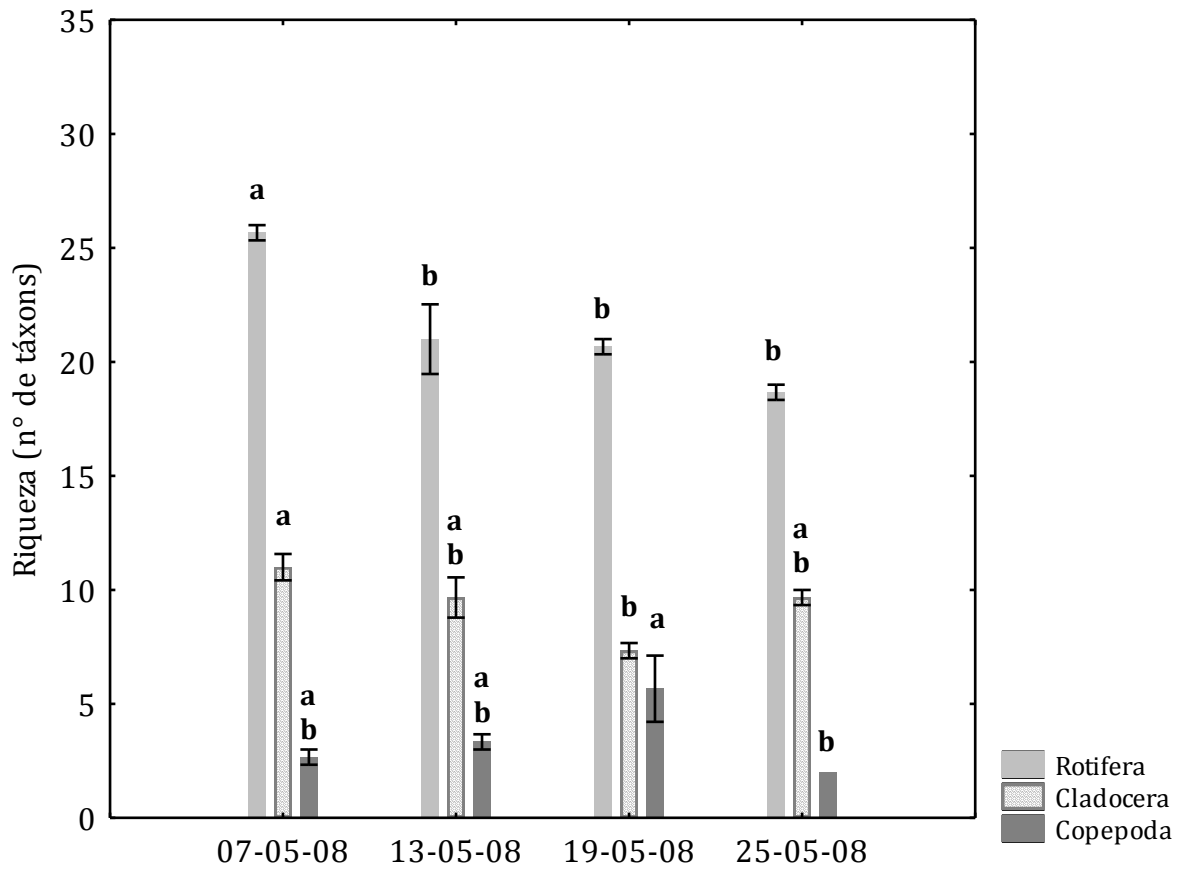


Figura 41 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de riqueza dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: $F=13,167$, $p=0,002$; Cladocera - ANOVA: $F=6,972$, $p=0,013$; Copepoda - ANOVA: $F=4,365$, $p=0,042$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

No tratamento 150, apenas Rotifera apresentou diferenças significativas na riqueza sem um padrão evidente de variação (Figura 42). Começou mais baixa e depois apresentou um ligeiro aumento.

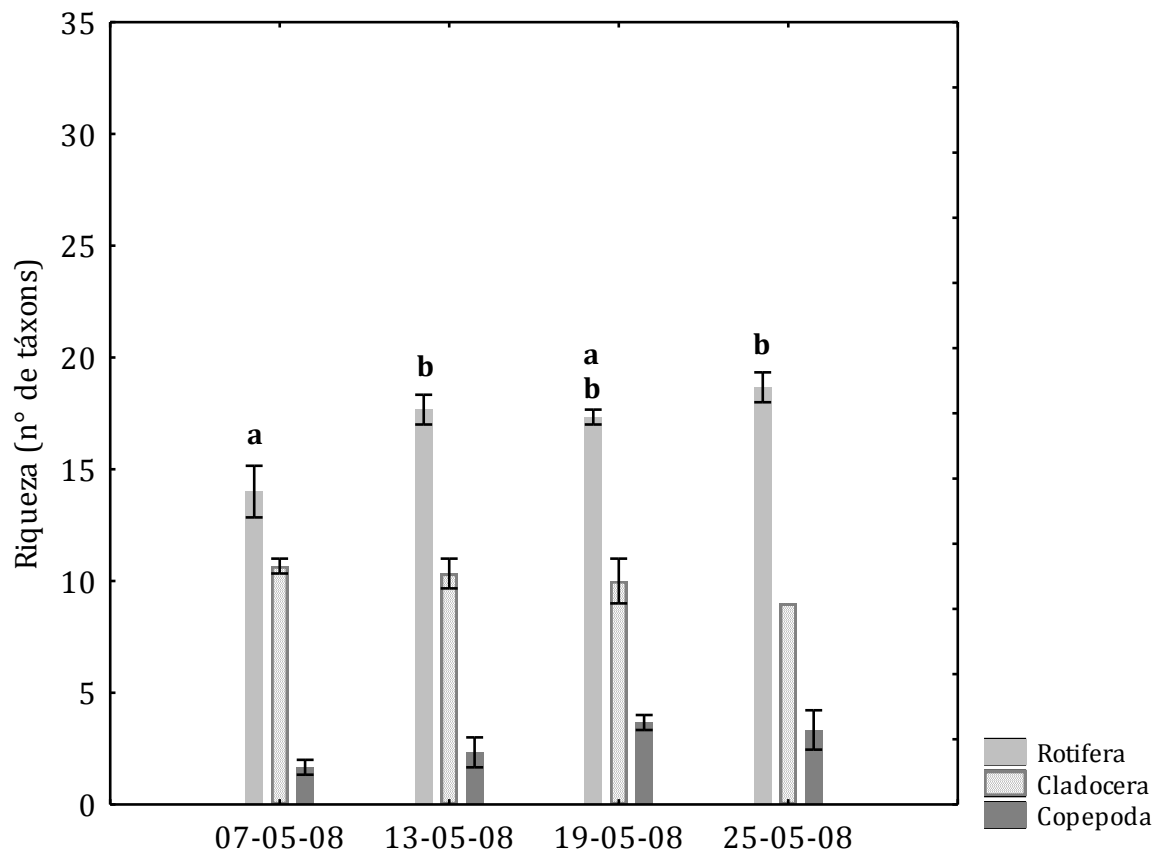


Figura 42 - Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de riqueza dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: $F=7,032$, $p=0,012$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

5.2.4.2 – Uniformidade

A variação nos valores de uniformidade de espécies calculadas para os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda para a lagoa (Figura 43), tratamentos 0 (Figura 44), 50 (Figura 45), 100 (Figura 46) e 150 (Figura 47) estão mostradas a seguir.

Os valores de uniformidade de Rotifera e Cladocera na lagoa diminuíram ao longo do tempo (Figura 43). Copepoda mostrou ter menor uniformidade na terceira coleta.

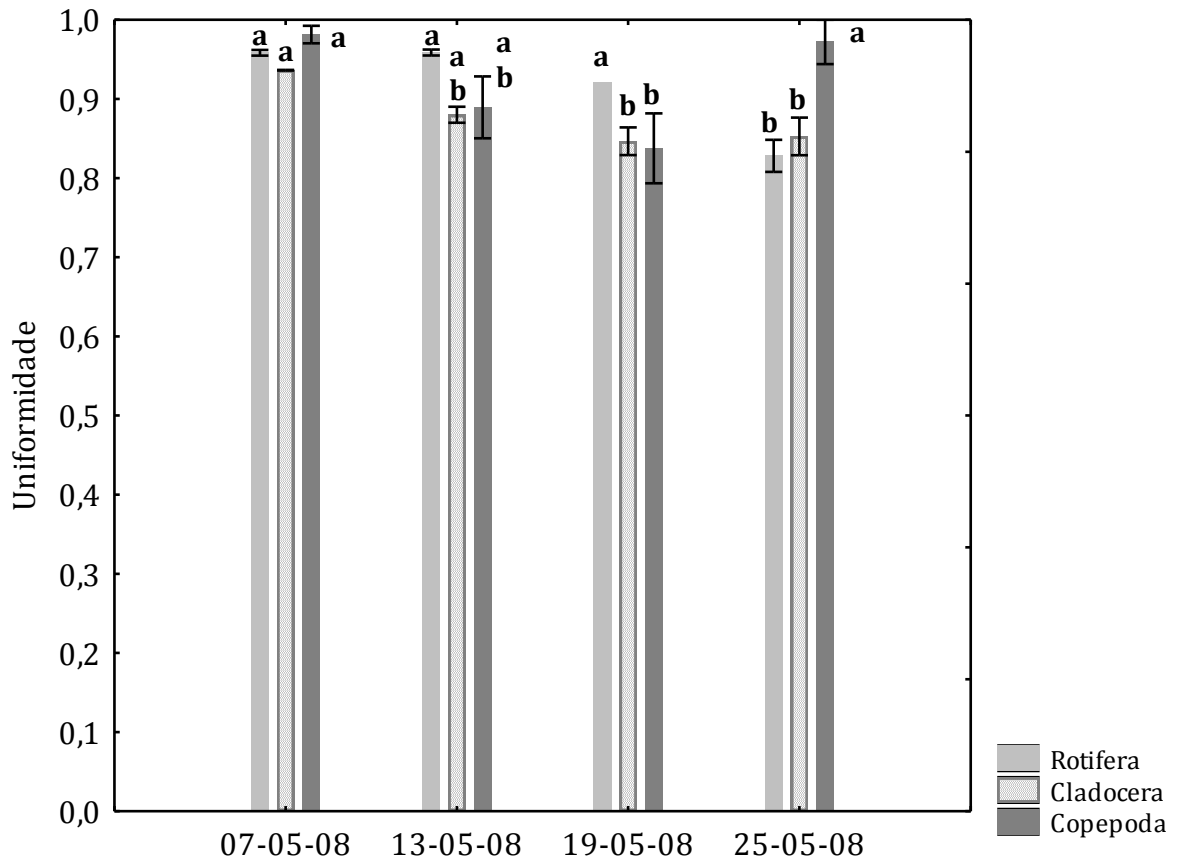


Figura 43 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de uniformidade de espécies dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) na lagoa nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=34,76$, $p=0,000$; Cladocera – ANOVA: $F=6,563$, $p=0,015$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A uniformidade de Rotifera e Cladocera no tratamento 0 diminuiu ao longo do tempo (Figura 44). A ausência de valores de uniformidade de Copepoda nas duas primeiras coletas se deve ao fato de que a composição da população de Copepoda era

inteiramente composta por nauplius e copepoditos, porém por falta de espécimes adultos para a identificação de espécie a uniformidade não pôde ser calculada.

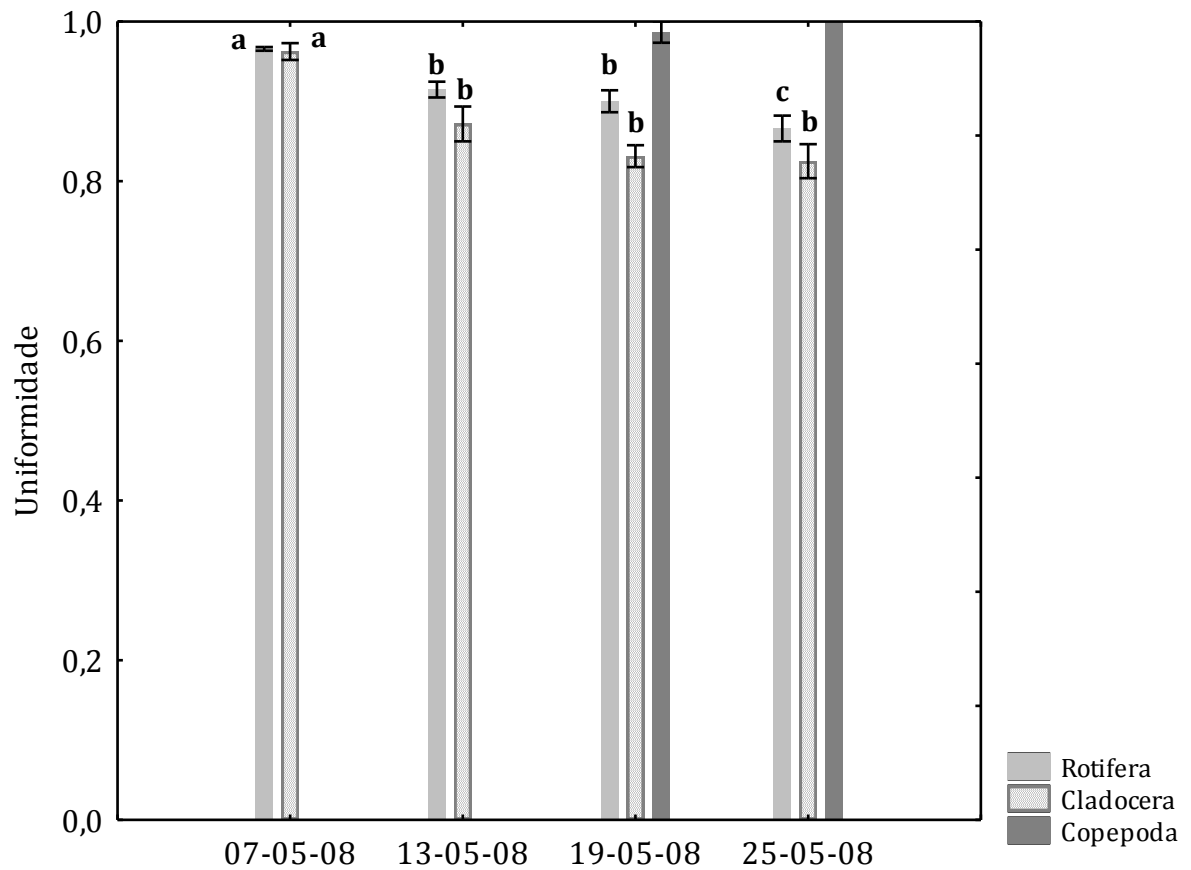


Figura 44 - Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de uniformidade de espécies dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta. **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=363,192$, $p=0,000$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A uniformidade de Rotifera no tratamento 50 mostrou queda ao longo do tempo (Figura 45). A uniformidade de Cladocera foi menor na terceira coleta.

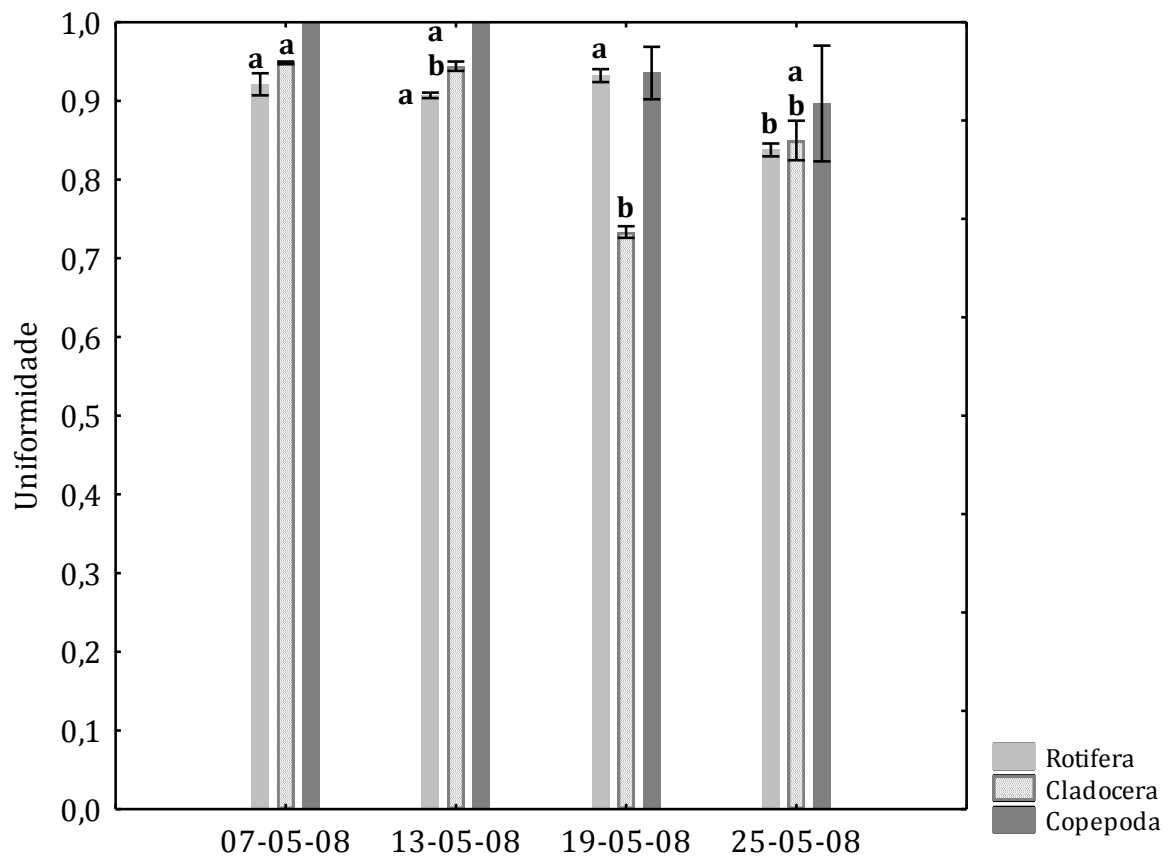


Figura 45 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de uniformidade de espécies dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=20,85$, $p=0,000$; Cladocera – ANOVA: $F=56,74$, $p=0,000$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A uniformidade de Cladocera foi maior na primeira coleta e menor nas duas subsequentes no tratamento 100 (Figura 46). A uniformidade de Copepoda foi menor na segunda coleta e maior na quarta.

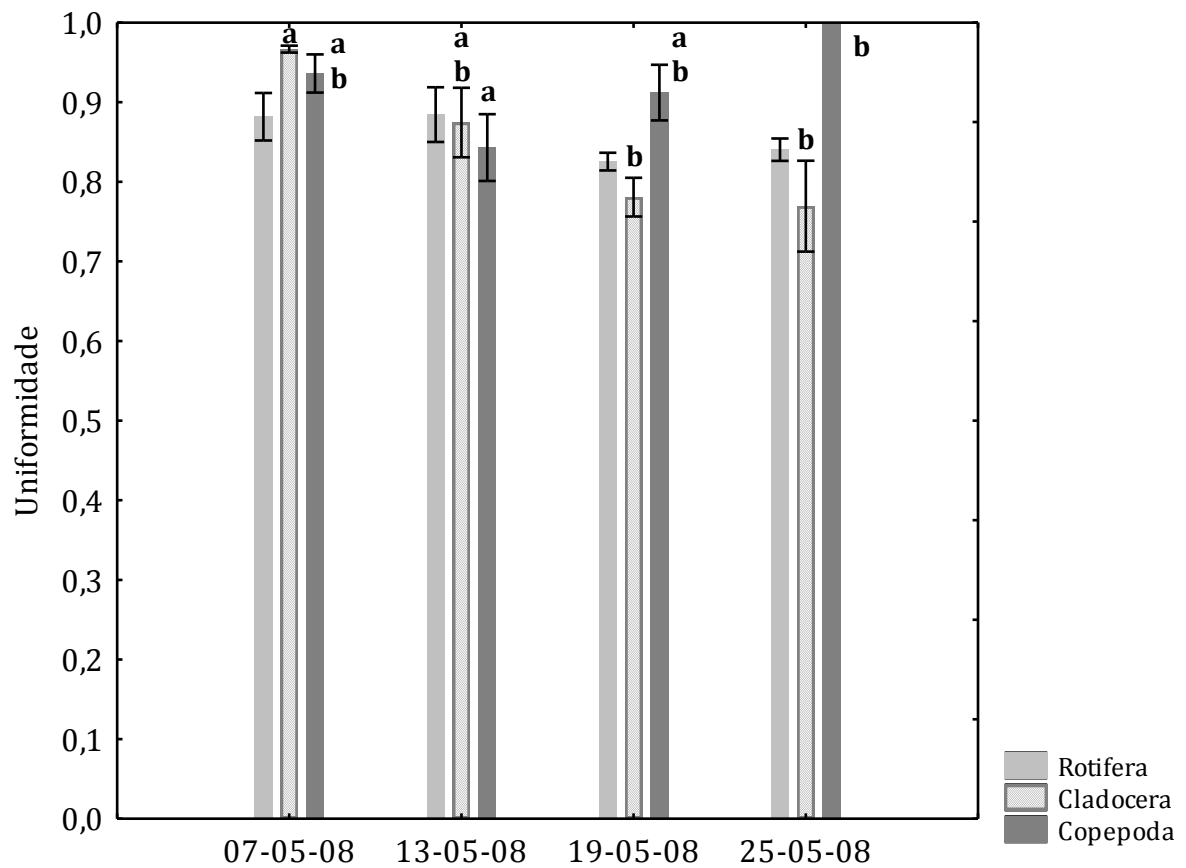


Figura 46 – Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de uniformidade de espécies dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Cladocera – ANOVA: $F=5,882$, $p=0,020$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A uniformidade de Rotifera diminuiu ao longo do tempo no tratamento 150 (Figura 47). A uniformidade de Cladocera foi maior na primeira e quarta coleta e menor na segunda.

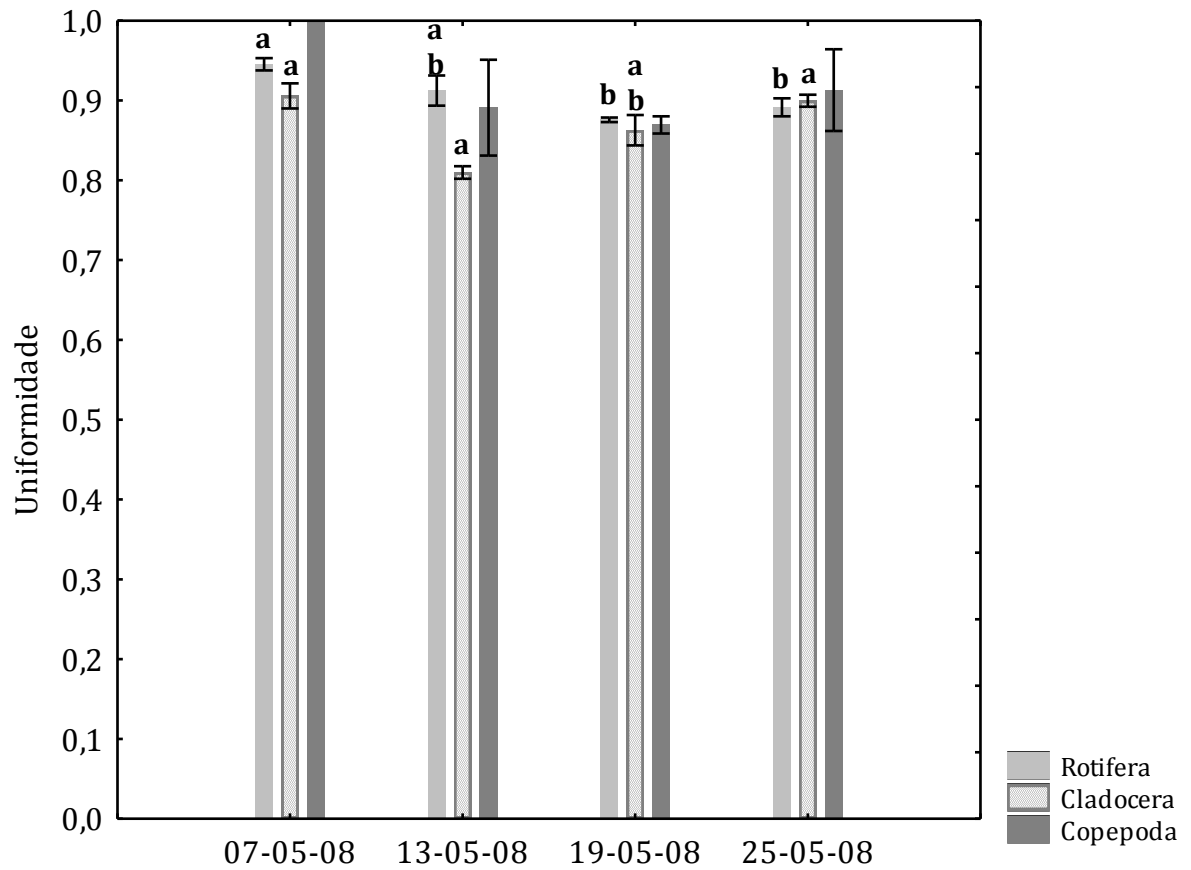


Figura 47 – Médias Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) de uniformidade de espécies dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F = 6,59$, $p = 0,015$; Cladocera – ANOVA: $F = 10,72$, $p = 0,004$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p < 0,05$).

5.2.4.3 – Índice de Shannon-Wiener

Os valores do índice de diversidade Shannon-Wiener de cada grupo (Rotifera, Cladocera e Copepoda) para a Lagoa (Figura 48), tratamentos 0 (Figura 49), 50 (Figura 50), 100 (Figura 51) e 150 (Figura 52) e são apresentandos a seguir.

A diversidade de Rotifera, Cladocera e Copepoda na lagoa apresentam queda ao longo do tempo (Figura 48). Rotifera com as maiores diversidades nas duas primeiras coletas, na terceira apresenta queda.

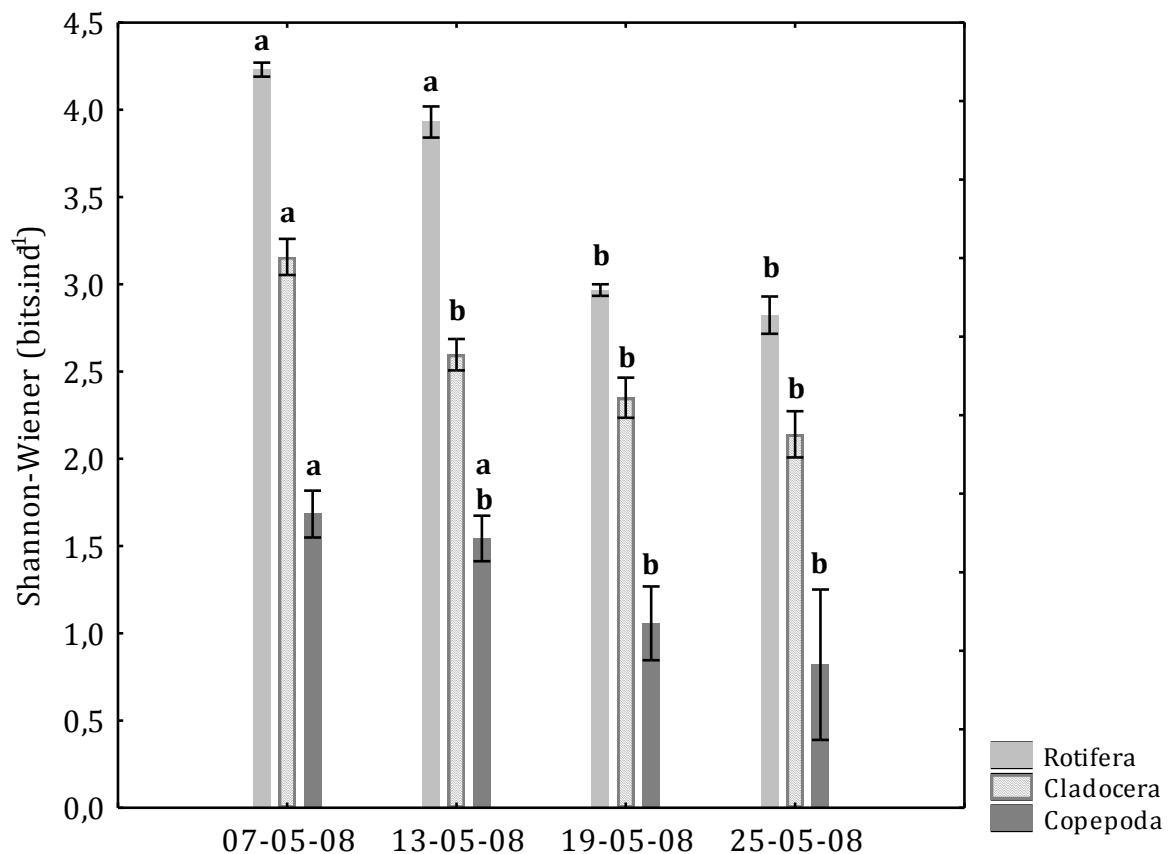


Figura 48 – Médias Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) do índice de Shannon-Wiener dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) na lagoa nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F= 88,365$, $p=0,000$; Cladocera – ANOVA: $F=15,548$, $p=0,001$; Copepoda – ANOVA: $F=6,089$, $p=0,018$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A diversidade de Rotifera na primeira coleta do tratamento 0 é a mais alta (Figura 49). O padrão de queda da diversidade foi também observado para os cladóceros. A

ausência de valores de diversidade de Copepoda nas duas primeiras coletas se deve ao fato de que a composição da população de Copepoda era inteiramente composta por nauplius e copepoditos, mas por falta de espécimes adultos para a identificação de espécie a diversidade não pôde ser calculada.

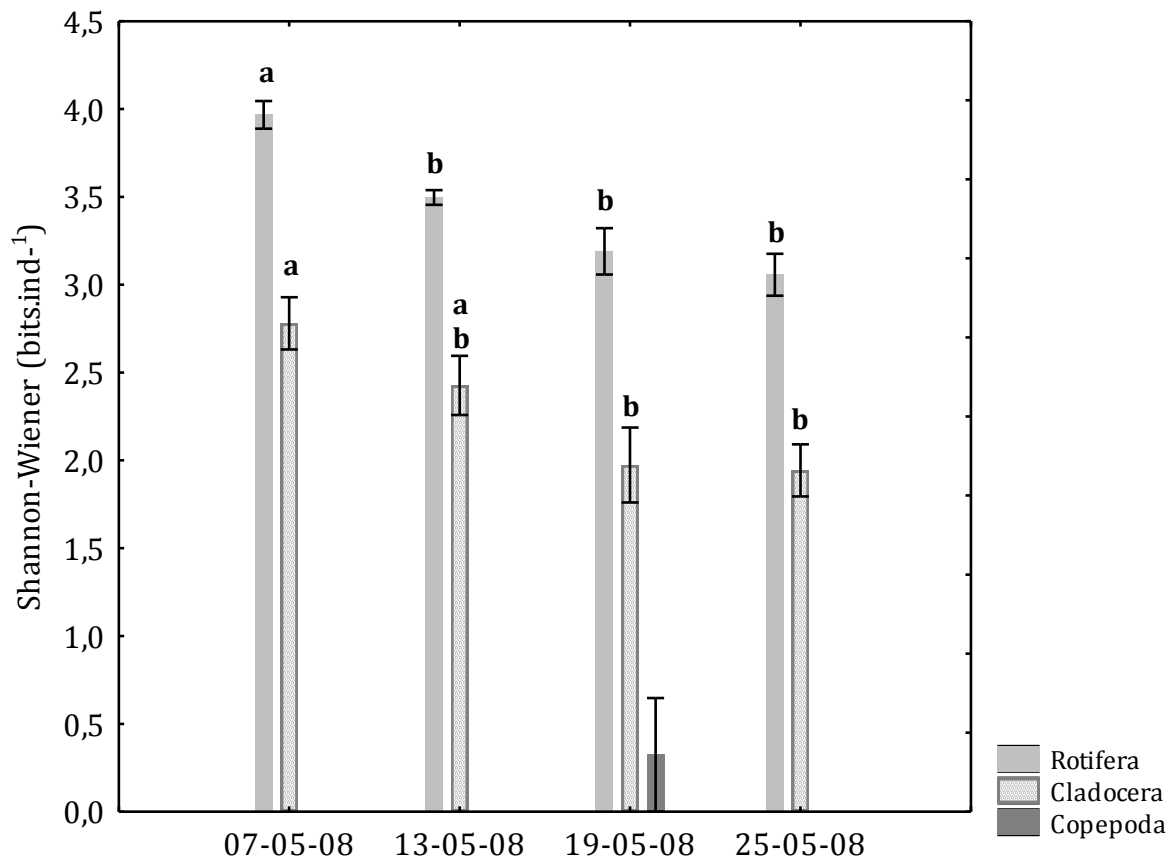


Figura 49 – Médias Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) do índice de Shannon-Wiener dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera - ANOVA: $F= 16,478$, $p=0,001$; Cladocera - ANOVA: $F=5,421$, $p=0,025$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A diversidade de Rotifera (que é a mais alta) mostrou queda ao longo do período experimental e aproximou-se da diversidade de Cladocera na última coleta (Figura 50). Cladocera mostrou a menor diversidade na terceira coleta.

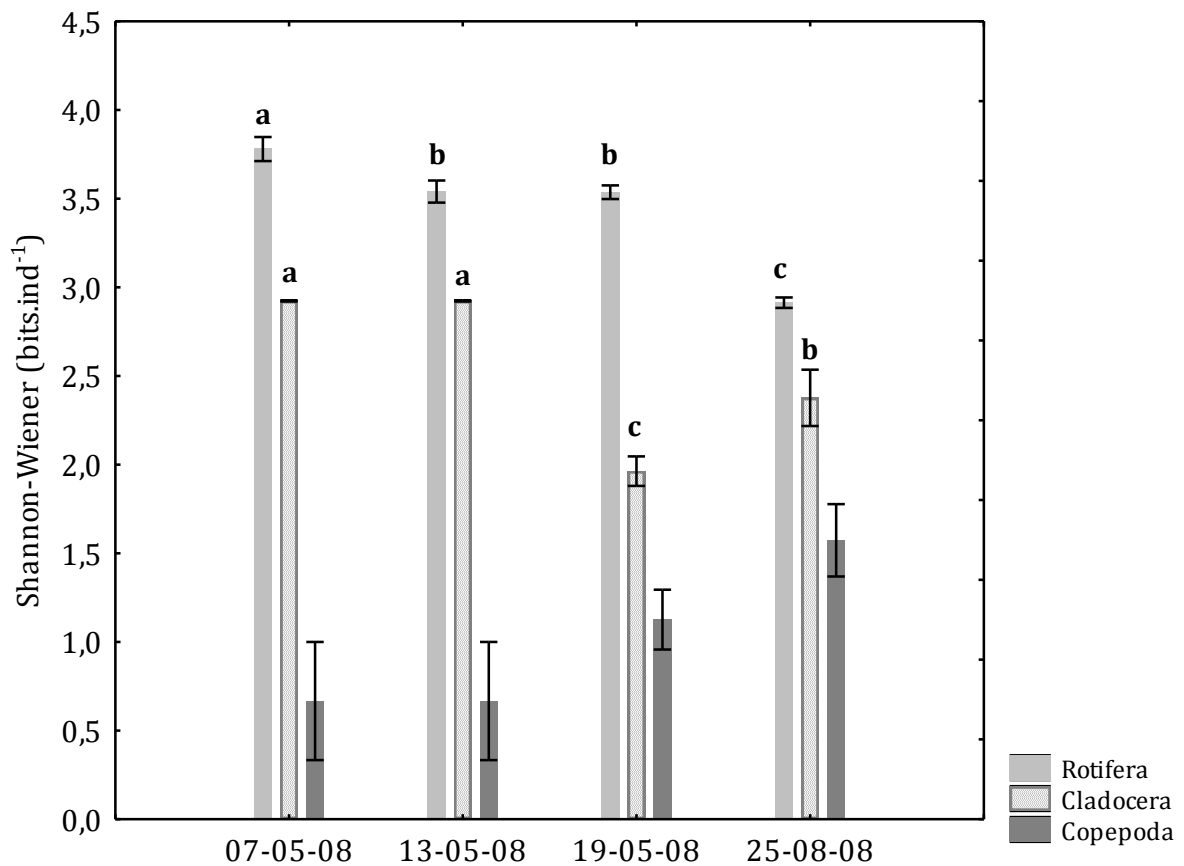


Figura 50 – Médias Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) do índice de Shannon-Wiener dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta. **a**, **b** e **c**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=50,49$, $p=0,000$; Cladocera – ANOVA: $F=26,999$, $p=0,000$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

A diversidade de Rotifera é um pouco superior a de Cladocera e ambas apresentam os menores valores na terceira coleta (Figura 51). Na quarta coleta, a diversidade de Rotifera aumentou um pouco. A diversidade de Rotifera foi maior que a de Cladocera. Na terceira coleta, a média da diversidade de Copepoda foi também maior que a de Cladocera.

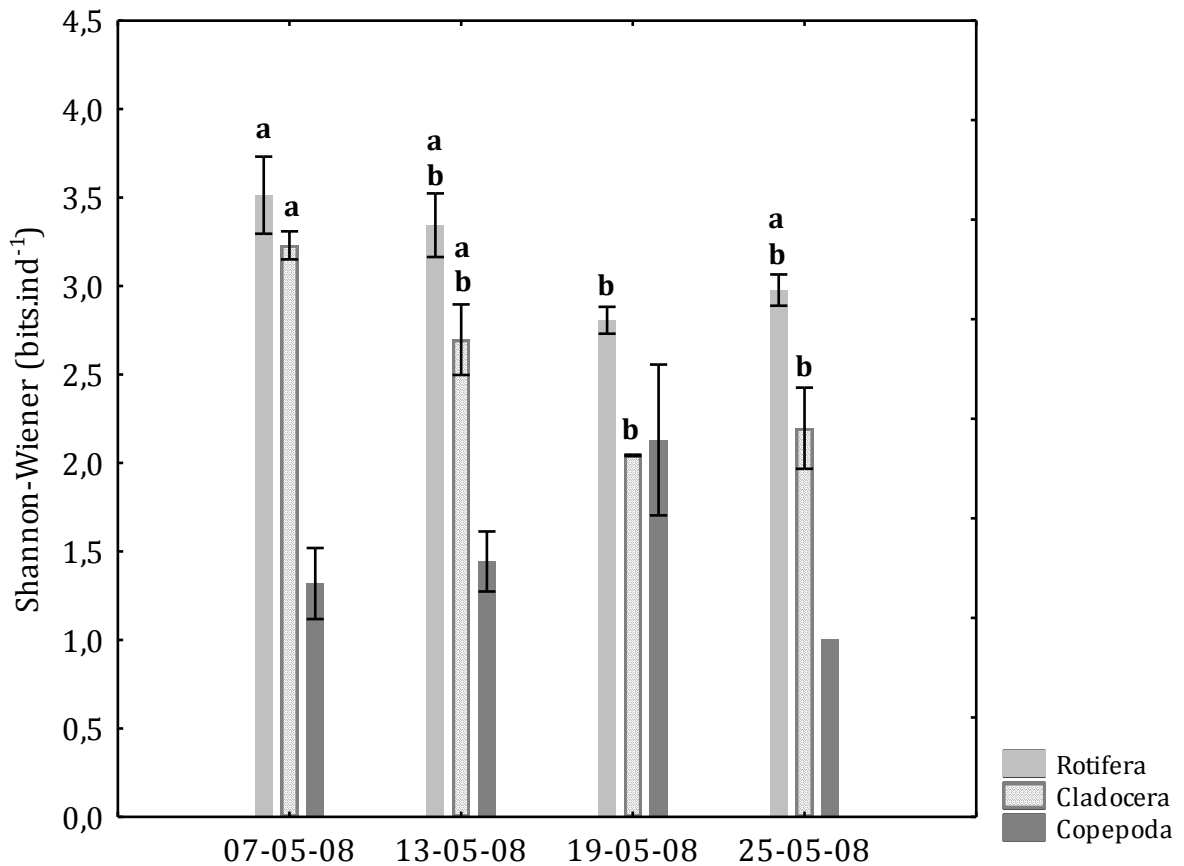


Figura 51 – Médias Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) do índice de Shannon-Wiener dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta. **a** e **b**: letras diferentes representam diferenças significativas entre um mesmo grupo ao longo do tempo nas diferentes coletas (Rotifera – ANOVA: $F=4,524$, $p=0,039$; Cladocera – ANOVA: $F=11,696$, $p=0,003$; seguidas pelo Teste de Tukey, $p<0,05$).

Não houve nenhum padrão nítido de variação para as diversidades de Rotifera, Cladocera e Copepoda (Figura 52) no tratamento 150. Na primeira coleta, foi pequena a diferença entre a diversidade de Rotifera e Cladocera. Copepoda apresentou sua maior diversidade na terceira coleta.

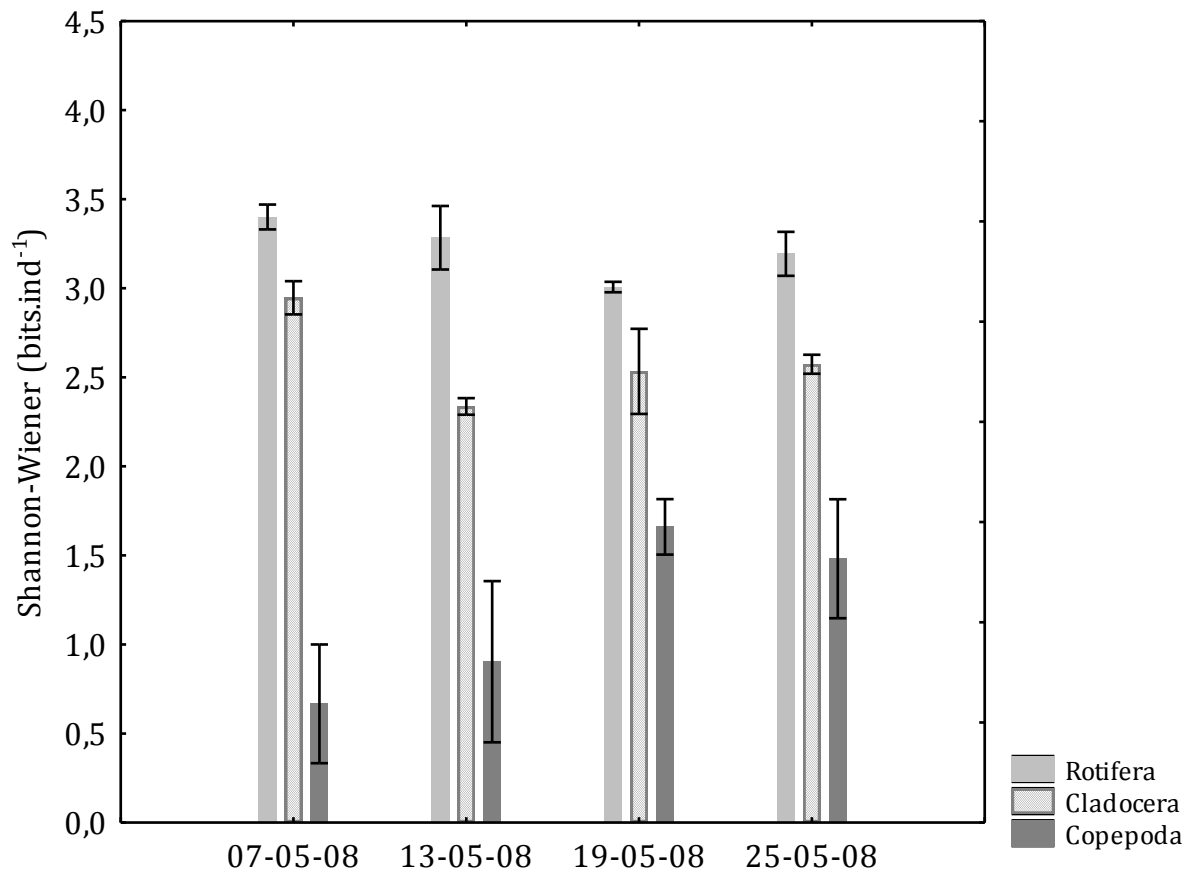


Figura 52 – Médias Médias (barras) e desvios-padrão (linhas verticais) do índice de Shannon-Wiener dos três grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta. Não houve diferenças significativas em nenhum grupo.

5.3 – Fitoplâncton

Tabela 6 – Média e desvio-padrão (DP) da densidade (ind.L⁻¹) dos táxons de fitoplâncton divididos por classe encontrados nos diferentes tratamentos ao longo do experimento (cont.).

	Lagoa		0		50		100		150	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
BACILLARIOPHYCEAE										
<i>Synedra acus</i> Kütz. var. <i>acus</i>	0	0	0	0	4.909	9.817	0	0	0	0
<i>Synedra delicatissima</i> W.Sm.	0	0	2.454	4.909	3.385	6.770	2.958	3.787	19.323	22.680
<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehr.	0	0	0	0	3.385	6.770	0	0	0	0
<i>Urosolenia eriensis</i> (Sm.) Round & Craw. in Round, Craw.& Mann	0	0	0	0	0	0	0	0	2.805	5.610
ZYGNEMAPHYCEAE										
<i>Closterium acutum</i> Ehr.	1.339	2.677	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mougeotia</i> spp	0	0	25.729	18.292	13.541	27.082	0	0	8.181	16.362
<i>Staurastrum pseudotetracerum</i> (Nords.) West & West	0	0	0	0	8.181	16.362	0	0	0	0
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs	0	0	2.394	4.789	0	0	0	0	0	0
CHLOROPHYCEAE										
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda sensu Kors.	0	0	7.303	9.379	0	0	0	0	0	0
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.	0	0	2.394	4.789	1.683	3.366	0	0	0	0
<i>Carteria</i> sp	1.254	2.507	7.303	9.379	0	0	0	0	2.727	5.454
<i>Chlamydomonas</i> sp	0	0	7.303	9.379	0	0	0	0	0	0
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. Sm.)	2.945	5.890	0	0	6.770	13.541	9.405	16.277	5.259	6.100
<i>Coelastrum cambricum</i> Archer	0	0	2.454	4.909	0	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	0	0	0	0	1.683	3.366	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	0	0	0	0	4.909	9.817	3.914	7.828	4.909	9.817
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	0	0	2.454	4.909	0	0	2.947	3.751	0	0
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	0	0	0	0	0	0	0	0	2.454	4.909
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirch.) Möb.	0	0	0	0	0	0	5.049	10.098	0	0
<i>Koliella longiseta</i> (Vis.) Hind.	4.418	8.835	0	0	0	0	1.683	3.366	2.454	4.909
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	0	0	0	0	0	0	0	0	4.909	9.817
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	0	0	0	0	0	0	978	1.957	2.727	5.454
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur. ex Bréb.) Kom.-Legner	4.016	8.032	6.334	12.667	3.385	6.770	1.980	3.960	2.805	5.610
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legner	1.254	2.507	3.167	6.334	0	0	3.366	6.732	0	0
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Näg.	0	0	2.454	4.909	0	0	978	1.957	0	0
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lag.) Chod.	1.339	2.677	2.394	4.789	0	0	0	0	2.805	5.610
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Hansg.) Chod.	1.254	2.507	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus bijugus</i> (Turp.) Kütz.	0	0	0	0	3.385	6.770	0	0	0	0
<i>Scenedesmus protuberans</i> Fritsch	0	0	0	0	8.181	16.362	0	0	0	0
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bred. sensu Chod.	2.507	5.014	0	0	3.366	6.732	5.049	10.098	25.361	17.393
<i>Schroederia judayi</i> G.M.Smith	0	0	0	0	8.181	16.362	0	0	0	0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	0	0	0	0	0	0	3.366	6.732	0	0
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hans.	0	0	0	0	2.454	4.909	990	1.980	5.610	11.220
<i>Tetrastrum mitrae</i> (Pan.) Kom.	0	0	2.394	4.789	0	0	0	0	0	0

Tabela 6 – Média e desvio-padrão (DP) da densidade (ind.L⁻¹) dos táxons de fitoplâncton divididos por classe encontrados nos diferentes tratamentos ao longo do experimento (cont.).

CYANOPHYCEAE										
<i>Anabaena planctonica</i> Brun.	0	0	11.972	23.944	0	0	0	0	0	0
<i>Anabaena</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	7.363	14.726
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & West	0	0	2.394	4.789	1.683	3.366	0	0	0	0
<i>Lyngbya</i> spp	0	0	0	0	0	0	3.875	7.750	0	0
<i>Jaaginema quadripunctulatum</i> (Brühl et Bisw.) Anag. et Kom.	10.040	13.891	0	0	8.181	16.362	11.626	23.251	2.454	4.909
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	0	0	2.394	4.789	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis</i> sp	0	0	3.167	6.334	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Kom.) Kom.	0	0	0	0	0	0	6.732	13.464	0	0
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. & Kom.	2.507	5.014	2.394	4.789	1.683	3.366	3.366	6.732	0	0
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	8.616	14.090	4.789	9.578	0	0	6.459	12.917	17.180	34.360
CRYPTOPHYCEAE										
<i>Chroomonas</i> sp	410.995	226.463	487.039	129.803	535.771	108.062	313.533	168.281	571.890	90.306
<i>Chroomonas acuta</i> Uter.	27.979	55.958	100.566	201.132	41.933	71.380	71.467	127.539	14.726	18.798
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	178.450	220.279	119.841	195.657	61.353	64.437	153.657	297.071	144.803	245.936
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr.	64.842	86.497	62.255	118.212	53.874	98.926	120.390	233.941	51.813	96.491
<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja	20.081	27.782	7.243	9.192	183.347	357.776	56.463	91.103	4.909	5.668
<i>Cryptomonas</i> spp	578.833	308.371	592.676	277.643	737.684	251.371	476.297	423.443	763.247	205.017
EUGLENOPHYCEAE										
<i>Euglena acus</i> Ehr.	0	0	0	0	2.454	4.909	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	1.254	2.507	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas</i> spp	1.473	2.945	0	0	0	0	0	0	0	0
CHRYSOPHYCEAE										
<i>Dinobryon bavaricum</i> (Scütt) Lemm.	9.505	15.336	522.604	778.221	814.937	1.412.631	135.451	138.674	271.024	522.599
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	4.016	8.032	112.303	122.923	102.403	146.842	33.659	67.318	176.008	290.281
<i>Mallomonas</i> sp	55.471	88.379	121.879	109.637	165.113	153.972	96.550	71.738	188.513	198.576
<i>Synura uvella</i> Ehr.	99.867	143.933	41.603	71.013	47.647	59.142	21.291	26.251	31.945	21.432
DINOPHYCEAE										
<i>Peridinium</i> sp	0	0	8.016	5.525	0	0	2.935	5.871	5.610	11.220
TOTAL	1.522.110	969.855	2.400.781	926.185	3.055.446	1.618.232	1.597.012	1.305.808	2.631.627	1.063.033

5.3.2 – Densidade Total por classe

A menor densidade total de fitoplâncton foi encontrada na lagoa (Figura 53). A segunda menor foi encontrada no tratamento 100 (exceto na segunda coleta, Figura 56). No tratamento 0 não foi registrada densidade elevada na primeira coleta, como o esperado (Figura 54). A segunda maior densidade total de fitoplâncton foi registrada no tratamento 150 e a primeira no tratamento 50 (Figura 55).

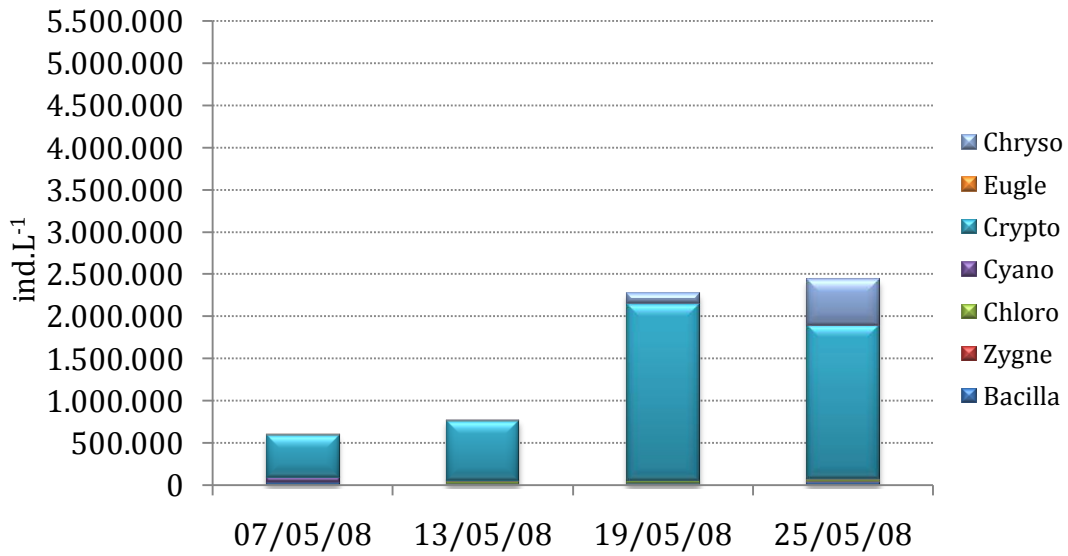


Figura 53 – Densidade total (ind.L⁻¹) por classe de fitoplâncton na lagoa nos diferente dias de coleta.

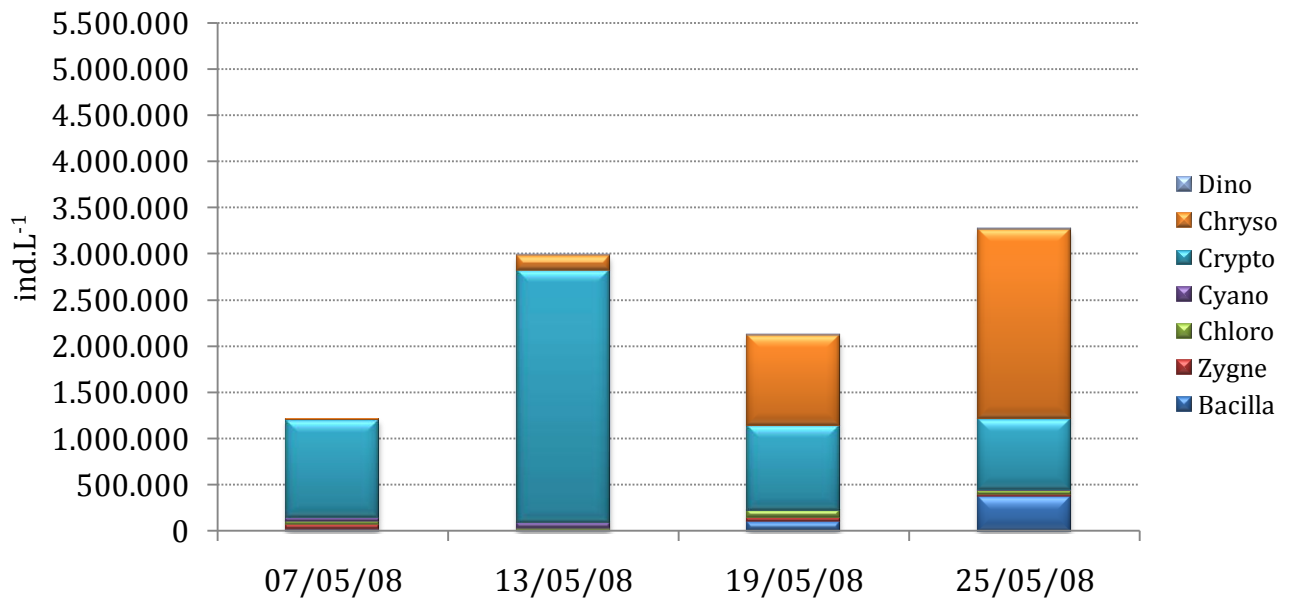


Figura 54 – Densidade total (ind.L⁻¹) por classe de fitoplâncton no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

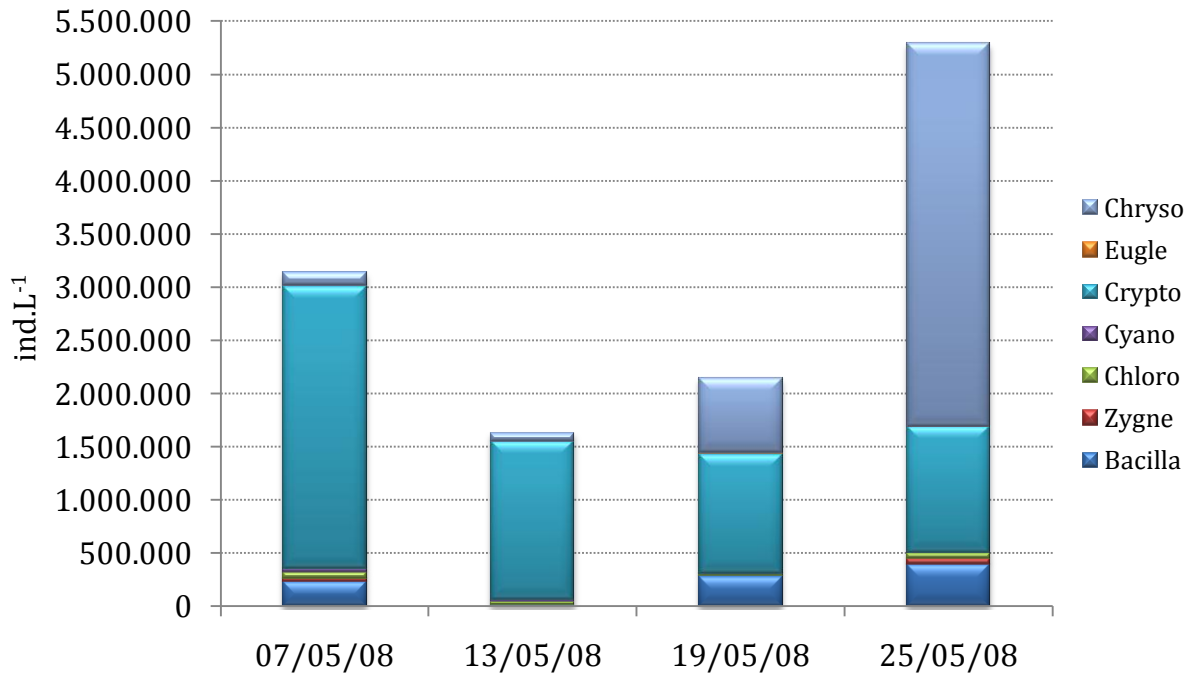


Figura 55 – Densidade total (ind.L⁻¹) por classe de fitoplâncton no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

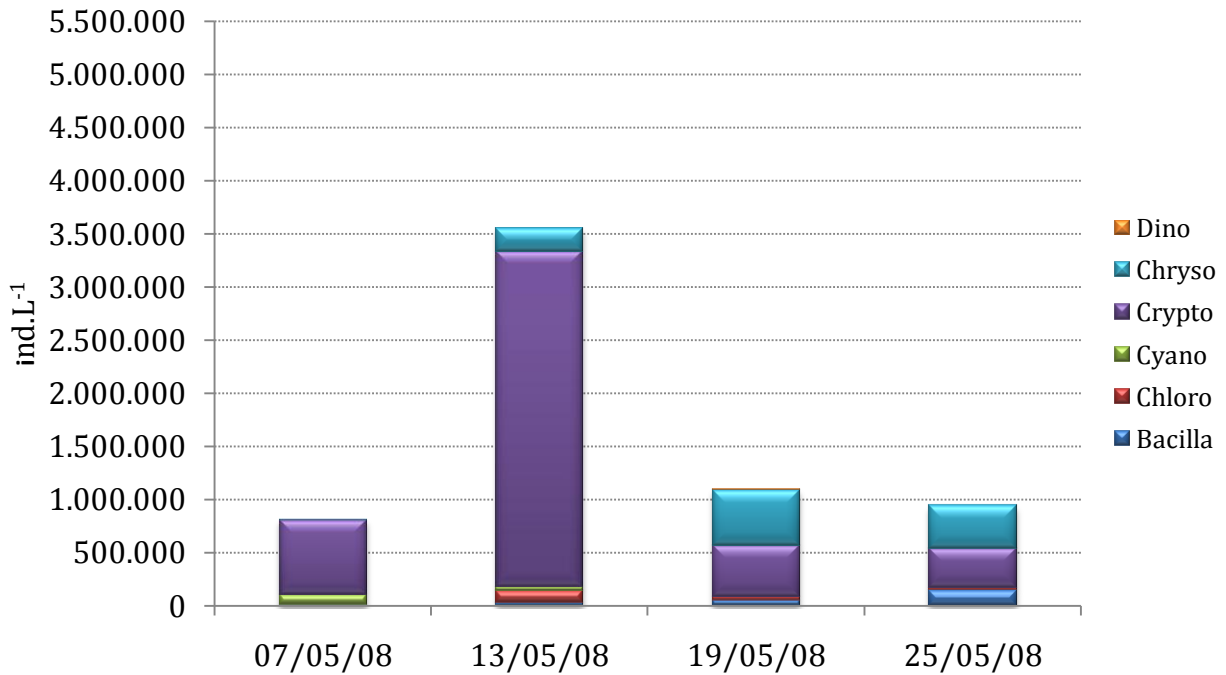


Figura 56 – Densidade total (ind.L⁻¹) por classe de fitoplâncton no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

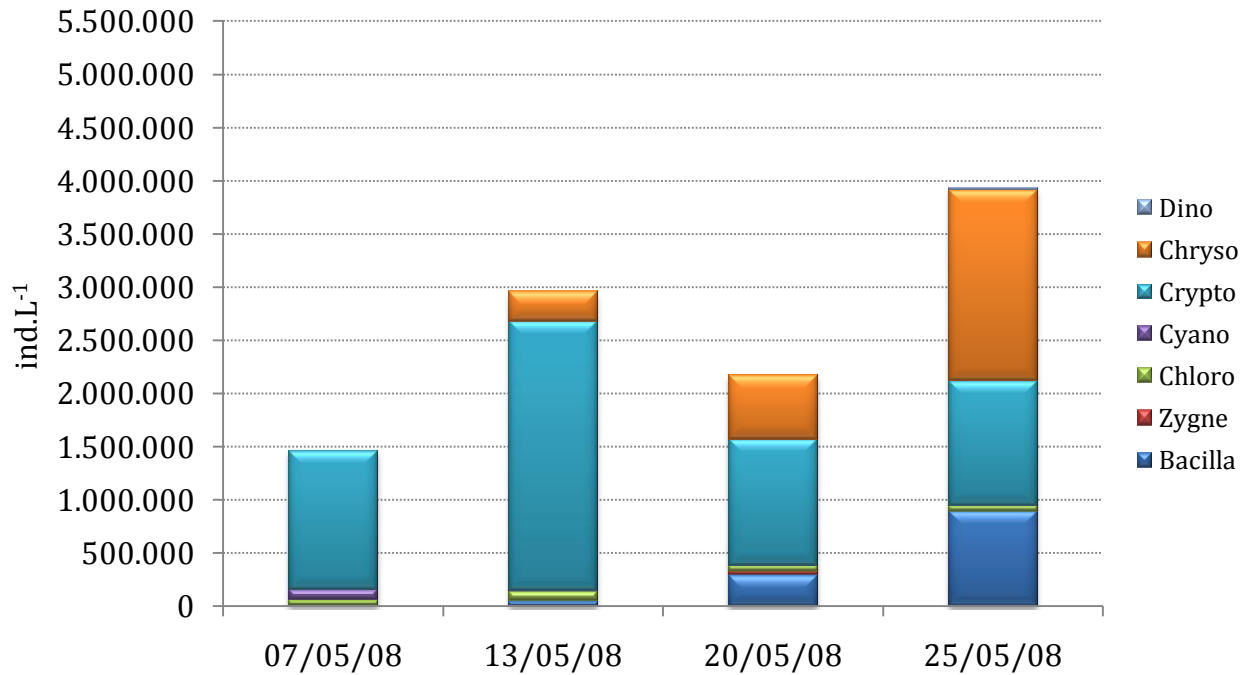


Figura 57 – Densidade total (ind.L⁻¹) por classe de fitoplâncton no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.3.3– Abundância relativa por classe

Durante todo o experimento a lagoa foi dominada por Cryptophyceae, atingindo 90% de todo o fitoplâncton na segunda coleta (Figura 58).

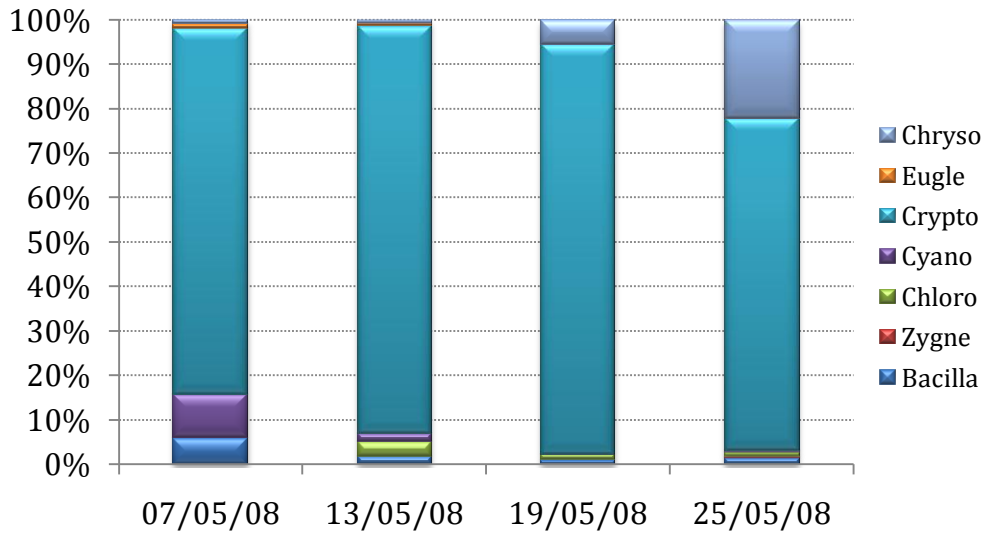


Figura 58 – Abundância relativa (%) de classes de fitoplâncton na lagoa nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 0 inicialmente houve predomínio de Cryptophyceae, mas a partir da segunda coleta Chrysophyceae elevou-se a sua contribuição na densidade total sendo a classe predominante na última coleta (Figura 59).

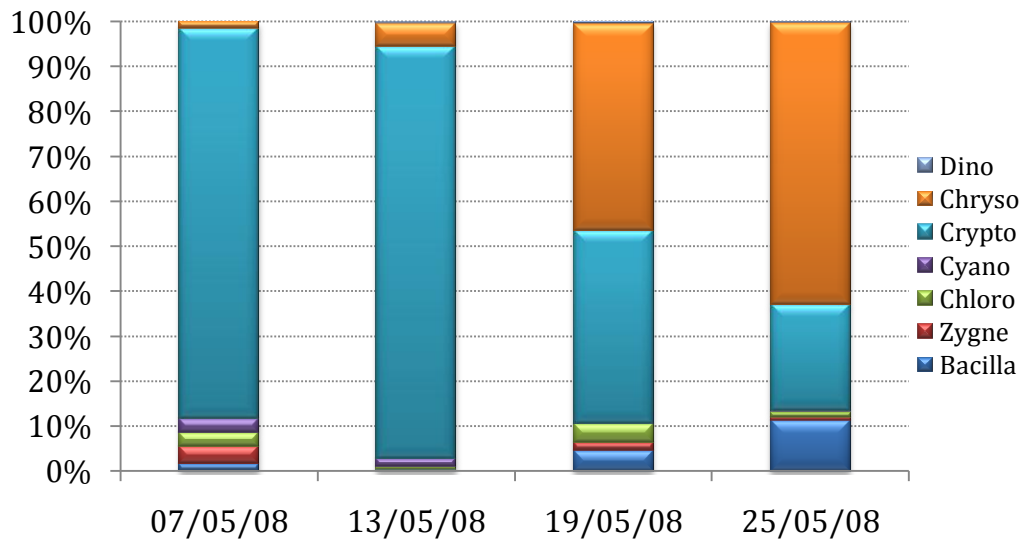


Figura 59 – Abundância relativa (%) de classes de fitoplâncton no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 50 nas duas primeiras coletas o predomínio é de Cryptophyceae. A partir da terceira a porcentagem de Chrysophyceae aumenta tanto que esta classe é a predominante na última coleta (Figura 60).

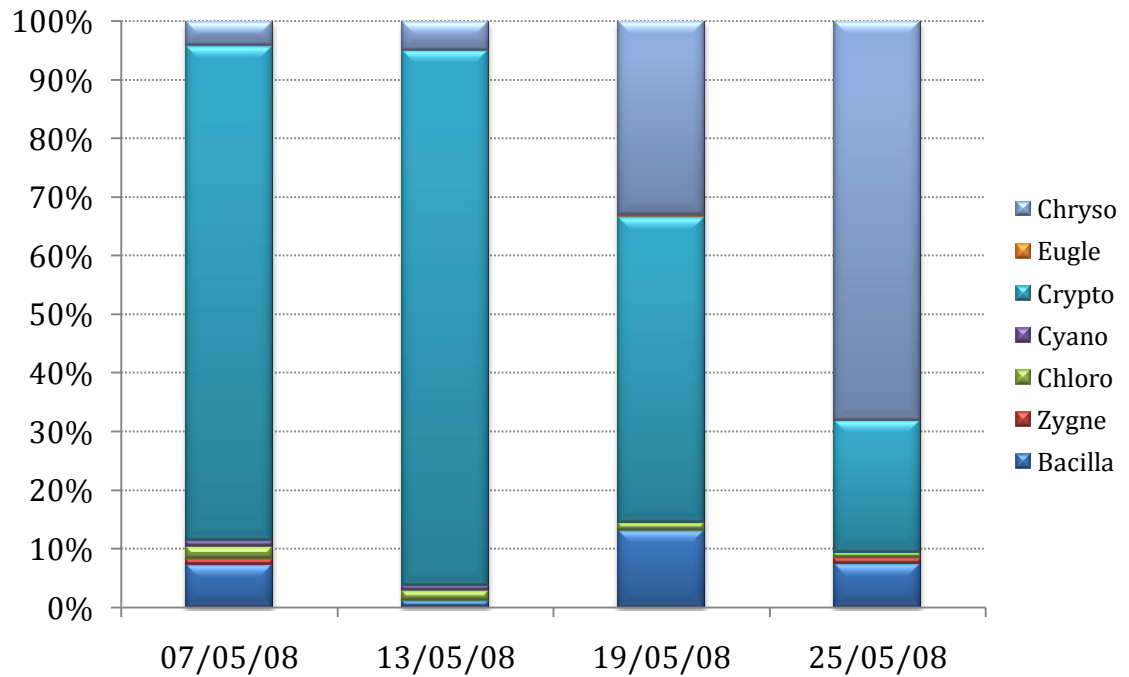


Figura 60 - Abundância relativa (%) de classes de fitoplâncton no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 100 Cryptophyceae predominou nas duas primeiras coletas e a abundância relativa de Chrysophyceae aumentou na terceira e quarta coleta, se igualando a Cryptophyceae (Figura 61).

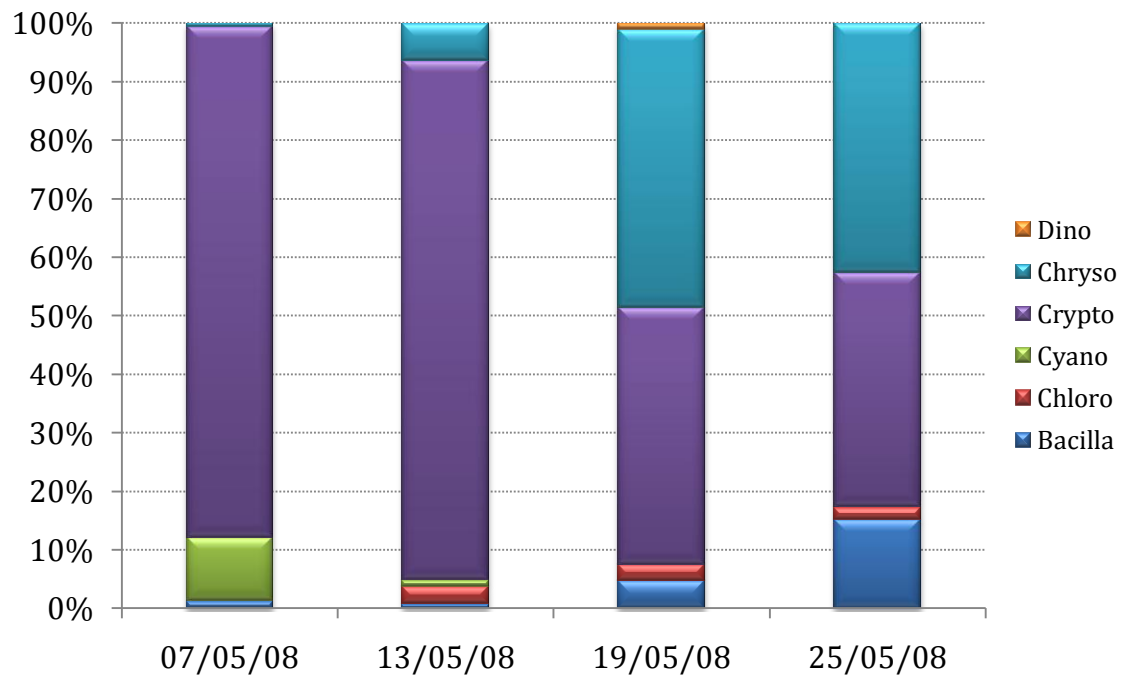


Figura 61 – Abundância relativa (%)de classes de fitoplâncton no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

Na primeira coleta do tratamento 150 o predomínio foi de Cryptophyceae. Na segunda, abundância relativa de Chrysophyceae começa a aumentar. Na terceira, ocorreu aumento de Bacillariophyceae (Figura 62).

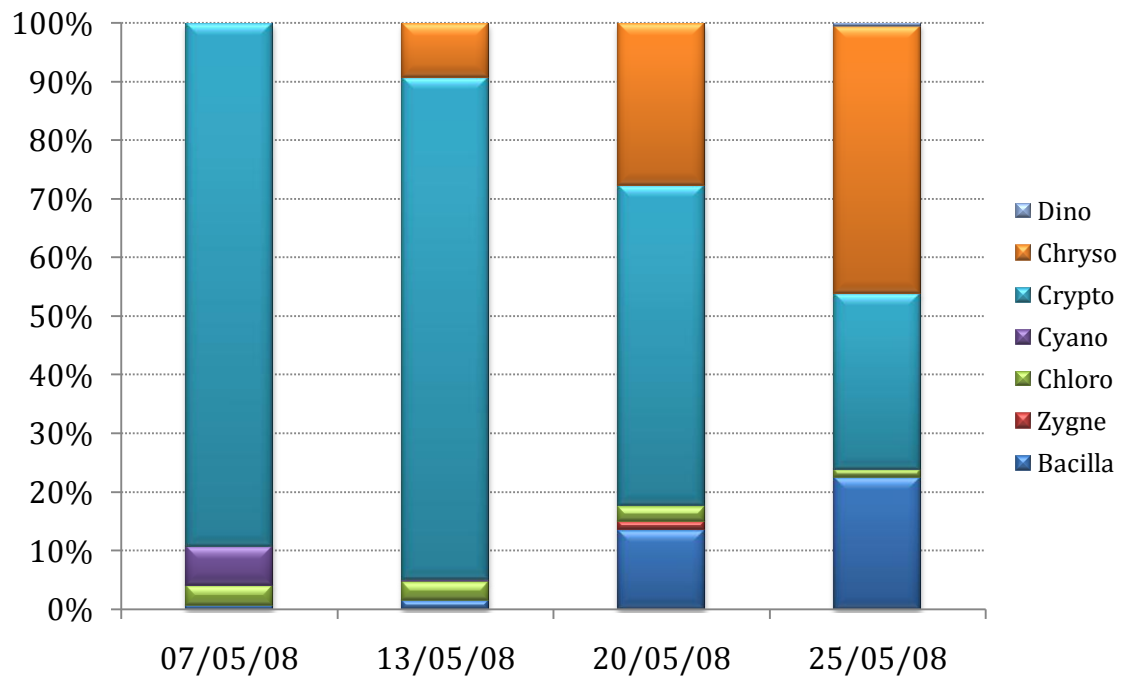


Figura 62 – Abundância relativa (%) de fitoplâncton no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.3.4 – Riqueza

A maior riqueza de táxons (espécie ou gênero divididos por classe) foi encontrada na lagoa na última coleta (Figura 63).

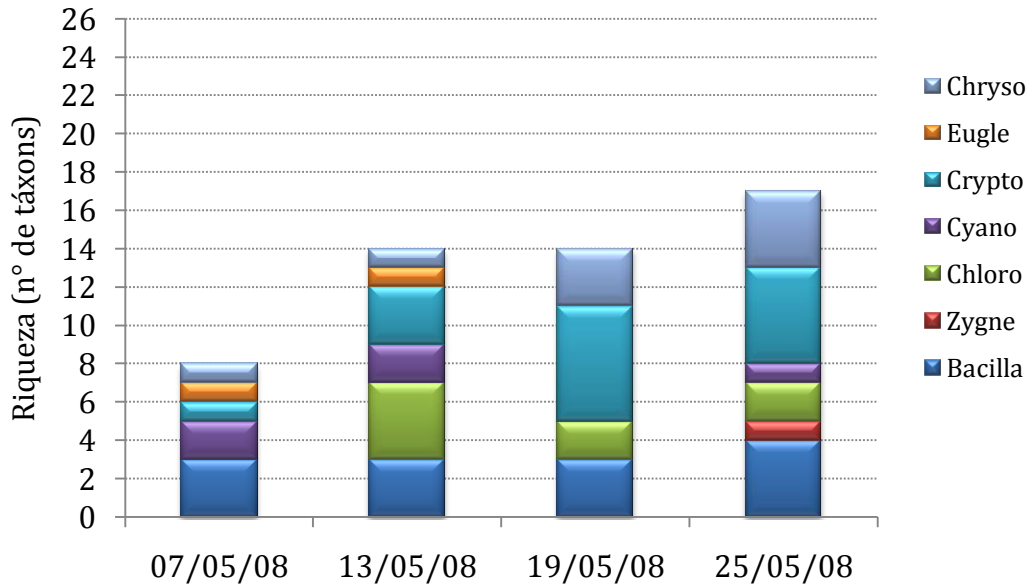


Figura 63 – Riqueza (nº) de táxons de fitoplâncton divididas por classe encontrados na lagoa nos diferentes dias de coleta.

A maior riqueza de táxons no tratamento 0 foi encontrada na terceira coleta (Figura 64).

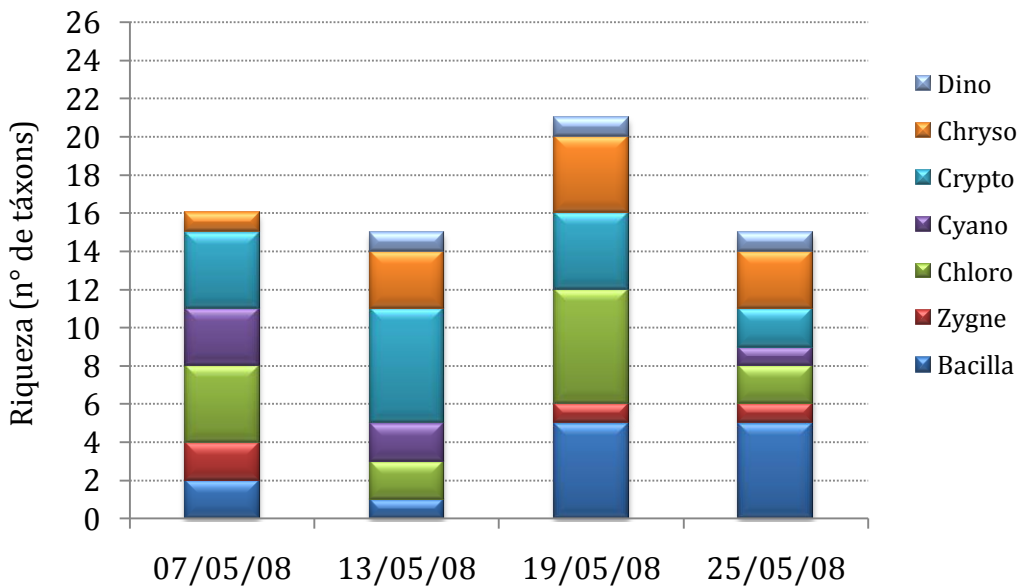


Figura 64 – Riqueza (nº) de táxons de fitoplâncton divididos por classe encontrados no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

A maior riqueza obtida no tratamento 50 foi também registrada na terceira coleta (Figura 65).

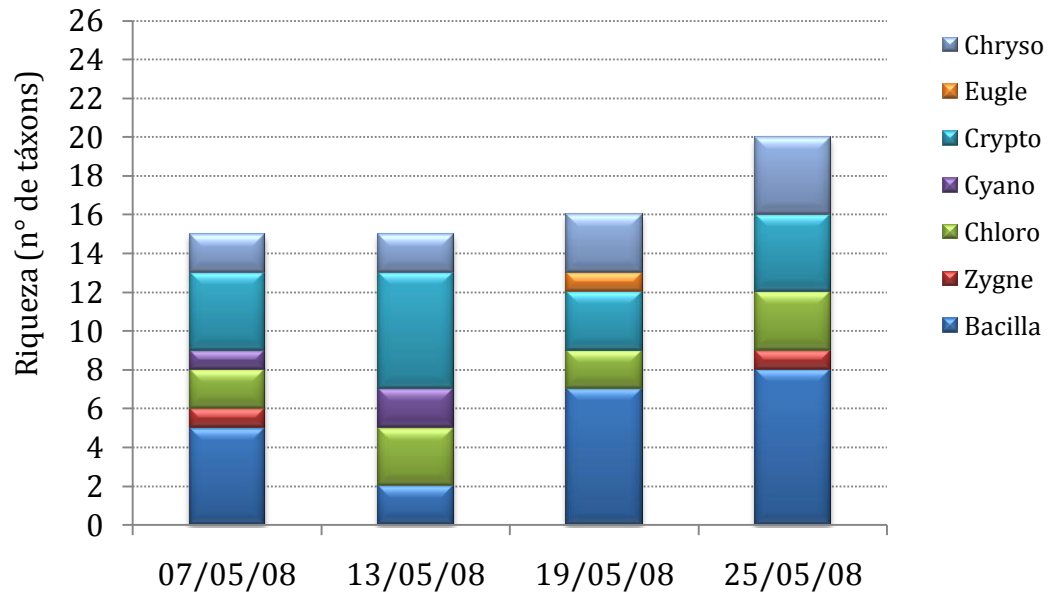


Figura 65 – Riqueza (nº) de táxons de fitoplâncton divididos por classe encontrados no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 100, a maior riqueza foi encontrada na segunda coleta (Figura 66).

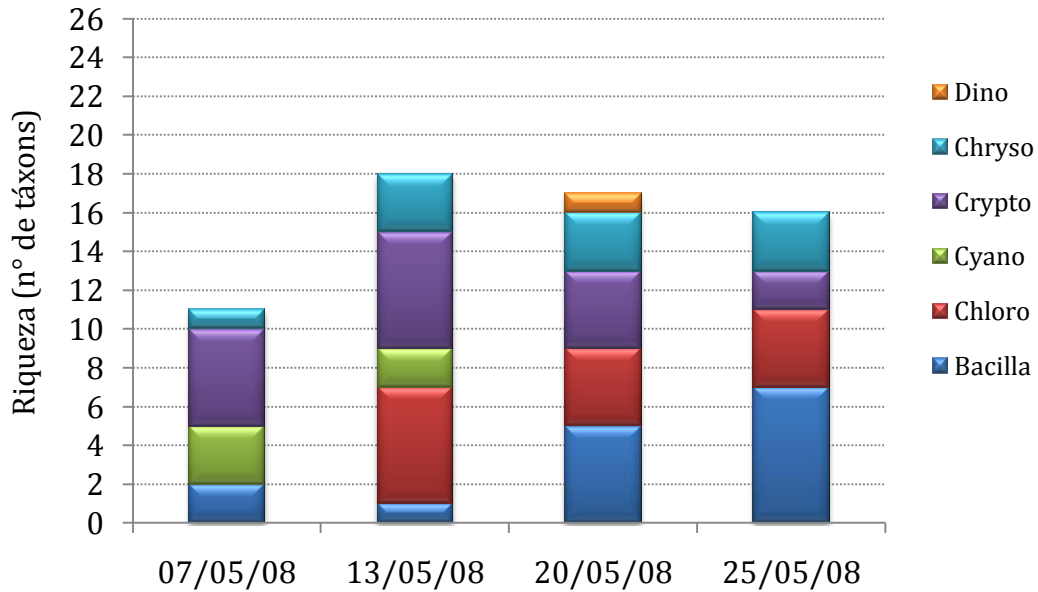


Figura 66 – Riqueza (n°) de táxons de fitoplâncton divididos por classe no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 150 a maior riqueza foi atingida na última coleta (Figura 67).

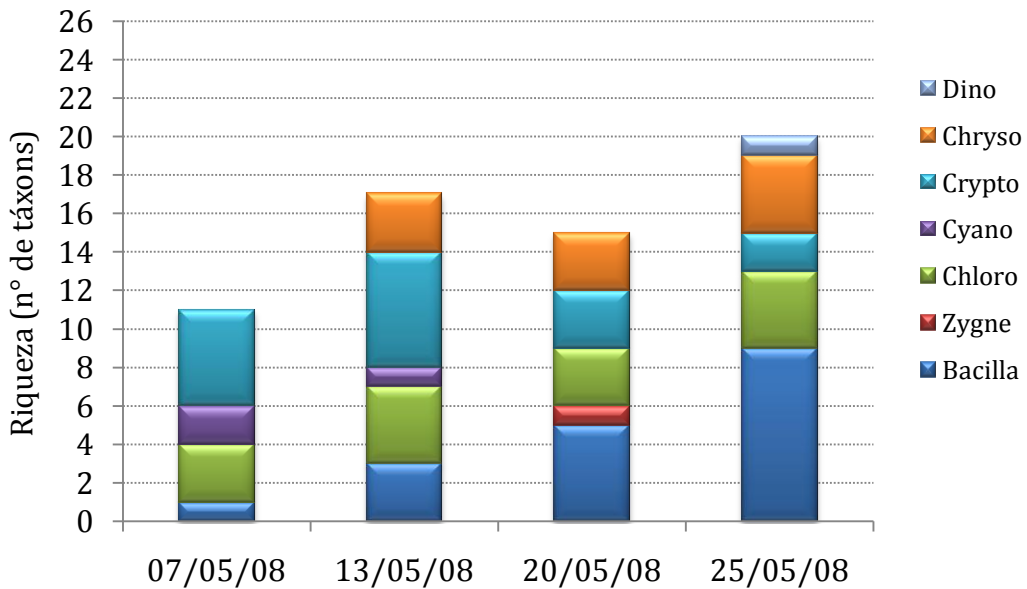


Figura 67 – Riqueza (n°) de táxons de fitoplâncton divididos por classe no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.3.5 – Riqueza relativa

Na lagoa, nas duas primeiras coletas, a distribuição dos táxons de fitoplâncton entre as classes é ligeiramente mais homogênea. A partir da terceira coleta nota-se que as classes Bacillariophyceae, Chytridophyceae e Chrysophyceae são as que apresentaram maior número de táxons (Figura 68).

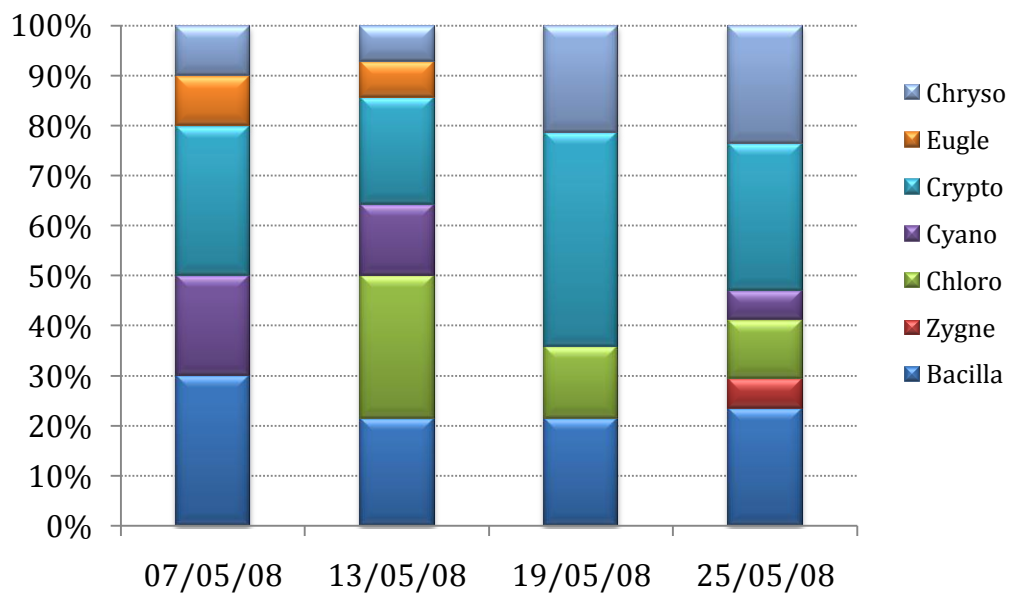


Figura 68 – Riqueza relativa (%) de táxons de fitoplâncton divididos por classe na lagoa nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 0, a distribuição de táxons entre as classes é mais heterogênea (Figura 69).

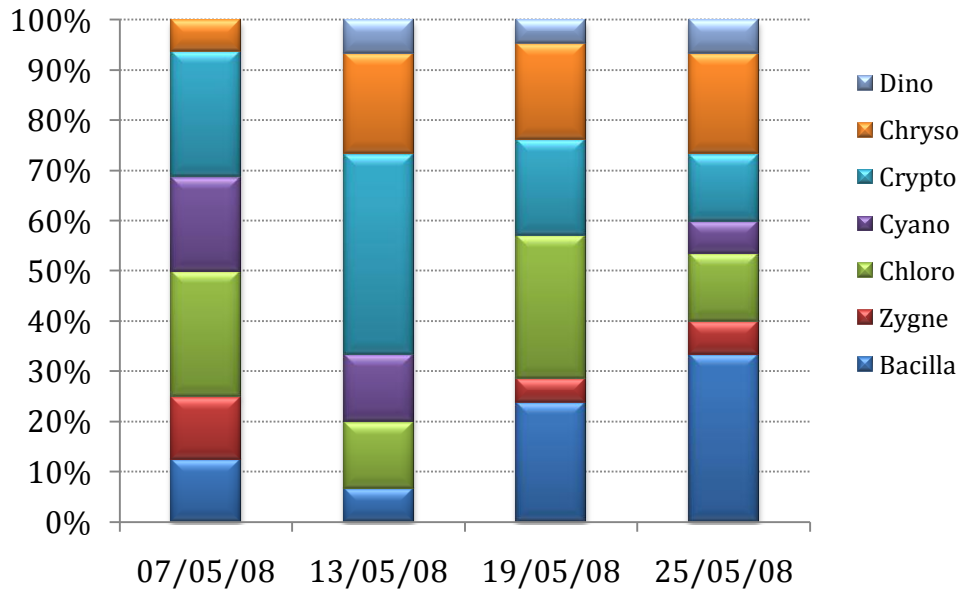


Figura 69 - Riqueza relativa (%) de táxons de fitoplâncton divididos por classe no tratamento 0 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 50, ocorreu uma distribuição de táxons mais homogênea entre as classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae (Figura 70).

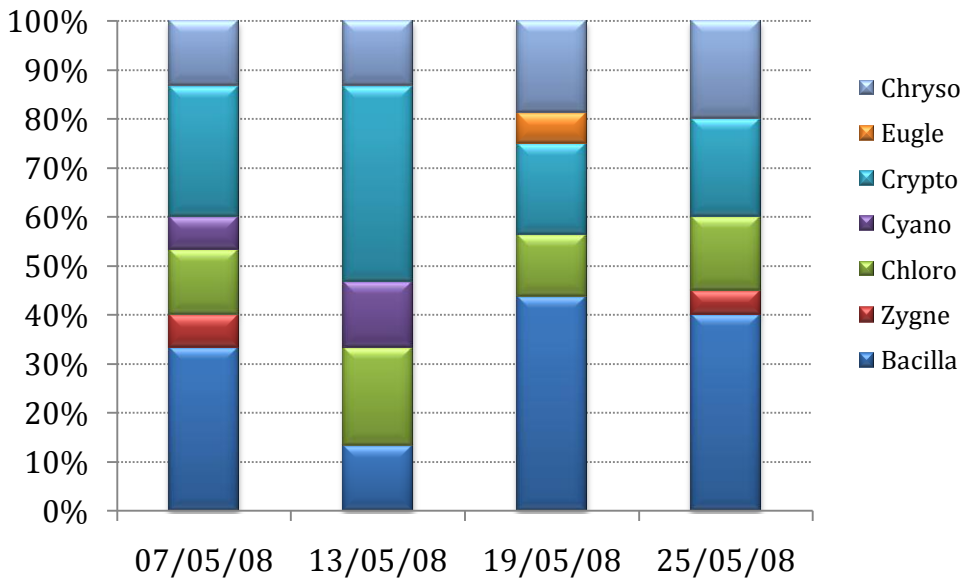


Figura 70 - Riqueza relativa (%) de táxons de fitoplâncton divididos por classe no tratamento 50 nos diferentes dias de coleta.

Nas duas primeiras coletas do tratamento 100, houve predomínio da classe Cryptophyceae. A partir da terceira coleta, as classes mais representativas foram Cryptophyceae e Chrysophyceae (Figura 71).

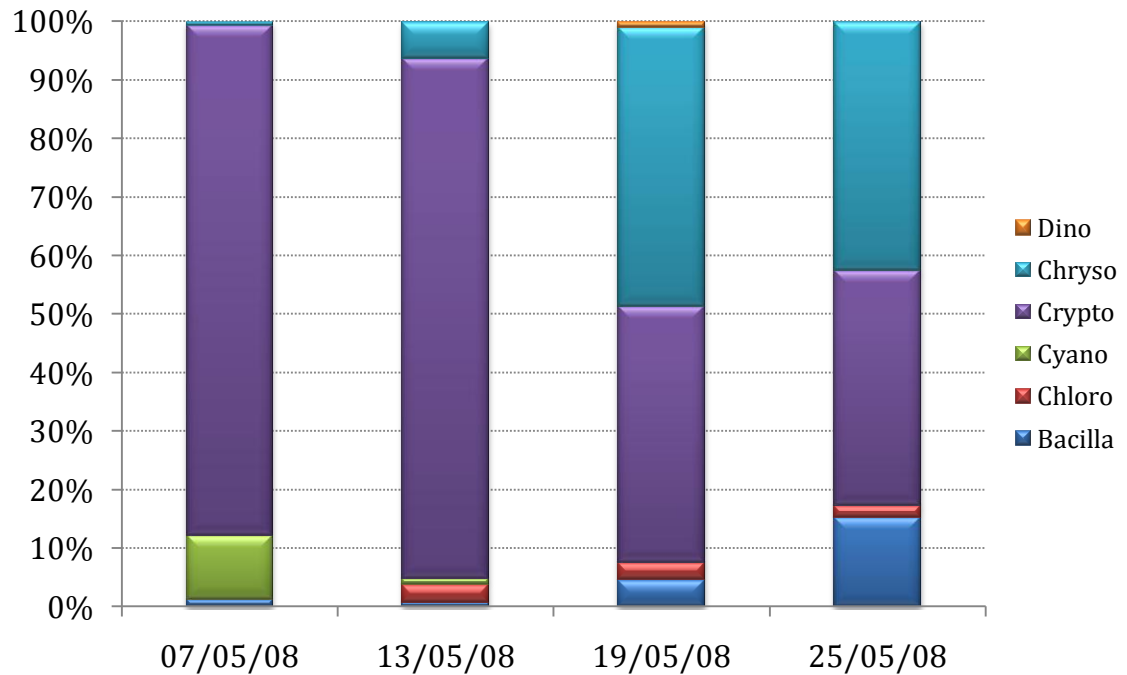


Figura 71 - Riqueza relativa (%) de táxons de fitoplâncton divididos por classe no tratamento 100 nos diferentes dias de coleta.

No tratamento 150, inicialmente o predomínio foi de Cryptophyceae, mas as Bacillariophyceae foram aumentando até igualar-se as Cryptophyceae (Figura 72). Neste tratamento foi o que apresentou o maior número de táxons de Chlorophyceae foi encontrado.

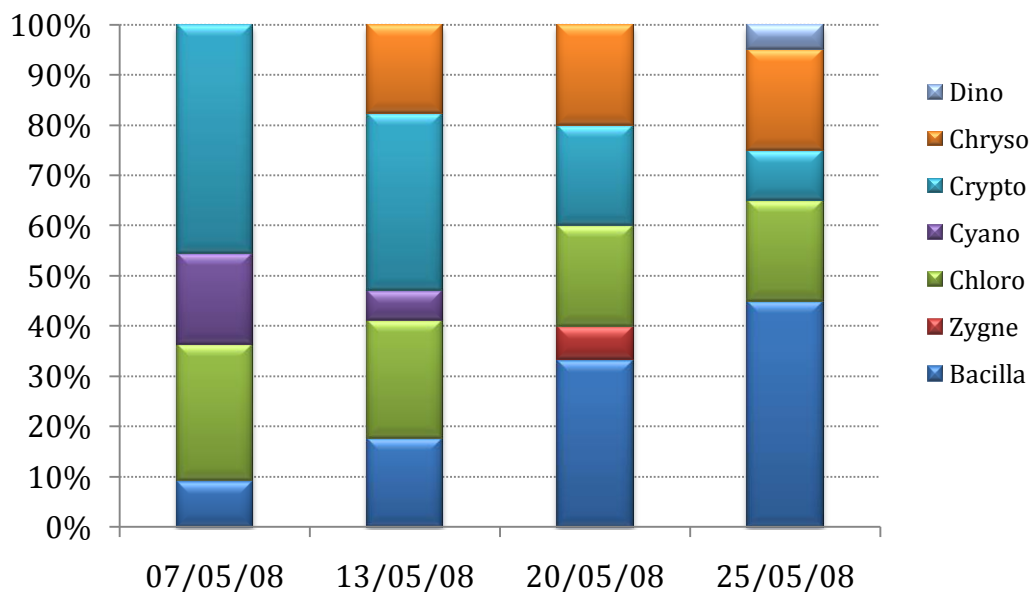


Figura 72 – Riqueza relativa (%) de táxons de fitoplâncton divididos por classe no tratamento 150 nos diferentes dias de coleta.

5.3.6 – Diversidade e Uniformidade

Foram calculadas para todos os táxons de fitoplâncton encontrados por tratamento e coleta a diversidade (por meio do índice de Shannon-Wiener) e a uniformidade (Figura 73).

A lagoa apresentou menores valores de diversidade e uniformidade que os tratamentos 0, 50, 100 e 150. Apenas no tratamento 150 ocorreu padrão de aumento da diversidade ao longo do tempo. Os demais tratamentos não mostraram padrão para diversidade e uniformidade.

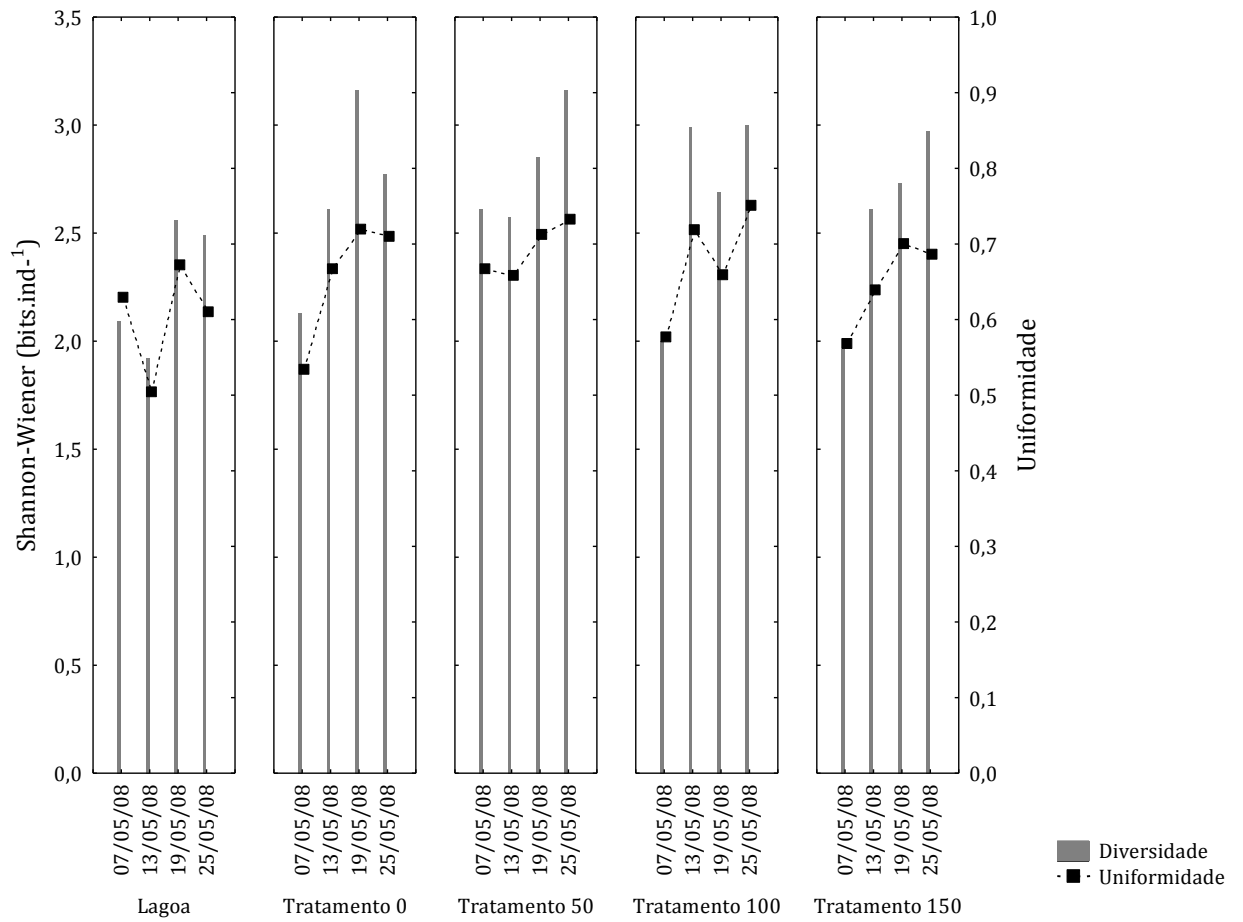


Figura 73 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener (barras, eixo y direito) e Uniformidade (quadrados com linhas pontilhadas, eixo y direito) dos táxons de fitoplâncton de acordo com os tratamentos e os dias de coleta.

6- Discussão

O padrão de temperatura da água, com isotermita pela manhã e microestratificações, principalmente à tarde, coincidem perfeitamente com o padrão descrito por Moschini-Carlos et al. (1999). O período em que foi realizado o experimento é de transição do ciclo sazonal de estratificação para isotermita (Granado e Henry, 2008). Durante as horas em que ocorre isotermita há circulação de água na lagoa (Henry, 2005), o que não ocorreu com a água dentro dos *enclosures*. Isso explicaria algumas tendências de divergência entre o comportamento na lagoa e nos *enclosures* que surgiram rapidamente, já na primeira coleta, e foram aumentando de amplitude com o passar do tempo, como pH mais ácido (Figura 8), menor concentração (Figura 10) e saturação de oxigênio (Figura 11) na lagoa. Com a circulação da água, ocorre mistura da matéria orgânica presente mais próxima ao fundo da lagoa. Com sua decomposição ocorre consumo de oxigênio, a água torna-se mais ácida e libera íons que aumentam a condutividade elétrica da água com a passar do tempo (Figura 9).

Como a lagoa apresenta tendência à estratificação ao longo do dia e a amostragem durava cerca de quatro horas, a saturação de oxigênio dissolvido foi calculada para evitar os efeitos da variação da concentração de oxigênio dissolvido. Porém, a saturação mostrou o mesmo padrão de variação que as concentrações de oxigênio dissolvido. Isto leva a crer que as microestratificações térmicas formadas não afetaram as variações de oxigênio dissolvido durante o período.

As concentrações de fósforo e de nitrogênio total na água não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos e aparentemente também nenhum padrão temporal evidente. As concentrações de fósforo total foram semelhantes às encontradas por Granado e Henry (2008), entretanto as concentrações de nitrogênio total foram

bastante inferiores. Porém, é interessante ressaltar que a no do dia 19/05/2008, ocorreram as maiores concentrações de fósforo total nos tratamentos 0 e 50 (Figura 12) com maiores desvios padrão, possivelmente devido à contaminação de uma amostra. Na coleta seguinte (25/05/2008), as menores concentrações de todo experimento foram observadas em todos os tratamentos. Possivelmente, pelo fato de que a maior parte do fósforo biodisponível dentro dos *enclosures* foi assimilado. Situação semelhante aconteceu com o nitrogênio total no tratamento 50 (Figura 13).

Como dito anteriormente, na primeira coleta já foi possível distinguir diferenças entre a lagoa e os *enclosures* no pH e oxigênio dissolvido. A alteração na quantidade de oxigênio dissolvido era esperada, uma vez que a água dos *enclosures* foi confinada com quase ausência de circulação e sem introdução de água externa. Neste caso, o confinamento da água nos *enclosures* evitou entrada de matéria orgânica, não auferindo consumo de oxigênio para sua degradação. Estes resultados diferem dos obtidos por Sutor et al. (2001) que não encontraram diferença entre as concentrações de oxigênio da lagoa estudada e dos *enclosures* num experimento que durou um mês, com a temperatura da água entre 25 e 21°C em Ontário, no Canada.

Contudo, o efeito mais nítido de diferença entre lagoa e os mesocosmos foi encontrado no pH. A lagoa apresentou, da primeira à última coleta, valores de pH inferiores aos encontrados nos *enclosures* de qualquer tratamento, provavelmente pelo fato da lagoa apresentar, no geral, valores mais baixos de material em suspensão, em particular, material em suspensão orgânico, que em sua degradação libera íons que acidificam a água.

Na lagoa, também houve tendência de diminuição nas concentrações ao longo do tempo no material em suspensão orgânico (Figura 15) e total (Figura 14) e inorgânico

(Figura 16), porém, menor do que nos *enclosures*. Provavelmente o confinamento e a baixa ou ausência de circulação de água dentro dos *enclosures* propiciou decantação desse material (Arcifa et al., 1986). Outra tendência significativa apresentada por essas três categorias de material em suspensão é a queda de suas concentrações ao longo do experimento. A diferença significativa encontrada no material em suspensão inorgânico para o tratamento 100 parece ter sido bastante influenciada pela alta concentração de material em suspensão total encontrada na coleta de 19/05/2008, possivelmente por algum tipo de contaminação em uma das amostras (Figura 15).

Não houve relação nítida entre a abundância total de zooplâncton (lagoa e os tratamentos utilizados: 0%, 50%, 100% e 150%) e a concentração de clorofila-a (Figura 17) e feofitina-a (Figura 18). Nota-se, no entanto, que a menor concentração de clorofila-a encontrada em todo experimento foi na última coleta no tratamento 150%, onde a proporção de fitoplâncton disponível para a herbivoria foi a mais escassa. Apesar da baixa concentração de clorofila-a, a densidade total (ind.L⁻¹) do fitoplâncton não foi baixa (Figura 57). A mudança na composição dessa comunidade, com o aumento da classe Chrysophyceae, que além de clorofila-a possui outros pigmentos (outra clorofilas e fucoxantina) e é mixotrófica.

Das 11 variáveis analisadas, seis apresentaram diferenças significativas entre a lagoa e o tratamento 100 que seria a condição experimental mais próxima do ambiente natural. Ficou evidente que as diferenças entre a água da lagoa e a água do interior dos *enclosures* aumentaram tanto em número variáveis afetadas quanto em proporção com o passar do tempo.

A identificação das variações naturais e daquelas causadas pelos *enclosures* ou tratamento torna-se difícil devido a grande variabilidade dos sistemas (Kennedy et al.,

1995) e, por causa da variabilidade causada pelo estresse induzido ao ambiente (Forbes e Depledge, 1996). Deste modo, o simples processo de confinamento da água pode causar grandes alterações em suas características físicas e químicas, uma vez que o sistema tende a procurar um novo ponto de equilíbrio (Gusmão, 2004). A baixa replicabilidade é o maior problema do uso de mesocosmos, que gera dificuldades de inferências estatísticas e isso tornou-se a maior crítica a esse tipo de trabalho (Gamble, 1990).

Os resultados obtidos das variáveis limnológicas estudadas mostram que o uso de *enclosures* (criando mesocosmos) fechados no fundo em estudos muito prolongados, especialmente em regiões tropicais onde o metabolismo aquático é muito mais rápido que o de regiões temperadas, deve ser feito com muito cuidado, pois as variações entre a água confinada e o ambiente onde foram instaladas são inevitáveis e mais rápidas que em ambientes de clima mais ameno. Esse fato é de extrema importância, justificando a necessidade de muito critério para se comparar experimentos em mesocosmos feitos em climas distintos. Lynch e Shapiro (1981) registraram as primeiras mudanças no fitoplâncton e zooplâncton em um lago em Minnesota, E.U.A., após 6-8 semanas de experimento assim como Schoenberg e Carlson (1984) em um lago em Ohio, E.U.A. Arcifa et al. (1986) e Northcote et al. (1990) no reservatório de Americana-SP, observaram mudanças nessas comunidades em 2-3 semanas. Ao que tudo indica, os efeitos do *enclosure* (como decantação de células, redução da mistura de água, falta de interações diretas entre água e sedimento, influências do plástico da parede) podem ser maiores em ambiente tropical (Northcote et al., 1990)

É bastante provável que as altas abundâncias absolutas para Rotifera, Cladocera e Copepoda do tratamento 0 (Figura 17) sejam decorrentes de contaminação da rede de

zooplâncton durante a montagem do experimento em que foram filtrados milhares de litros de água e, dentre os primeiros pontos de coleta no dia seguinte, estavam dois *enclosures* do tratamento 0 (Tabela 2).

A abundância absoluta de copépodos parece não ter apresentado relação com os tratamentos (Figura 17). Um dos fatores que podem ter influenciado o enchimento dos *enclosures*, e, conseqüentemente os resultados, é a distribuição espacial dos *enclosures* na área da lagoa onde foi montado o experimento. A área abrangida foi consideravelmente grande, com diferença de profundidade e compreendendo tanto a região pelágica como uma parte mais litorânea (inclusive foram identificadas três espécies de cladóceros da família Chydoridae, que são freqüentadores de vegetação, como raízes de macrófitas flutuantes, por exemplo, e habitantes do fundo, não sendo considerados planctônicos por Fryer, 1968) o que pode ter levado diferentes pontos e *enclosures* terem diferentes composições da comunidade zooplanctônica. Outro fator ainda a ser levado em consideração é a possibilidade de durante o processo de enchimento uma mancha de zooplâncton (uma distribuição agregada, causa em parte pela herbivoria – Mortari, 2009) ter sido coletado em alguns *enclosures* e em outros não. Na primeira coleta, na lagoa e nos *enclosures*, a composição de Copepoda foi composta de no mínimo 70% de nauplius (Figuras 33, 34, 35, 36 e 37), que por seu pequeno tamanho, puderam atravessar mais facilmente a rede nos tratamentos onde havia filtração e esse fato pode ter contribuído para a falta de padrão encontrada nos tratamentos.

Nas coletas da lagoa predominaram Rotifera e Cladocera (com exceção da primeira em que Copepoda apresentou abundância absoluta maior que Cladocera – Figura 18). Esses resultados diferem um pouco dos obtidos por Casanova (2005), onde os grupos predominantes foram Rotifera e Copepoda. Para Panarelli (2004), geralmente, os

microcrustáceos eram mais abundantes que Rotifera e Protozoa na Lagoa do Camargo. Esta autora chegou a encontrar cladóceros representando mais de 50% da comunidade zooplanctônica em agosto de 2000 e, em julho de 2001, os microcrustáceos representavam apenas 12% e os rotíferos ultrapassaram os 80% do zooplâncton total.

A menor abundância absoluta média encontrada para Rotifera do presente estudo foi encontrada na lagoa na coleta do dia 19/05/2008 (30.617 ind.m⁻³). Casanova (2005) encontrou a menor abundância absoluta média de Rotifera em abril de 2000 (18.760 ind.m⁻³). A maior abundância média de Rotifera na lagoa neste estudo foi obtida na última coleta (25/05/2008) com 174.100 ind.m⁻³.

Após a primeira coleta (07/05/2008) em que a lagoa apresentou uma média de apenas 106 ind.m⁻³, a abundância absoluta média de Cladocera aumentou bastante na lagoa e chegou a 20.007 ind.m⁻³ no dia 19/05/2008. Valores bem inferiores aos encontrados por Casanova (2005), cuja menor abundância média foi obtida em julho de 2000 (9.479 ind.m⁻³). A abundância absoluta média de Copepoda apresentou padrão crescente, sendo menor em 07/05/2008 (479 ind.m⁻³) e maior em 25/05/2008 (13.524 ind.m⁻³). Casanova (2005) encontrou a menor abundância média em abril de 2000 (37.950 ind.m⁻³).

Os trabalhos de Casanova (2005) e Panarelli (2004) foram realizados num período excepcional, em que devido a uma seca extrema, ocorreu o isolamento da Lagoa do Camargo do rio Paranapanema (de outubro de 1999 a março de 2000 – Henry et al. 2006). Após esse período, houve a reconexão, com inundação lateral dessa lagoa pelo rio. Panarelli (2004) começou seus estudos em julho de 1999 e Casanova (2005) em dezembro de 2000. Com isso, durante os primeiros meses descritos em Casanova (2005) foram influenciados por um rápido aumento no nível da lagoa de janeiro a abril de 2001,

com entrada de água e nutrientes trazidos a lagoa e rápida variação ambiental. Provavelmente por isso os copépodos, por terem um hábito alimentar variado (podem ser detritívoros, herbívoros e carnívoros), além de suportarem melhor condições ambientais adversas (Williamson e Reid, 2001), tenham tido sua comunidade aumentada nesse momento em que o ambiente estava sofrendo maiores alterações.

As abundâncias absolutas de Rotifera, Cladocera e Copepoda nas duas primeiras coletas do tratamento 0 foram mais altas que o esperado (Figura 19), como dito anteriormente. Entretanto, nota-se dentre os outros tratamentos, este foi o que apresentou o menor aumento da abundância total de Cladocera e Copepoda durante o período experimental, especialmente nas duas últimas coletas.

Sobre a questão dos valores superiores aos esperados para este tratamento pode-se aventar a possibilidade da pressão da água bombeada para encher os *enclosures* que passava pela rede de zooplâncton com abertura de malha de 50 μ m ter facilitado rotíferos e nauplius a atravessarem a rede com mais facilidade. Quanto aos cladóceros, o fato de não haver um aumento expressivo da população corrobora a teoria de contaminação da rede, pelo menos na primeira coleta. Pois, com a alta disponibilidade de fitoplâncton para a herbivoria, seria esperada uma explosão populacional destes indivíduos, fato que não ocorreu neste tratamento.

Entretanto, tal situação ocorreu no tratamento 50 (Figura 20), com uma alteração drástica de abundância absoluta de Cladocera em apenas seis dias. Tal fato pode ser explicado da seguinte forma: com a estabilização ambiental e uma maior disponibilidade de fitoplâncton maior que a normal para se alimentar, os cladóceros se reproduziram em massa. Os ovos diplóides depositados na câmara de incubação sofrem rápida segmentação e em cerca de dois dias são liberados jovens de primeiro estágio (1^o instar)

com forma semelhante ao adulto (Elmoor-Loureiro, 1997). Entre o jovem e o adulto existe um breve instar adolescente, que quando sofre a muda para tornar-se adulto, já faz a primeira postura de ovos na câmara de incubação. A velocidade desse processo é influenciada pela temperatura da água, que em regiões tropicais é mais elevada, acelerando tal processo. Fileto et al. (2010b) verificou aumento da taxa de crescimento de *M. micrura*, *D. ambigua* e *B. longirostris* provenientes da lagoa do Camargo em temperaturas elevadas.

É improvável que essa comunidade tenha crescido desta forma em apenas seis dias. O mais plausível seria que este processo tivesse se iniciado antes da coleta do dia 13/05/2008 e que havia vários jovens de pequeno tamanho no *enclosure*, que não foram devidamente capturados pela rede de zooplâncton na coleta do dia 13/05/2008. A queda da abundância na coleta subsequente deve-se a mudança da composição da comunidade fitoplânctônica, que manteve a densidade total alta (Figura 55), porém a abundância relativa de Chrysophyceae aumentou consideravelmente (Figura 60), inviabilizando a herbivoria pelos cladóceros causada por essa superpopulação no período da última coleta.

Ainda no tratamento 50 (Figura 20), nas duas primeiras coletas a abundância total de copépodos foi superior a dos cladóceros. Na terceira e quarta, coleta a abundância apresenta tendência de queda, como a dos cladóceros. Na verdade, os copépodos parecem apresentar o mesmo padrão visto nos cladóceros. Algum fator, provavelmente a disponibilidade de alimento, fez com que a população tivesse um aumento abrupto e em seguida declinasse.

O tratamento 100 (Figura 21) seria o mais similar às condições da lagoa, pois a densidade de zooplâncton não foi alterada. Mas nota-se que desde a primeira coleta as

abundâncias totais de todos os grupos estudados foram superiores que as encontradas na lagoa e que com o passar do tempo essa tendência foi se acentuando. Tais resultados devem-se muito provavelmente aos *enclosures* terem protegido o zooplâncton de predadores, como por exemplo, peixes e larvas filtradoras, que em situações normais se alimentariam dessa comunidade exercendo o controle *top-down* sobre ela.

No tratamento 150 (Figura 22) encontra-se novamente o pico de cladóceros na terceira coleta, como o encontrado no tratamento 50. Mas diferentemente do tratamento 50, a abundância total de rotíferos também diminuiu. Acredita-se que a composição do fitoplâncton tenha sido responsável por tal resultado (aumento de Chrysophyceae), pois como dito anteriormente, os Copepoda, especialmente os Cyclopoida que compõe a maior parte dessa população nesta lagoa (Figuras 33, 34, 35, 36, 37), são predadores e por isso não sofrem a influência da diminuição da disponibilidade de fitoplâncton passível de herbivoria para se alimentarem.

Quanto à abundância relativa média na lagoa (Figura 23), na primeira coleta foi obtida maior riqueza em porcentagens mais uniformes. Dentre as espécies de maior representatividade pode-se destacar *Filinia longiseta* com 12,74%, *Filinia* sp. com 11,07%, *Keratella cochlearis* 14,52%, *Polyarthra vulgaris* 8,80% e *Testudinella patina* 7,31% da abundância absoluta de Rotifera na primeira coleta. Na segunda, houve um ligeiro predomínio de *Filinia terminalis* com 15,63%, *Kellicotia bostoniensis* com 13,59%, *Lecane elsa* com 17,83% e *Tricocherca insignis* com 5,41%. Na terceira coleta aumentou a representatividade de *Conochilus coenobasis* com 11,54%, *K. bostoniensis* também com 11,54%, *K. cochlearis* com 31,74%, *Polyarthra vulgaris* com 14,43% e *Testudinella patina trilobata* com 8,66%. Na última coleta *K. cochlearis* compôs 42,38%, *P. vulgaris* 17,46% e *T. patina* 7,084% da população de Rotifera da lagoa.

Para Casanova (2005) as espécies mais contantes nessa lagoa foram *C. coenobasis* (que apareceu em todas as amostras, mesmo que sempre abaixo dos 10%) e *C. unicornis*, *K. cochlearis* e *P. vulgaris*, que ocorreram em 85% das amostragens durante um ano. Durante o período estudado, houve grande variação na comunidade de rotíferos. Este experimento durou 21 dias, mas já foi possível notar a variação da composição desta comunidade na lagoa. Para Casanova (2005) em julho de 2001 houve ocorrência de *K. bostonienesis* com 42% da abundância total. No presente estudo, realizado em maio de 2008, *K. bostonienesis* teve porcentagens representativas na segunda e terceira coleta. *C. cochlearis* que ocorreu nos primeiros meses de estudo (dezembro de 2000 e primeiros meses de 2001) de Casanova (2005), tornam-se mais representativas no final de 2011. Na terceira e quarta coletas percebe-se o aumento da abundância dessa espécie na lagoa. Em junho de 2001 *P. vulgaris* foi responsável por 77% da abundância dos rotíferos (Casanova, 2005). Panarelli (2004) também encontrou elevada porcentagem de *P. vulgaris* em junho de 2001. Na terceira e quarta coletas (19/05/2008 e 25/05/2008) aqui apresentadas, é possível notar-se o aumento de sua abundância.

Examinando a composição de rotíferos dos reservatórios paulistas, verifica-se que a estrutura de suas comunidades exibe algumas espécies que estão presentes na quase totalidade dos reservatórios, espécies estas que dominam, em número de indivíduos, a comunidade de rotíferos. Podemos citar: *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *K. americana*, *Conochilus unicornis*, *Ptygura libera*, *Trichocerca capucina*, *T. chattoni* e *T. similis*, algumas espécies do gênero *Brachionus* (*B. angularis*, *B. caudatus* e as espécies *B. falcatus* e *B. calyciflorus* em reservatórios eutrofizados (Oliveira-Neto e Moreno, 1999) . Quando o reservatório apresenta ou sofre mistura completa, depara-se com a ocorrência de algumas espécies do gênero *Lecane*, principalmente de *L. bulla*, *L. curvicornis* e *L.*

leontina e *Platyas quadricornis*). Essas espécies caracterizam-se por serem, em sua totalidade, cosmopolitas ou circuntropicais (Oliveira-Neto e Moreno, 1999).

Nos sistemas naturais, os rotíferos têm grande importância na cadeia alimentar. Por suas características adaptativas amplamente oportunistas, colonizam vários habitats do ambiente aquático com diferentes composições biológicas, servindo de alimento para grande número de espécies de invertebrados e, principalmente, para as fases larvais de peixes ou adultos planctívoros. Por apresentarem taxa reprodutiva muito rápida, eles disponibilizam permanentemente grande quantidade de alimento renovável, através da eficiente conversão da produção primária em tecido animal assimilável para os consumidores (Nogrady et al., 1993). Além disso, a função detritívora de muitas de suas espécies tem papel depurador fundamental em ambientes submetidos à poluição orgânica.

A comunidade de rotíferos tem sido amplamente estudada nas estações experimentais do estado de São Paulo, e, geralmente, apresenta maior abundância e maior riqueza de espécies (Sipaúba-Tavares & Colus, 1997) devido ao baixo tempo de residência desses sistemas e ao seu grau de trofia, geralmente de mesotrófico para eutrófico. Entretanto, existe uma aparente falta de variação de sua composição. Estes resultados em reservatórios são, seguramente, devidos ao tipo de amostragem realizada (Oliveira-Neto e Moreno, 1999). A maioria dos trabalhos geralmente tem como pontos de coleta, a região limnética de lagos e reservatórios, negligenciando microhabitats presentes em regiões litorânea, em meio às macrófitas, locais rasos, etc. Grande número de espécies, especialmente psamófilas, tem sido descritas para a região em estudos intensivos de regiões litorâneas. Seggers (1996) registrou mais de 100 espécies no

reservatório do Lobo (Broa), em uma amostragem intensiva na região de macrófitas e na região intersticial das bordas desse ambiente.

O aumento da abundância relativa de *K. cochlearis*, *P. vulgaris* e *K. bostoniensis* foi notado com o passar do tempo na lagoa e de forma mais acentuada nos tratamentos (Figuras 23, 24, 25, 26 e 27), indicando que o encapsulamento da água de alguma forma favoreceu o aumento desses táxons. Os gêneros *Keratella* e *Kellicotia* possuem lóricas bastante resistentes e são presas apenas de copépodos Cyclopoida. *Polyarthra vulgaris* é presa de 23 espécies, como peixes, larvas de insetos e alguns Cycloipoda e um Cladocera não encontrado na região estudada (Encyclopedia of Life). No entanto, Gilbert (1985) e Conde-Porcuna e Sarma (1995) sugerem que *Polyarthra* sp. desenvolveu adaptações como espinhos e o hábito de saltar rapidamente para fugir de predadores. É provável que pelo hábito oportunista dos rotíferos (que por serem também detritívoros não foram tão afetados pela mudança da comunidade fitoplanctônica) e pelo isolamento causado pelo *enclosure*, protegendo esses táxons da possível predação por outros animais (os predadores acima relacionados foram encontrados em trabalhos de outros países, sendo a maioria absoluta de regiões temperadas) e pela abundância absoluta de copépodos Cyclopoida adultos ser baixa a ponto de influenciar a abundância de rotíferos pela predação, a abundância relativa desses três táxons de rotíferos tenha aumentado de forma visível. A pressão de herbivoria (testada nos diferentes tratamentos, com diferentes densidades de zooplâncton e, conseqüentemente, disponibilidade de fitoplâncton comestível) parece não ter tido efeito sobre o tamanho do aumento da abundância relativa de *Keratella*, *Kellicotia* e *Polyarthra*.

A abundância relativa média de Cladocera para a lagoa (Figura 28) na primeira coleta para *Bosmina freyi* foi de 19,24%, *Bosmina hagmanni* de 9,46%, *Ceriodaphnia*

silvestrii de 9,78% e *Diaphanosoma brevireme* de 24,78% da abundância absoluta do grupo. Na segunda coleta destacaram-se *B. freyi* com 29,78%, *B. hagmanni* com 28,63%, *Bosminopsis deitersi* com 7,65% e *D. brevireme* com 14,27%. Na terceira coleta *B. freyi* compreendeu 31,98%, *B. hagmanni* 33,98%, *B. deitersi* 8,35% e *D. brevireme* 10,96%. Na quarta coleta *B. freyi* foi responsável por 31,33%, *B. hagmanni* por 28,91%, *B. deitersi* por 23,46% e *D. brevireme* por 7,78% da abundância absoluta de Cladocera.

Em Casanova (2005) *Ceriodaphnia cornuta* f. *rigaudi* e *Diaphanosoma birgei* foram registradas em todos os meses de amostragem. Ambas as espécies também apareceram no presente trabalho, mas não de forma tão representativa. Dentre o gênero *Diaphanosoma*, *D. brevireme* apresentou as maiores porcentagens na maioria das coletas e tratamentos. *B. deitersi* chegou a compor mais de 80% dos cladóceros no mês de agosto (Casanova, 2005). *B. deitersi* também aparece nas amostras dos tratamentos, mas não com a mesma representatividade. Apesar das maiores abundâncias de *Moina minuta* encontradas por Casanova (2005) terem sido em épocas do ano diferentes da que foi realizado o experimento, *M. minuta* foi encontrada em todas as amostras e as porcentagens mais representativas estão nos tratamentos 100 e 150. Em Panarelli (2004), *B. hagmanni*, *C. c. f. rigaudi*, *D. birgei* e *Moina minuta* foram espécies constantes e representativas. Tais dados são semelhantes aos obtidos neste trabalho.

Na lagoa (Figura 28) e em todos os tratamentos (Figuras 29, 30, 31 e 32), de forma geral, *B. freyi* e *B. hagmanni* foram responsáveis por mais de 50% da abundância relativa de cladóceros em todas as coletas e tratamentos. O aumento da representatividade do gênero *Bosmina*, especialmente a espécie *Bosmina longirostris*, indica a eutrofização da água da lagoa e principalmente dos *enclosures* (Rocha e Güntzel, 1999).

A lagoa sempre apresentou elevada abundância de *Bosmina longirostris* (*freyi*?) (Panarelli, 2004; Casanova, 2005). É possível que por ser uma espécie de rápido crescimento, capaz de se beneficiar de curtos períodos de disponibilidade de comida e temperatura adequada e por ser um grande cladóceros menos sensível a detritos e partículas inorgânicas em suspensão, esses fatores tenham beneficiado esta população na lagoa (Fileto et al., 2010b). *Bosmina* ainda é muito seletiva na alimentação (DeMott, 1982) e menos sensível a altas concentrações de seston (Archarya et al., 2006).

Arcifa et al. (1986) durante experimento realizado em 1982 no reservatório de Americana, ao final do período experimental, concluiu que a comunidade zooplanctônica declinou a ponto de restar apenas duas espécies de *Bosmina* e duas de *Diaphanosoma* em *enclosures* que tinham peixes dentro. Nos *enclosures* sem peixes, os grandes cladóceros (daphnideos), em um experimento foram se tornando cada vez mais abundantes e em outro experimento apareceram apenas na última semana.

No estado de São Paulo são encontradas as cinco famílias pertencentes à ordem Calyptomera (Sididae, Moinidae, Daphnidae, Bosminidae, Macrothricidae e Chydoridae), alimentando-se de algas, bactérias e outras partículas em suspensão. Das famílias que ocorrem no estado de São Paulo, são mais comumente encontradas as espécies dos gêneros *Diaphanosoma*, *Moina*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Bosmina* e *Bosminopsis*, comuns em reservatórios de médio a grande porte nas bacias hidrográficas dos rios Tietê, Grande, Paranapanema e Paraná. Embora menos estudadas, as espécies das famílias Macrothricidae e Chydoridae são de ocorrência comum em pequenas represas e lagoas marginais, ricas em vegetação de macrófitas aquáticas (Rocha e Güntzel, 1999).

Os Cladocera apresentam alta produtividade secundária e representam, juntamente com outros grupos que compõem o zooplâncton, o elo intermediário da cadeia alimentar, através do qual a energia armazenada na matéria orgânica produzida pelos produtores secundários flui para os níveis tróficos superiores, chegando até peixes, aves aquáticas e o homem, entre outros. Seja via herbivoria direta, seja através do elo microbiano, os invertebrados são importantes componentes na rede trófica dos sistemas aquáticos de água doce (Rocha e Günzter, 1999). Os cladóceros são considerados os herbívoros mais efetivos entre os crustáceos (Jaramillo-Londoño e Pinto-Coelho, 2010) tendendo a eliminar as algas “comestíveis”¹ do plâncton e parecem competir acirradamente com rotíferos pelos recursos compartilhados (Dodson, 1974; Gilbert, 1988). São considerados comestíveis organismos fitoplânctônicos <35µm GALD (Great Axial Linear Distance) para alguns autores como Fileto et al. (2004) ou <50µm GALD para outros como Stephen et al. (2004b).

McCauley e Briand (1979) em experimentos usando *enclosures* no lago de Quebec concluíram que a remoção de herbívoros zooplanctônicos aumentou a densidade relativa de espécies de algas comestíveis (<50µm). Arcifa et al. (1986), nos *enclosures* sem a presença de peixes, observou o declínio de fitoplâncton de pequeno tamanho. Essa diferenças de densidade e composição são atribuídas a intensa pressão de herbivoria dos cladóceros sobre o fitoplâncton (Northcote et al., 1990).

O tamanho das partículas ingeridas pelos cladóceros varia de 1,3 a 40-50µm (McCauley and Downing, 1985; Knoechel and Holtby, 1986; revisão de Lampert 1987, Levine et al., 1999). Porém, muitos cladóceros são capazes de filtrar, mas não ingerir partículas de 30 a 250µm (Voight e Benndorf, 2000), e no geral, grandes partículas não

¹ O termo “comestível” é uma tradução literal do inglês *edible*, usado na literatura internacional para designar fitoplâncton passível de herbivoria pelo zooplâncton, especialmente por seu GALD.

são adequadas aos cladóceros. Portanto, um valor muito determinado para se considerar uma alga comestível é arbitrário (Fileto et al., 2004). Além do tamanho, o zooplâncton é capaz de discriminar o alimento pelo formato, toxicidade e conteúdo nutricional (DeMott e Moster, 1991). Características como cobertura gelatinosa, paredes celulares duras, espinhos, grandes colônias e longos filamentos são muito importantes para a alimentação dos herbívoros filtradores (Fileto et al., 2004).

A grande maioria dos trabalhos sobre herbivoria usam membros da Família Daphnidae, especialmente o gênero *Daphnia* em seus experimentos e estudos e muitos são laboratoriais (Porter e Orcutt, 1980; Lampert, 1981; Gilbert, 1988; DeMott, 1982; Holm et al., 1983; Infante e Litt, 1985; Kerfott et al., 1988; Henssen e Van Donk, 1993; Agrawal, 1998; Feuchtmayr et al., 2004; Stephen et al., 2004). Informações sobre relações de herbivoria ou até mesmo de predação de outros gêneros são raras e de difícil acesso. Neste trabalho apareceram duas espécies de *Daphnias*, mas ocasionalmente. Seria interessante que houvesse mais informações desse tipo de estudo disponível para outras espécies.

A abundância absoluta de Copepoda não mostrou padrão na lagoa nem em nenhum tratamento (Figuras 17, 18, 19, 20 e 21). A menor abundância foi obtida na primeira coleta na lagoa ($88.333 \text{ ind.m}^{-3}$) e a maior na última coleta do tratamento 150 ($526.608 \text{ ind. m}^{-3}$). Apenas na lagoa, e nos tratamentos 100 e 150 houve um padrão de aumento dessa comunidade. A comunidade zooplanctônica da lagoa é dominada por Cyclopoida, que são predadores. Neste caso, ao que tudo indica, a mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica (aumento de Chrysophyceae por rejeição e a preferência por outras classes de menor tamanho e com características mais favoráveis à herbivoria), provocando escassez de fitoplâncton comestível, afetou os herbívoros, mas

não interferiu nos táxons predadores, neste caso os Cyclopoida, por estes não dependerem do fitoplâncton para se alimentarem e terem disponíveis para predação grandes abundâncias de Cladocera e especialmente, Rotifera.

A abundância relativa média de Copepoda na lagoa (Figura 33) na primeira coleta apresentou 92% de nauplius. Na segunda coleta os nauplius representaram 41,80%, copepoditos Calanoida 14,54%, copepoditos Cyclopoida 21,86%, *Mesocyclops ogunnus* 6,58% e *Thermocyclops decipiens* 9,67%. Na terceira coleta os nauplius foram responsáveis por 29,84%, copepoditos Calanoida por 24,42%, copepoditos Cyclopoida 39,34%, *Notodiaptomus henseni* por 4,07% e *M. ogunnus* por 2,34%. Na quarta coleta os nauplius constituíram 72,59%, copepoditos Calanoida 7,19% e copepoditos Cyclopoida 12,72%.

Segundo Casanova (2005), *Thermocyclops decipiens* foi a espécie mais freqüente, encontrada em 92% das amostras. Foi também uma das espécies mais abundantes e representou 90% dos copépodos em fevereiro. Distinguem-se dois períodos ao longo do estudo quanto à abundância de copépodos. De dezembro de 2000 a maio de 2001 (com exceção de março, quando ocorreu também *Mesocyclops oggunus*), *Notodiaptomus spp.* e *T. decipiens* foram responsáveis por 100% dos adultos encontrados na lagoa. A partir de junho a densidade das duas espécies começou a diminuir. Porém, *T. decipiens* continuou sendo uma das mais abundantes. *Thermocyclops inversus* foi a principal espécie entre junho e novembro, representando mais de 80% dos copépodos em setembro e outubro.

Na quase totalidade de coletas e tratamentos (Figuras nauplius e copepoditos (Calanoida e Cyclopoida) constituiu a maioria absoluta da abundância de copépodos. Na lagoa, tratamento 0 e 50 a porcentagem de copépodos adultos (passíveis de identificação de espécie) era muito pequena em comparação aos estágios larvais. *M. ogunnus* foi a

única espécie presente em todas as coletas de todos os tratamentos (figura 33, 34, 35, 36 e 37). Além dele, *Notodiaptomus iheringe*, *T. decipiens* e *T. inversus* foram as espécies mais constantes. Panarelli (2004) obteve os mesmo resultados. O tratamento 100 apresentou o maior número de espécies de Copepoda, sendo a maioria Cyclopoida. Em todos os tratamentos e coletas a abundância de copépodos Cyclopoida foi maior.

O hábito alimentar dos Calanoida é filtrador, utilizando pequenas partículas (vegetais ou animais) que são filtradas pelas setas e sétulas dos apêndices bucais (Matsumura-Tundisi e Silva, 1998). Os Cyclopoida são considerados capturadores, raptorais ou predadores, e seus apêndices bucais são adaptados a capturar partículas maiores, podendo alimentar-se tanto de animais de tamanhos variados como de vegetais (colônias de cianófitas, como foi observado por Matsumura-Tundisi et al., 1997; Ritzler & Espindola, 1996).

Muitas vezes, colônias de *Microcystis* são capturadas por algumas espécies de Cyclopoida. Os Cyclopoida são mais cosmopolitas do que os Calanoida, sendo que muitos gêneros de regiões temperadas são encontrados também em regiões tropicais. Nos reservatórios do estado de São Paulo foram, até o presente, registradas 12 espécies de Calanoida (Sendacz & Kubo, 1982).

Na primeira coleta, Rotifera apresentou uma riqueza de 29 táxons (Figura 38), a maior encontrada nesse estudo. A maior riqueza de Rotifera encontrada por Casanova (2005) foi de 26 e Panarelli (2004) de 38. A menor riqueza também foi encontrada na lagoa na terceira coleta (11). A riqueza de Cladocera não varia muito entre as coletas e os tratamentos, mas o maior valor encontrado foi na primeira coleta na lagoa (12). O maior valor encontrado por Casanova (2005) foi de 16 e por Panarelli (2004) de 20. A

maior riqueza de Copepoda foi encontrada na terceira coleta do tratamento 100 (6). Panarelli (2004) achou 8 e Casanova (2005), 3.

Os menores valores de riqueza encontrados, no geral, neste trabalho (Figuras 38, 39, 40, 41 e 42), devem-se provavelmente a amostragem de apenas uma parte da lagoa (a parte onde foram instalados os *enclosures* e a água foi usada para enchê-los) e, talvez, por terem sido usados 20L de água para coleta de zooplâncton. Apesar do volume de água usado para amostragem ter sido muito menor neste trabalho que nos citados anteriormente, nota-se que não houve uma diferença muito grande entre os resultados apresentados nos trabalhos supracitados.

Rotifera apresentou a maior riqueza, seguida por Cladocera e por último Copepoda. Nota-se a tendência de diminuição da riqueza de Rotifera e Cladocera em todos os tratamentos ao longo do período experimental. Resultados contrários aos de Northcote et al. (1990), que observaram aumento gradual da riqueza em seus experimentos. No tratamento 0 (Figura 39) a riqueza para Copepoda está em branco nas duas primeiras coletas. Este resultado precisa ser visto com cuidado, pois na verdade havia uma população de $10.433 \text{ ind.m}^{-3}$ na primeira coleta, mas como eram todos nauplius (Figura 34), a impossibilidade de identificação de espécies fez com que a riqueza para esse grupo não pudesse ser computada. Na segunda coleta, 80% da população era composta de nauplius e 20% de copepoditos Calanoida e Cyclopoida, o que impossibilitou novamente a identificação específica.

A riqueza de táxons não apresentou um padrão geral. Na lagoa (Figura 38) ela diminuiu ao longo do tempo. Os dados do tratamento 0 (Figura 39) são de difícil análise pelas causas citadas acima (falta de dados em duas coletas). No tratamento 50 (Figura 40) a tendência foi de aumento da riqueza. No tratamento 100 (Figura 41) a riqueza

máxima foi obtida na terceira coleta e depois houve uma queda abrupta na quarta coleta e no tratamento 150 (Figura 42) não houve diferença significativa entre as riquezas encontradas nas diferentes coletas.

A uniformidade de Rotifera, Cladocera e Copepoda foi alta em todas as coletas e tratamentos (Figuras 43, 44, 45, 46 e 47). Entretanto, no tratamento 0, na primeira e segunda coleta não foi possível calculá-la para Copepoda pois todos os indivíduos presentes nesse tratamento se encontravam em formas juvenis (nauplius e copepoditos), o que impossibilitou a identificação de espécie.

A tendência geral para Rotifera e Cladocera em quase todos os tratamentos (com exceção do tratamento 150) foi de diminuição da uniformidade ao longo do tempo, o que indica que realmente houve mudança da estrutura das comunidades com aumento de indivíduos de umas espécies e diminuição de outras, chegando a haver diminuição na riqueza desses grupos.

A uniformidade de Copepoda não mostrou padrão nítido em nenhum tratamento e foi bastante elevada. No tratamento 0, pelos mesmos motivos citados para riqueza e uniformidade, não foi possível calcular a uniformidade desse grupo. A elevada uniformidade foi favorecida pelo pequeno número de táxons encontrados e a pequena abundância total. Nos tratamentos 0, 50 e 150 não foram encontradas diferenças significativas entre as uniformidades desse grupo nas diferentes coletas.

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener para Rotifera foram os mais altos (primeiras coletas da lagoa e dos tratamentos 0 e 50 ficaram acima de 4 bits.ind⁻¹). Os Cladocera apresentam valores intermediários (entre 2 e 3,5 bits.ind⁻¹) e os Copepoda normalmente apresentaram os menores valores (com exceção da terceira coleta do

tratamento 100, que apresentou também alto desvio-padrão) e com diferença significativa entre coletas em Rotifera, Cladocera e Copepoda apenas na lagoa (Figuras 48, 49, 50, 51 e 52). A ausência de dados de diversidade para o tratamento 0 tem a mesma justificativa citada para riqueza e uniformidade. Novamente, rotíferos e cladóceros mostram tendência de diminuição da diversidade enquanto copépodos não demonstram possuir um padrão nítido a não ser nas coletas na lagoa, em que a diversidade diminuiu ao longo do tempo.

O fitoplâncton apresentou variação de densidade total (Figuras 53, 54, 55, 56 e 57) e de densidade relativa por classe (Figuras 58, 59, 60, 61 e 62) de acordo com as coletas e os tratamentos. Entretanto, pode-se dizer que em todas as coletas e tratamentos as classes Bacillariophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae predominaram. Esses dados são semelhantes aos de Henry et al. (2006), que dizem que a lagoa é dominada pelas classes Cryptophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae. Neste ambiente sujeito a distúrbios, o fitoplâncton parece continuar em estágio de sucessão, sendo dominado por espécies de pequeno tamanho e de rápido crescimento como cryptofíceas e diatomáceas – estrategistas R segundo a proposta de grupos funcionais por Grime (1979), que sofrem ressuspensão do fundo (Henry et al., 2006; Granado et al, 2009).

O grupo funcional de estrategistas R fitoplanctônico é formado por organismos unicelulares ou coloniais alongados, ou filamentosos; devido à sua forma, apresentam alta relação superfície/volume, apesar do seu tamanho relativamente grande; preferem condições de baixa luminosidade; suportam baixas temperaturas; são mais competitivas em ambientes mesotróficos, com distúrbios frequentes, ou seja, com baixo estresse e alto distúrbio ambiental. O estresse seria uma limitação de recursos, como por exemplo, nutrientes. O distúrbio seria um efeito físico (climático, por exemplo) ou biológico como

herbivoria, doenças, predação, etc. (Francischini et al, 2010). Os tratamentos utilizados neste trabalho, com o uso de *enclosures* confinando a água da lagoa, não causou estresse excessivo ao mesocosmo criado, pois não influenciou demasiadamente na concentração de nutrientes. Entretanto, a manipulação da densidade natural de zooplâncton herbívoro (variando a pressão de herbivoria) e o isolamento das comunidades fitoplânctônicas e zooplânctônicas de outras comunidades (peixes, insetos, etc) impedindo a interação entre elas causou grande distúrbio. Considerando as alterações criadas pelo experimento, o aumento de estrategistas R fitoplanctônicos na lagoa corrobora a proposta de Grime (1979).

A riqueza de táxons de fitoplâncton encontrados na lagoa (Figura 63) e no tratamento 50 (Figura 65) aumentou ao longo do experimento. Os demais tratamentos não demonstraram padrão (Figuras 64, 66 e 67). Na lagoa nota-se um declínio na abundância relativa de táxons de Bacillariophyceae e aumento de Cryptophyceae e Chrysophyceae (Figura 68). No tratamento 0 (Figura 69) a distribuição das classes na abundância relativa de táxons é mais homogênea, com aumento de Bacillariophyceae nas duas últimas coletas. No tratamento 50 (Figura 70) as Chlorophyceae são mais representativas que em outros tratamentos, mas o predomínio é de Bacillariophyceae. No tratamento 100 (Figura 71) a distribuição de táxons entre as classes é bastante heterogênea desde a primeira coleta, com o predomínio absoluto de Cryptophyceae nas duas primeiras coletas e aumento expressivo de Chrysophyceae nas duas últimas. No tratamento 150 (Figura 72) as Chlorophyceae são representativas em todas as coletas, Bacillariophyceae apresentam tendência de aumento, assim como as Chrysophyceae e as Cryptophyceae apresentam diminuição de táxons ao longo do experimento.

No geral, os índice de diversidade de Shannon-Wiener (Figura 73) para todas as classes de fitoplâncton encontradas na lagoa foram os mais baixos obtidos neste estudo, e os tratamentos 0 e 50 apresentaram os maiores. O menor valor foi da coleta do dia 13/05/08 na lagoa, com pouco menos de 2 bits.ind⁻¹ e as maiores nas coletas do tratamento 0 do dia 19 e do tratamento 50 do dia 25, com cerca de 3,25 bits.ind⁻¹. Esse valores são bastante semelhantes aos encontrados por Granado et al. (2009) no mesmo período em 2005. Parece não haver padrão para a diversidade entre as coletas dos diferentes tratamentos. A uniformidade também foi baixa (Figura 73), não ultrapassando 0,75, o que demonstra a disparidade numérica de indivíduos das espécies identificadas. Diferentemente do padrão de diversidade e uniformidade encontrados principalmente em rotíferos e cladóceros, tais índices não tendem a diminuir ao longo do tempo. Muito provavelmente pela rapidez da taxa de renovação do fitoplâncton. Fernando (1994) observou que o zooplâncton de ambientes tropicais não é capaz de controlar a biomassa algal e mesmo em regiões temperadas este controle é apenas pontual e menos efetivo em ambientes mesoeutróficos (Mazumder, 1994). Sterza et al. (2002) relatam em experimentos *in situ*, mesmo com adição de nutrientes (N e P), geralmente há diminuição da abundância zooplanctônica devido a alteração na composição da comunidade fitoplanctônica.

Na última coleta a densidade absoluta de fitoplâncton foi alta em quase todos os tratamentos, mas a comunidade fitoplanctônica era composta basicamente (Tabela 8) por Bacillariophyceae (diatomáceas, principalmente *Aulacoseria granulata* (GALD=126) no tratamento 50; *Cyclotella stelligera* (GALD=10µm) e *Fragilaria crotonensis* (GALD=10 µm), Cryptophyceae (*Chroomonas* spp. – GALD=7,2µm e *Cryptomonas* spp. – GALD=11,6 µm) e Chrysophyceae (*Dinobryon* spp. – GALD=58 µm, *Mallomonas* sp. – GALD=7,2 e *Synura uvella* – GALD=75 µm).

O gênero *Aulacoseira* possui frústulas cilíndricas unidas em cadeias filamentosas retas, curvas ou espiraladas por espinhos de ligação (Bicudo e Menezes, 2005). Ela possui 49 predadores catalogados, mas nenhum que pertença às classes de zooplâncton estudadas neste trabalho (Encyclopedia of life). O gênero *Cyclotella* apresenta frústulas cilíndricas com diâmetro maior que a altura. Ela tem 78 predadores, como peixes e larvas de insetos, mas nenhum que pertença às classes zooplânctônicas estudadas (Encyclopedia of Life). O gênero *Fragilaria* tem frústulas formando cadeias lineares com extremidades de formas variadas (Bicudo e Menezes, 2005). Tem 42 predadores, e como as diatomáceas anteriores, nenhum deles presente em Rotifera, Cladocera e Copepoda (Encyclopedia of Life). *Aulacoseira granulata* e *Fragilaria crotonensis* tem como habitat epilímnio eutrófico, toleram pouca luminosidade e deficiência de carbono e são sensíveis a estratificação e depleção de silicato (Franceschini et al., 2010).

O gênero *Chroomonas* é unicelular, incolor, destituído de metábolos. Tem forma elíptica, alongada e possui dois flagelos (Bicudo e Menezes, 2005). São consideradas alimento de alta qualidade devido ao seu elevado teor de ácidos graxos poliinsaturados (Brett e Müller-Navarra, 1997). Seus predadores presentes na lagoa são: *Bosmina longirostris* (neste trabalho considerou-se como *Bosmina freyi* a espécie encontrada na lagoa e analisada por Elmoor-Loureiro, porém, mais estudos são necessários para esclarecer esta questão se todos os espécimes coletados seriam de *B. freyi* ou pode haver *B. longirostris* também), *(Eu)Bosmina* spp. (segundo esta fonte algumas *Bosminas* estão classificadas dessa forma, *B. hagmanni*, por exemplo), *Diaphanosoma birgei*, *Conochilus unicornis*, *Kellicotia bostoniensis*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Gastropus* spp., *Synchaeta* spp. e Copepoda (Encyclopedia of Life). O gênero *Cryptomonas* tem apenas quatro predadores conhecidos (Encyclopedia of Life), sendo que apenas um pode estar presente na lagoa: *Bosmina longirostris*. *Cryptomonas* habitam usualmente pequenos

lagos enriquecidos e toleram deficiência de luz, porém são suscetíveis a fagotróficos (Franceschini et al., 2010).

O gênero *Dinobryon* é loricado, colonial, sendo considerado assim “não comestível”. Seus três predadores são *Diaptomus minutus*, *Tropocyclops prasinus* e *Epischura lacustris* (Encyclopedia of life). *B. longirostris* parece ter capacidade de evitar essa grande colônia durante a filtração (Fileto et al., 2010a). O gênero *Mallomonas* é flagelado e só é presa de *Holpedium gibberum* e *Daphnia pulex* (Encyclopedia of Life). O gênero *Synura*, é colonial, com células ovadas ou obovadas unidas entre si, no centro da colônia (Bicudo e Menezes, 2005). Assim como diatomáceas e cryptofíceas também são ricas em ácidos graxos poliinsaturados (Fileto et al., 2010a). *Diaptomus minutus*, *Tropocyclops prasinus* e *Epischura lacustris* são seus predadores (Encyclopedia of Life). Algas filamentosas e coloniais são rejeitadas por cladoceros e podem afetar sua taxa de filtração (Porter e Orcutt, 1980). O seston de fração de maior tamanho causa mais efeitos negativos nos cladóceros que os de menor tamanho, o que pode explicar o aumento da biomassa de algas não comestíveis (Fileto et al., 2010b).

Esses gêneros de Chrysiphyceae são encontrados normalmente em pequenos lagos oligotróficos, com baixa alcalinidade, incluindo lagos artificiais. Toleram deficiência de nutrientes, pois a mixotrofia é um recurso alternativo. Só não suportam baixa concentração de CO₂ na água (Francischini et al., 2010).

As relações de herbivoria encontradas neste trabalho foram obtidas por estudos realizados no exterior, em sua grande maioria em ambientes temperados (Encyclopedia of life). Estes resultados são de grande valia, porém, não significa que outras relações de herbivoria não possam ser encontradas para estes mesmos gêneros e muitos outros que compõe a comunidade fitoplânctônica tropical.

O aumento da densidade relativa de Chrysophyceae ao longo do tempo provavelmente pode ser atribuído a dois fatores: a mixotrofia, que permitiu que essa classe não só sobrevivesse, mas aumentasse sua população mesmo com relativa escassez de nutrientes que foram sendo consumidos e reciclados ao longo do experimento e a falta de herbivoria por parte do zooplâncton, especialmente do gênero *Dinobryon* (GALD > 50 μm). Na lagoa, onde não houve manipulação alguma, a tendência de aumento de Chrysophyceae também ocorreu, porém de forma mais discreta e houve predomínio absoluto de Cryptophyceae (também mixotrófica) nas quatro coletas. Parece haver uma relação direta entre a abundância total de Rotifera e principalmente de Cladocera e o aumento de Chrysophyceae, ao que parece, devido ao aumento da pressão de herbivoria. Rotifera e principalmente Cladocera parecem se alimentar exclusivamente de fitoplâncton de outras classes e as Chrysophyceae, além de contornarem situações ambientais com baixa concentração de nutrientes (controle *bottom-up*) pela mixotrofia foram rejeitadas para a herbivoria que exerceria o controle *top-down*. Sem os dois controles essa população cresceu expressivamente. Dentre os Copepoda a maioria é Cyclopoida, que são predadores e não herbívoros, portanto, a maioria dos copépodos não sofreu interferência em sua alimentação ou contribuiu para o aumento de Chrysophyceae.

Segundo a teoria da cascata trófica, quando a herbivoria é mínima, algas comestíveis e de rápido crescimento deveriam dominar o sistema, enquanto que sob forte pressão de herbivoria, algas resistentes, que crescem mais lentamente como defesa, deveriam provocar *blooms* e dominar o ambiente (Carpenter et al., 1985). Embora fortes sinais de controle *top-down* tenham sido documentados em muitos ecossistemas aquáticos, algumas previsões secundárias não foram ainda bem examinadas (Agrawal, 1998). Além do mais, uma alga pode ser comestível para um filtrador e

resistente para outro (revisão de De Mott, 1989). Portanto, embora um forte sinal de controle *top-down* flua pela cascata trófica, a atual teoria é inadequada para explicar a diversidade de respostas algais a manipulações em níveis tróficos mais elevados (Vanni e Findlay, 1990). Após análises, as previsões da teoria de defesa baseadas na resistência algal, taxa de crescimento e mudança de composição sugerem que a herbivoria de tamanho específico possa explicar algumas dinâmicas do fitoplâncton nas cascatas tróficas (Agrawal, 1998).

Agrawal (1998) propõe que a forte herbivoria nem sempre resulta em aumento na resistência algal por causa da “comestibilidade” e resistência serem específicas a certas espécies em particular, em cada sistema. A relação entre dominância algal e taxa de crescimento parece ser dependente de outros fatores e não estarem estritamente relacionadas. Vanni e Layne (1997) consideram que a reciclagem de nutrientes pode ter um efeito relativamente maior sobre a dinâmica do fitoplâncton que a herbivoria por si só. Essa consideração corrobora as observações de Fernando (1994) para ambientes tropicais.

7- CONCLUSÃO

Os Cladocera foram os organismos zooplânctônicos que responderam melhor a manipulação da densidade natural nos tratamentos pelo formato e pelo tamanho do corpo e aos efeitos ocasionados pelos tratamentos, pois são os herbívoros mais eficazes e são capazes de selecionar o alimento a ser ingerido, podendo rejeitar uma espécie de fitoplâncton pelo tamanho ou por características desfavoráveis a filtração, como parede celular dura, cobertura gelatinosa, algas filamentosas muito grandes, etc.

Os Rotifera tiveram sua abundância relativa alterada, com aumento de *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris*, que pelo isolamento causado pelos *enclosures*, ficaram protegidas de possíveis predadores e foram capazes de utilizar os recursos alimentares disponíveis. Na última coleta do tratamento 150, sua abundância total caiu, indicando que provavelmente a alta pressão de herbivoria já estava começando a afetá-los, mesmo dispondo de outras fontes de alimento além do fitoplâncton como bactérias, detritos, etc. Foram sempre o grupo dominante.

Os Copepoda só mostraram resposta aos tratamentos de maior pressão de herbivoria (tratamentos 100 e 150), apresentando padrão de aumento na abundância total. Como a maioria é Cyclopoida, eles não sofreram com o aumento da pressão de herbivoria, mas se beneficiaram da abundância de Cladocera, e principalmente, Rotifera para se alimentarem.

Houve, no geral, uma tendência de diminuição na uniformidade e diversidade de Rotifera e Cladocera. Esse fato se deve, muito provavelmente, a mudança da composição do fitoplâncton.

A lagoa é dominada por Cryptophyceae e nos tratamentos nos *enclosures*, as classes Bacillariophyceae e, principalmente, Chrysophyceae, aumentaram. As Bacillariophyceae são estrategistas R e devem ter aumentado sua taxa de crescimento pelo distúrbio causado pelos *enclosures*. As Chrysophyceae, por suas características mixotróficas suportaram bem as condições ambientais dentro dos *enclosures* e foram rejeitadas na herbivoria.

A composição do fitoplâncton mudou. Porém, apesar de sua densidade absoluta ter variado, não houve queda de valores ao longo do tempo, provavelmente pela alta taxa de renovação. Diferentemente de Rotifera e Cladocera, o fitoplâncton não apresentou tendência de diminuição da diversidade e uniformidade.

Com relação às hipóteses aventadas neste estudo:

As diferentes densidades de zooplâncton alteraram a composição e estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplantônica, mas de forma geral. Os mesmos resultados, em maior ou menor grau, independentemente da densidade de zooplâncton, foram encontrados em todos os tratamentos. Portanto, alterar a densidade zooplanctônica como metodologia de estudo de herbivoria seria questionável.

Uma maior disponibilidade de fitoplâncton disponível para herbivoria pelo zooplâncton favorecer táxons herbívoros em detrimento de predadores é uma premissa parcialmente verdadeira. No primeiro momento, os herbívoros têm maior disponibilidade de alimento e isso os favorece, fazendo aumentar sua taxa de crescimento. Porém, num segundo momento, o fitoplâncton comestível pode começar a ficar escasso e a população que cresceu devido à disponibilidade de alimento pode ser prejudicada. Mesmo que esta situação não ocorra e que os herbívoros continuem a se

alimentar sem restrições, em nenhum momento os táxons predadores sofreram algum prejuízo com isso com a herbivoria, pois herbívoros não competem com predadores. E com o aumento da população de herbívoros, os predadores terão maior disponibilidade de alimento, o que os beneficiará.

A instalação de *enclosures* com diferentes tratamentos (diferentes densidades de zooplâncton) causou um distúrbio no ecossistema aquático e fez com que cada tratamento procurasse um novo ponto de equilíbrio. Com isso, alguns táxons que anteriormente não eram tão representativos passaram a ser, por terem capacidade de se adaptar às novas condições ambientais e biológicas. Esses táxons que predominaram neste estudo podem ser considerados como pioneiros, pois o experimento durou 18 dias. Se fosse possível ser continuado, é muito provável que outros táxons sucessores fossem se tornando representativos até que um novo ponto de equilíbrio, um pouco mais “estável”, seria encontrado por uma nova comunidade clímax.

8 – LITERATURA CITADA

AFONSO, A. A. O. Estudo comparativo da fauna associada à *Eichhornia azurea* em três lagoas laterais ao rio Paranapanema e com diferentes regimes de circulação da água. Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, campus de Botucatu. Tese de Doutorado, 2002. 99p.

AGRAWAL, A. A. Algal defense, grazers, and their interaction in aquatic trophic cascades. *Acta Oecologica* 19(4):331-337, 1998.

ALPINE, A. E.; CLOERN, J. E. Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.* 37:946-955, 1992.

ARCHBALD, R. E. M. *The Diatoms of the Sandays and Great Fish Rivers in the Eastern Cape Province of South Africa*. FL-9490 VADUZ: J. Cramer, Bibliotheca Diatomologica, Band 1, with 572 figures and 34 plates, 1983).

ARCHARYA, K.; BUKAVECKAS, P. A.; JACK, J. D.; KYLE, M.; ELSER, J. Consumer growth linked to diet and RNA-P stoichiometry: Response of *Bosmina* to variation in the riverine food resources. *Limnol. Oceanogr.* 51:1859-1869, 2006.

ARCIFA, M. S.; NORTHCOTE, T. G.; FROEHLICH, O. Fish-zooplankton interations and their effects on water of tropical Brazilian reservoir. *Hidrobiol.* 139: 49-58, 1986.

ARCIFA, M. S.; STARLING, F. L. M.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LAZZARO, X. Experimental Limnology. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ACB/SBL, 1995. p.257-281.

ARCIFA, M. S.; GUAGNONI, W. A New Model of Enclosure for Experiments in Lentic Water. *Acta Limnol. Bras.*, 15(1):75-79, 2003.

AZEVEDO, M. T. P.; NOGUEIRA, N. M. C.; SANT'ANNA, C. L. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 8: Cyanophycear. *Hoenea*. v.23(1):1-38, 1996.

BANSE, K. Experimental Marine Ecosystem Enclosures in a Historical Perspective. In: GRICE, G. D.; REEVE, M. R. (Eds.) *Marine mesocosmos: Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*. New York: Springer-Verlag, 1982. p.1-9.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. T. *Algas continentais brasileiras*. São Paulo: Fundação brasileira para o desenvolvimento do ensino de ciências, 1970. 228p.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. CASTRO, A. A. J.; PICELLI-VINCENTIM, M. M. Fitoplâncton do trecho a represar do rio Paranapanema (Usina Hidrelétrica de Rosana), estado de São Paulo, Brasil. *Resv. Brasil. Biol.*, v.52:293-310, 1992.

BICUDO, D. C.; BICUDO, C. E. M.; CASTRO, A. A. J.; VINCENTIM, M. M. P. Diatomáceas (Bacillariophyceae) do trecho a represar do rio Paranapanema (Usina Hidrelétrica de Rosana), Estado de São Paulo, Brasil. *Hoehna*. V.20, n.1-2:47-68, 1993.

BICUDO, C. E.M.; MENEZES, M. (Orgs.) *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. São Carlos: RiMa, 2005. 508p.

BOURRELLY, P. *Les algues d'eau douce. Tome II – Les algues jaunes et brunes*. Paris: Editions N. Boubéé & Cie, 1968. 438p.

BOURRELLY, P. *Les algues d'eau dulce. Tome III – Les algues blues et rouges. Les Eugleniens. Perniens et Cryptomonadiens*. Paris: Editions N. Boubéé & Cie, 1970. 512p.

BOURRELLY, P. *Les algues d'eau dulce. Tome I – Les algues verts*. Réimpression revue et augmentée. Paris: Editions N. Boubéé & Cie, 1990. 572p.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-80, 1977.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35:634-639, 1985.

CASTRO, A. A.; BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Criptógamos no Parque Estadual das fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 2: Cryptophyceae. *Hoehnea*. V.18(1):87-106,1991.

CASANOVA, S. M. C. Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotifera. Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, campus de Botucatu. Tese de Doutorado, 2005. 255p.

COELHO, R. M. P. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplacton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs.). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Ed. RiMa, 2004. p.149-166.

COMPÉREE, P. *Algues de la Region du Lac Tchad*. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hydrobiol., vol.VIII, n.3-4, 1974. p-141-164.

COMPÉREE, P. *Algues de la Region du Lac Tchad*. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hydrobiol., vol.IX, n.3, 1975 a. p-167-192.

COMPÉREE, P. *Algues de la Region du Lac Tchad*. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hydrobiol., vol.IX, n.4, 1975 b. p-203-290.

COMPÉREE, P. *Algues de la Region du Lac Tchad*. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hydrobiol., vol.X, n.2, 1976 a. p-77-118.

COMPÉREE, P. *Algues de la Region du Lac Tchad*. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hydrobiol., vol.X, n.3, 1976 b. p-135-164.

COMPÉREE, P. *Algues de la Region du Lac Tchad*. Cah. O.R.S.T.O.M. ser. Hidrobiol., vol.XI, n.2, 1977. p-77-177.

CONDE-PORCUMA, J.; SARMA, S. Prey selection by *Asplanchna giordi* (Rotifera): the importance of prey defence mechanisms. *Freshw. Biol.* 33:341-348, 1995.

COTTINGHAM, K. S.; GLAHOLT, S.; BROWN, A.C. Zooplankton community structure affects how phytoplankton respond to nutrient pulses. *Ecology* 85:158-171. Tempe: Ecological Society of America, 2004.

DeMOTT, W. R. Feeding selectives and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnol. Oceanogr.* 27:518-527, 1982.

DeMOTT, W. R. The role of competition in zooplankton succession. In: SOMMER, U. (Ed.). *Plankton ecology: succession in plankton communities*. Alemanha, Berlin: Springer-Verlag, 1989. p.195-253.

DeMOTT, W. R.; MOXTER, F. Foraging on cyanobacteria by copepod: responses to chemical defenses and resource abundance. *Ecology* 72:1820-1834, 1991.

DODSON, S. I. Zooplankton competition and predation: an experimental test of size efficiency hypothesis. *Ecology*, 55:605-613, 1974.

DUMONT, H. J.; SILVA-BRIANO, M. *Karualona* n.gen. (Anomopoda: Chydoridae), with a description of two new species, and a key to all known species. *Hydrobiologia* 435: 61-82, 2000.

Encyclopedia of Life. Disponível em: <www.eol.org>. Acessado em 24/06/2011.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. *Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil*. Brasília: Universa, 1997. 156p.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. 2004. New cladoceran records from Lake Paranoá, Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64 (3A): 415-422, 2004.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 575p.

FERNANDO, C. H. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwater. *Hidrobiol.* 272: 105-123, 1994.

FEUCHTMAYR, H.; ZÖLLNER, E.; SANTER, B.; SOMMER, U.; GREY, J. Zooplankton interactions in a enclosure experiment insights from stable isotope analyses. *Freshw. Biol.* 49:1495-1504, 2004.

FILETO, C.; ARCIFA, M. S.; FERRÃO-FILHO, A. S.; SILVA, L. H. S. Influence of phytoplankton fractions on growth and reproduction of tropical cladocerans. *Aquatic ecology*, 38:503-514, 2004.

FILETO, C.; HENRY, R.; ARCIFA, M. S.; FERRERIA, R. A. R. Influence of the mineral content of the seston on tropical cladocerans of a marginal lake. *Acta Limnol. Bras.*, v. 22, n. 1, 2010a. p.13-22.

FILETO, C.; ARCIFA, M. S.; HENRY, R.; FERREIRA, R. A. R. Effects of the temperature, sestonic algae features, and seston mineral content on cladocerans of a tropical lake. *Ann. Limnol – Int. J. Lim.* 46:135-147, 2010b.

FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J. F.; RÉZIG, S. H. *Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Porto Alegre: Artmed Editora S.A., 2010. 332p.

FRYER, G. Evolutione adaptative radiation in Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative function morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B, 254:221-385, 1968.

FRUTOS, S. M. Zooplankton de la laguna turbia (isla del Cerrito) en la confluencia de los rios Paraná y Paraguay (Argentina). *Rev. Brasl. Biol.*, 56(3):569-580, 1996.

GAMBLE, J. C. Mesocosms: Statistical and Experimental Design Considerations. In: LALLI, C. M. (Ed.) *Enclosed Experimental Marine Ecosystems: a Review and Recommendations*. New York: Springer-Verlag, 1990. p.188-196.

GAMBLE, J. C.; DAVIES, J. M. Application of Enclosures to the Study of Marine Pelagic Systems. In: Grice, G. D.; REEVE, M. R. (Eds.). *Marine Mesocosms: Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*. New York: Springer-Verlag, 1982. p.25-48.

GEITER, L. Cyanophyceae. In: RABENHORST, I. (Ed.) *Kyrtomegaflora von Deutschland, Osterreich und der Schweiz Leipzig*. Akademische Verlagsgesellschaft m.b.h., Vol. 12. P.Vi.1196, 1932.

GILBERT, J. J. Escape response of the rotifer *Polyarthra*: a high-speed cinematographic analysis. *Oecologia* 66:322-331, 1985.

GILBERT, J. J. Suppression of rotifer population by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms and the effects of zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 33:1286-1303, 1988.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. London: IBP, Blackwell Sci.Pub., 1978. 213p.

GRANADO, D. C.; HENRY, R. The influence of the hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to the

Parapanema River in th mouth zone at Zurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, vol. 20. n°4, p.265-275, 2008.

GRANADO, D. C.; HENRY, R.; TUCCI, A. Influência da variação do nível hidrométrico na comunidade fitoplanctônica do Rio Parapanema e de uma lagoa marginal na zona de desembocadura na Respresa de Jurumirim (SP). *Hoehnea* 36:113-129, 2009.

GRIME, J. P. *Plant strategies and vegetation process*. Chichester: John Wilet & Sons, 1979. 222p.

GRICE, G. D.; HARRIS, R. P.; REEVE, J. F. ; HEINBOKEL, J. F.; DAVIS, C. O. Large-scale enclosed water column ecosystems. An overview of food-web, the final CEPEX experiment. *J. Mar. Biol. Assoc.* 60:401-414, 1980.

GULATI, R. D.; DeMOTT, W. R. The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshwat. Biol.*, 38:753-768, 1997.

GUSMÃO, L. F. M. Efeitos do cobre e cromo sobre a comunidade zooplânctônica: um estudo experimental em mesocosmos. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, campu de São Carlos, 2004. 268p.

HANSSON, L. A. The role of food chain composition and nutrient availability in sharing algal biomass development. *Ecology* 73:241-247, 1992.

HENRY, R. The connectivity of the Parapanema River with two lateral lakes in its mouth zone into Jurumirim Reservoir. *Acta Limnol. Bras.*, 17(1):57-69, 2005.

HENRY, R.; USHINOHAMA, E.; FERREIRA, R. M. R. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao rio Parapanema e em sua desembocadura no reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. *Revista Brasil. Bot.*, V.29, n.3, p.399-414, jul.-set. 2006.

HESSEN, D. O.; NILSSEN, J. P. From phytoplankton to detritus and bacteria: effects of short-term nutrient and fish perturbations in a eutrophic lake. *Arch. Hydrobiol.* 105:273-284, 1986.

HENSSEN, D. O.; VAN DONK, E. Morphological changes in *Scenedesmus* induced by subatances released from *Daphnia*. *Arch. Hidrobiol.* 127:129-140, 1993.

HOLM, N. P.; GANG, G. G.; SHAPIRO, J. Feeding assimilation rates of *Daphnia pulex* fed *aphanizomenon flos-aquae*. *Limnol. Oceanogr.* 28:677-687, 1983.

HURLBERT, S. H. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54(2):187-211, 1984.

HUSZAR, V. L. M.; GIANI, A. Amostragem da Comunidade Fitoplanctônica em Águas Continentais: Reconhecimento de Padrões Espaciais e Temporais. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs.). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Ed. RiMa, 2004. p.133-147.

INFANTE, A.; LITT, A. H. Differences between two species of *Daphnia* in the use of 10 species of algae in Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* 30:1053-1059, 1985.

JATI, S.; TRAIN, S. Euglenophyceae pigmentadas d ambientes lênticos da ilha Porto Rico, Município de Porto Rico, Paraná, Brasil. *Iheringia*, v.45:117-142, 1994.

KENNEDY, J. H.; JOHNSON, P. C.; JOHONSON, Z. B. The use of constricted or artificial pounds in simulated field studies. In: CAIRNS JR., J.; NIEDERLEHNER, B. R. (Eds). Ecological toxicity testing: Acale, Complexity and Relevance. Boca Raton: CRC Press, 2004. p.149-168.

KERFOOT, W. C.; LEVITAN, C.; DeMOTT, W. R. *Daphnia*-phytoplankton interactions: density-dependent shifts in resource quality. *Ecology* 69:1806-1825, 1988.

KNOECHEL, R.; HOLTBY, L. B. Construction and validation of a body-length-based model for the prediction of cladoceran community filtering rates. *Limnol. Oceanogr.* 31:1-16, 1986.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae (Grynselgen), Ordnung: Chlorococcales. In: HUBER-PESTALOZZI, G. (Ed.). *Das Phytoplankton des sysswassers: systematic und biologie*. Stuttgart: E. schwarzerbart sche Verlags buchhandlung, v. 7, n.1, 1983. 1044p.

KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. *Bacillariophyceae, 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. In: Stüssswasseflora von Mitteleuropa. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag, v. 2, n. 3, 1991. p.1-576.

KREBS, C.J. (1989) *Ecological Methodology*. Cambridge: Harper & Row Publ., 1989. 654 p.

KOSTE, W. *Rotatoria – Die Redertiere Mitt Leuropas – I Text Band*. 1978a. 237p.

KOSTE, W. *Rotatoria – Die Redertiere Mitt Leuropas – II Text Band*. 1978b. 237p.

KUIPER, J. Ecotoxicological experiments with Marine Plankton Communities in Plastic Bags. In: GRICE, G. D.; REEVE, M. R. (Eds.) *Marine mesocosms: Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*. New York: Springer-Verlag, 1982. p.181-193.

LAMMENS, E. H. R. R.; VAN NES, E. H.; MOOJI, W. M. Differences in the exploitation of bream in three shallow lake systems and their relation to water quality. *Freshw. biol.* 47:2.435-2.442, 2002.

LAMPERT, W. Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 66:285-298, 1981.

LAMPERT, W. Feeding and nutrition in *Daphnia*. In: PETERS, R. H.; De BERNARDI, R. (Eds.) *Daphnia*, v. 45. Italia, Verbania, Pallanza: Memorie Dell'Istituto Italiano di idrobiologia, , 1987. p.143-192.

LEHMAN, J. T.; SANDGREN, C. D. Species-specific rates growth and grazinf loss among freshwater algae. *Limnol. Oceanogr.* 30:34-46, 1985.

LEVINE, S. N.; BORCHARDT, M. A. SHAMBAUGH, A. D. The impact of the zooplankton grazing on phytoplankton species compositions and biomass in Lake Champlain (USA-Canada). *J. Great Lakes Res.* 25:61-77, 1999.

LYNCH, M.; SHAPIRO, J. Predation, enrichment an phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26:86-102, 1981.

JARAMILLO-LONDOÑO, J. C.; PINTO-COELHO, R. M. Interction between *Hexarthra intermedia* (Rotifera) and *Bosmina longirostris* (Cladocera): a case of opportunistic nutrition or interference competition? Short Communication. *Journal of Plankton Reaserch*, v. 32, n. 6, 2010. p.961-966.

MACKERETH, F. I. H.; HERON, J.; TALLING, J. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. London: Freshwater Biological Association, 1978. 121p.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. 1983. Occurrence of copepods (Calanoida, Cyclopoida and Harpacticoida) from Broa. reservoir (São Carlos, São Paulo, Brazil). *Rev. Bras. Biol.*, 13(1): 1-17, 1983.

MATSUMURA-TUNDISI, T., OKANO, W.Y.; TUNDISI, J.G. Vertical migration of copepod populations in the monomictic lake, Dom Helvécio. In: TUNDISI, J.G. & SAIJO, Y. (eds). *Limnological Studies on the RioDoce Valley Lakes, Brazil*, 1997. 513p.

MATSUMURA-TUNDISI, T., RIETZLER, A. C. ESPINDOLA, E. L. G.; TUNDISI, J. G. Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by two *Mesocyclops* species coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brazil). *Hydrobiologia*, 198: 141-155., 1990.

MATSUMURA-TUNDISI, T. ; SILVA, W. M. Crustáceos copépodos planctônicos. In: ISMAEL D.; VALENTI, W. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (Eds). *Biodiversidade do Estado de São Paulo-Invertebrados de Água Doce*. 1 ed. São Paulo: FAPESP, 1999, v. 4, 1999. p.1-176.

MAZUMDER, A. Patterns of algal biomass in dominant odd-vs. even-link lake ecosystems. *Ecology* 75: 1141-1149, 1994.

McALLISTER, C. D.; PARSONS, T.R.; STEPHENS, K.; STRICKLAND, J. D. H. Measurements of primary production in coastal water using a large volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.* 6:237-259, 1961.

McCAULEY, E.; DOWNING, J. A. The prediction of cladoceran rate spectra. *Limnol. Oceanogr.* 30:202-212, 1985.

McCAULEY, E.; BRIAND, F. Zooplankton grazing and phytoplankton species richness: fields tests of the predation hypothesis. *Limnol. Oceanogr.* 24:164-177, 1979.

MARTINS, G. M. HENRY, R. Composição e abundância do zooplâncton em três lagoas laterais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim (São Paulo). In: CHELLAPA, N. T., CHELLAPA, S. & PASSANTE, J. Z. O. (eds.) *Ecologia Aquática Tropical*. Natal:2004. p.53-72.

MORTARI, R. C. Distribuição Espaço-Temporal de Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) em uma lagoa Subtropical lateral ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim/SP). Tese de Doutorado, 2009. 166p.

MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M.; HENRY, R. Dinâmica da comunidade perifítica na zona de desembocadura do Rio Paranapanema, Represa de Jurumirim, SP. In: Henry, R (ed.) *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Ed. Fapesp/Fundibio, 1999. p.713-734.

MOSS, B.; STEPHEN, D.; BALAYLA, D. M.; BÉCARES, E.; COLLINGS, S.E.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C.; FERNANADEZ-ALÁEZ, M., FERRIOL, C.; GARCÍA, P.; GOMÁ, J.; GYLLSTRÖM, M.; HANSSON, L. A.; HIETALA, J. KAIREVALO, T.; MIRACLE, M. R.; ROMO, S.; RUEDA, J.; RUSSEL, V.; STÅHL-DELBANCO, A.; SVENSSON, M.; VAKKILAINEN, K.; VALENTÍN, M.; VAN de BUND, W.J.; VAN DONK, E.; VICENTE, E.; VILLENA, M. J. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: Synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshw. biol.* 49:1.633-1.649, 2004.

NOGRADY, T.; WALLACE, R.L.; SNELL, T.W. 1993. *Rotifera: biology, ecology and systematics . Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Ed. H.J.F. Dumont, SPB Academic Publishing, vol. 1, 1993.

NORTHCOTE, T. G.; ARCIFA, M. S.; MUNRO, K. A. Na experimental study of the effects of fish zooplanktivory on the phytoplankton of a Brazilian reservoir. *Hidrobiol.* 194:31-45, 1990.

NUSCH, E. A. Comparation of different methods for Chlorophyll and phaeopigments determination. *Arch. für Hydrobiol.* 14:14-36, 1980.

ODUM, E. P. The Mesocosm. *BioScience* 34:558-562, 1984.

OLIVEIRA-NETO, A. L.; MORENO, I. H. Rotíferos. In: ISMAEL D.; VALENTI, W. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (Eds). *Biodiversidade do Estado de São Paulo-Invertebrados de Água Doce*. 1 ed. São Paulo: FAPESP, v. 4, 1999. p.39-52.

PANARELLI, E. A. Flutuações mensais da comunidade zooplânctônica e dinâmica das populações de Cladocera em lagoas marginais, na região de transição rio Paranapanema – represa de Jurumirim (SP). Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, campus de Botucatu. Tese de Doutorado, 2004. 247p.

PATRICK, R.; REIMER, C. W. *The diatoms of the United States*. Pennsylvania: Sutter House, Vol. 2, 1975. 213p.

PONTIN, R. M. *Freshwater planktonic and semi-planktonic of British Isles*. Ambleside: Fresh. Biol. Assoc. Scientific Publ., 1978. 178p.

PORTER, K. G.; ORCUTT, J. D. Nutritional adequacy, manageability and toxicity as factors that determinate the food quality of blue-green algae for *Daphnia*. In: KERFOOT, W. C. (Ed.). *Evolution and Acology of Zooplankton Communities*. United Kingdom, Hanover: University Press of New England, 1980. p.268-281.

QUEIMALIÑOS, C. P.; MODENUTTY, B. E.; BALSEIRO, E. G. Phytoplankton response to experimental enhancement of grazing pressure and nutrient recycling in a small Andean lake. *Freshwater Biology*, 40:41-49, 1998.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org. e Coord.). *Águas Doces no Brasil*. São Paulo: Ed. Escrituras, 1999. p.01-37.

REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H. H.; RICHARDS, F. A. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: HILL, M. N. (Ed.). *The sea*. New York: Wiley-Interscience, 1963. p.26-77.

REID, J. W. Chave de identificação para espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bolm. Zool. Univ. S. Paulo* 9: 17-143, 1985.

RIETZLER, A.C.; ESPINDOLA, E.L.G. Microcystis as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2001-2005, 1998.

ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. Crustáceos Branquiópodos. In: ISMAEL D.; VALENTI, W. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (Eds). *Biodiversidade do Estado de São Paulo-Invertebrados de Água Doce*. 1 ed. São Paulo: FAPESP, 1999, v. 4, 1999. p.107-120

ROMO, S.; MIRACLE, M. R.; VILLENA, M. J.; RUEDA, J. FERRIOL, C.; VICENTE, E. Mesocosm experiments on nutrients and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshw. biol.* 49:1.593-1.607, 2004.

ROUND, F. E. The taxonomy of the Chlorophyta. *Bot. Phycol. J.*, Vol. 6, n°2, 1971. p-235-234.

SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 62(3):525-545, 2002.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Oscilatoriaceae (Cyanophyceae) from São Paulo State, Brazil. *Nova Hedwigia*, v.60:19-58, 1995).

SANTOS-SILVA, E. N. Revisão das espécies "complexo nordestinus" (Wright, 1936) *Notodiptomus* Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae. Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, campus de Botucatu. Tese de Doutorado, 2000. 198p.

SEGRS, H. Rotifera: The Lecanidae. Vol. 2. In: DUMONT, H. J. F. (Ed.). *Guides to identification of macroinvertebrates of the Continental Waters of the World*, 1996. 226p.

SENDACZ, S.; KUBO, E. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de Reservatórios do estado de São Paulo. *B. Inst. Pesca* 9 (único):51-89, 1982.

SHAPIRO, J.; WRIGHT, D. I. Lake restoration by biomamanipulation: round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshw. biol.* 14:371-383, 1984.

SHOENBERG, S. A.; CARLSON, R. E. Direct and indirect effects of zooplankton grazing on phytoplankton in a hypereutrophic lake. *Oikos* 42:291-302, 1984.

SIN, Y.; WETZEL, R. L.; LEE, B. G.; KANG, Y.H. Integrative ecosystem analyses of phytoplankton dynamics in the York River estuary (USA). *Hydrobiologia* 571:93-108, 2006.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; COLUS, D. S. de O. 1997. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em dois viveiros de cultivo semi-intensivo de peixes (Jaboticabal, São Paulo, Brasil). *Bol. Lab. Hidrobiol.*,10: 51-64, 1997.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos*. São Carlos: Ed. RiMa, 2001.

SMIRNOV, N. N. A revision of the genus *Camptocercus* (Anomopoda, Chydoridae, Aloninae). *Hydrobiologia* 386: 63-83, 1998.

SOMMER, U. The role of competition for resources in phytoplankton succession. In: SOMMER, U. (ed.) *Plankton Ecology: Succession in Plakton Communities*. New York: Springer-Verlag, 1989. p.107-170.

SOOMER, U.; SOMMER, F. Cladocerans versus copepods: the cause of the contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia* 147:183-194, 2006.

STEPHEN, D. BALAYLA, D. M.; BÉCARES, E.; COOLINGS, S. E.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M.; FERRIOL, C.; GARCIA, P.; GOMÁ, P.; GYLLSTRÖM, M.; HANSSON, L. A.; HIETALA, J.; KAIRESALO, T.; MIRACLE, M. R.; ROMO, S. RUEDA, J.; STÅHL-DELBANCO, A.; SVENSSON, M.; VAKKILAINEN, K.; VALENTÍN, M.; VAN de BUND, W.J.; VAN DONK, E.; VICENTE, E.; VILLENA, M. J.; MOSS, B. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: Introduction to a pan European mesocosm experiment. *Freshw. biol.* 49:1.517-1.524. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 2004a.

STEPHEN, D.; BAYALA, D. M.; COLLINGS, S. E.; MOSS, B. Two mesocosms experiments investigating the control of summer phytoplankton growth in a small shallow lake. *Freshwater Biology*, 49:1551-1564, 2004b.

STERZA, J. M.; SUZUKI, M. S.; TAOUIL, A. Resposta do zooplâncton a adção de nutrientes inorgânicos (N e P) em mesocosmos na lagoa do Açú, Campos dos Goytacazes/São João da Barra, RJ. *Acta Limnol. Bras.* 14(2): 87-94, 2002.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A. Manual of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 25:1-185. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, 1960.

SUTOR, M.; RAMCHARAN, C.; DOWNER, R. G. Predation effects of two of fourth-instar *Chaoborus trivittatus* on a freshwater zooplankton assemblage. *Hydrobiologia* 464:121-131, 2001.

TANAGUCHI, G. M. Variação espacial e temporal de características limnológicas abióticas e de comunidades de algas plantônicas e no gradiente litorâneo-limnético de uma lagoa marginal ao Rio Mogi-Guaçu. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, 1998. 155p.

TAKAHASHI, M. Pelagic Mesocosms: Food chain analysis. In: SAIJO, Y; SAKAMOTO, M. (Eds.). *Experimental analysis of lake ecosystem using mesocosms in Lake Suwa*. Nagoya: Institute for Hydrospheric-Atmospheric Sciences, 1997.

TALLING, J. F.; LEMOALLE, J. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

TEIXEIRA, C.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove environment. I – First assessment of standing stock and ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.* 12:101-124. São Paulo: USP, Instituto Oceanográfico, 1962.

TIFANNY, L. H.; BRITTON, M. E. *The algae of Illinois*. New York: Hafner Publishing Company, INC, 1971. 407p.

TILMAN, D. *Resource competition and community structure*. New Jersey: Princeton University Press, 1982. 310p.

TOLEDO, A. Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios quentes tropicais. São Paulo: CETESB, 1990. Relatório Interno.

TOLEDO, A.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12, 1983, Camboriú, SC. Anais... Camboriú, SC: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1983. 1 CD-ROM.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. - Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, v.9,1958 p.1-38.

VALDERRAMA, J. G. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10:109-122, 1981.

VAN de BUND, W. J.; VAN DONK, E. Short-term and long-term effects of zooplanktivorous fish removal in a shallow lake: A synthesis of 15 years of data from lake Zwemlust. *Freshw. biol.* 47:2.380-2.387, 2002.

VAN de BUND, W. J.; VAN DONK, E. Effects of fish and nutrient additions on food-web stability in a charophyte-dominated lake. *Freshw. biol.* 49:1.565-1.573, 2004.

VANNI, M. J.; FINDLAY, D. L. Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology* 71:921-927, 1990.

VANNI, M. J.; LAYNE, C. D. Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "top-down" effect of fish on large algae in lakes. *Ecology* 78:21-40, 1997.

VOIGHT, H.; BENNDORF, J. Differences in plasticity of adult and juvenile daphnids in changing the morphology of their filtercombs. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 27: 549-552, 2000.

WILLIAMSON, C. E.; REID, J. W. Copepoda. In: THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Eds.). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 2nd Edition. New York: Academic Press, 2001. p.915-954.