

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

CARLOS EDUARDO GONÇALVES AGGIO

**Influência de macro-fatores na estruturação da comunidade
zooplanctônica em riachos subtropicais**

Maringá
2015

CARLOS EDUARDO GONÇALVES AGGIO

**Influência de macro-fatores na estruturação da comunidade
zooplanctônica em riachos subtropicais**

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho

Maringá
2015

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

A266i Aggio, Carlos Eduardo Gonçalves, 1968-
Influência de macro-fatores na estruturação da comunidade zooplanctônica em riachos subtropicais / Carlos Eduardo Gonçalves Aggio. -- Maringá, 2015.
51 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2015.
Orientador: Dr. Luiz Felipe Machado Velho.

1. Zooplâncton de água doce - Comunidades, Estruturação de - Riachos subtropicais - Cinzas, Rio, Bacia - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.1764098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

CARLOS EDUARDO GONÇALVES AGGIO

**Influência de macro-fatores na estruturação da comunidade
zooplanctônica em riachos subtropicais**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Odete Rocha
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Prof.^a Dr.^a Adalgiza Fernanda Cabral
Universidade Federal de Goiás (UFG)

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

Prof. Dr. Fábio Amodeo Lansac-Tôha
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 31 de março de 2015.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico...

*A Silmar Canuto Lemos, Mestre,
amigo, que por meio de sua
sabedoria me ensinou a ser um
Homem de Bem, um "Professor",
como me chamava!!*

AGRADECIMENTOS

A Universidade Estadual de Maringá.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

A Fundação Araucária, pela concessão de bolsa de estudo e financiamento de projeto.

A banca examinadora, pelas críticas e sugestões.

Ao meu orientador, Dr. Luiz Felipe Machado Velho, pela amizade, incentivo e confiança no trabalho proposto.

Ao Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, por aceitar e acreditar no trabalho, sendo o coordenador da proposta apresentada.

Aos colegas do laboratório, Fernando Lansac-Toha, Bianca Ramos, Bianca Segovia e Orlando Pelissari, pelo apoio e auxílio durante as coletas e análise estatística e ajuda na finalização da tese.

A Universidade Estadual do Norte do Paraná por permitir a realização deste estudo, através do programa de capacitação docente do estado do Paraná.

A meus filhos, Thayná, Matheus, Lohana e Thomáz pela compreensão de minhas ausências e de minha impaciência.

A minha esposa Luciana, querida e amada companheira, que com habilidade e destreza, peculiar do sexo feminino, soube entender minhas faltas e falhas.

Sobretudo, agradeço ao Pai Celestial, nosso Deus, que através de seu amor incondicional e sabedoria infinita, nos dá condições para que possamos sempre tornár-mos seres melhores e responsáveis por este PLANETA.

*“Agradeço-Te, Pai Celestial,
Porque Tu me colocaste
Na origem de rios fluentes,
Na fonte viva de uma terra seca,
Regando um jardim eterno de
maravilhas,
a Árvore da Vida, mistério do
mistérios,
que produz ramo perpétuos para o
eterno plantio
para enterrar raízes na corrente da
vida
de eterno manancial.*

*E Tu, Pai Celestial,
Protege-lhe os frutos
Com os anjo do dia
E os da noite
E com chamas de Luz eterna que
brilham em toda a parte”*

Extraído dos “Salmos de Ação de
Graças” dos Manuscritos do Mar
Morto – Evangelho do Essênios

CREDO

Acreditamos que a nossa propriedade mais preciosa é a Vida.

Acreditamos que mobilizaremos todas as forças da Vida contra a morte.

Acreditamos que a compreensão mútua conduz à mútua cooperação; que a mútua cooperação conduz à Paz; e que a Paz é o único modo de sobrevivência da humanidade.

Acreditamos que, em vez de desperdiçar, preservaremos nossos recursos naturais, que são a herança de nossos filhos.

Acreditamos que evitaremos a poluição do nosso ar, da nossa água e do nosso solo, condições básicas da Vida.

Acreditamos que preservaremos a vegetação do nosso planeta: a relva humilde, que chegou a cinquenta milhões de anos, e as árvores majestosas, que chegaram a vinte milhões de anos, a fim de preparar nosso planeta para a humanidade.

Acreditamos que só comeremos alimentos frescos, puros, naturais e integrais, sem substâncias químicas e sem processamento artificial.

Acreditamos que levaremos uma vida simples, natural e criativa, absorvendo todas as fontes de energia, harmonia e conhecimento, dentro e em torno de nós.

Acreditamos que o aprimoramento da vida e da humanidade no nosso planeta deve começar por esforços individuais, assim como o todo depende dos átomos que o compõem.

Acreditamos na Paternidade de Deus, na Maternidade da Natureza e na Fraternidade do Homem.

- composto em Paris, em 1928, pela Sociedade Biogênica Internacional.

Influência de macro-fatores na estruturação da comunidade zooplanctônica em riachos subtropicais

RESUMO

A compreensão da estrutura ecológica e o funcionamento de ecossistemas lóticos naturais e/ou alterados é o propósito comum da maioria dos trabalhos realizados por ecologistas sobre rios e riachos. Investigou-se os principais fatores intervenientes na organização da comunidade zooplanctônica em 9 riachos tropicais impactados, de três diferentes sub-bacias da bacia do rio das Cinzas, Paraná, Brasil. Deste modo, para estes ambientes, testou-se a hipótese de que os macro-fatores como produtividade, velocidade de corrente, estrutura de *habitat*, ordem e trecho do riacho (nascente, meio e foz), são os principais estruturadores da comunidade zooplanctônica em riachos tropicais. A comunidade zooplanctônica esteve representada por 101 táxons, destacando-se os protozoários testáceos, seguidos por rotíferos, cladóceros e copépodes. Os resultados evidenciaram que, entre todos os fatores avaliados, a comunidade zooplanctônica, especialmente a abundância de tecamebas, e também microcrustáceos, responderam em algum grau a variação da ordem dos riachos. No entanto, os resultados de uma RDA indicam que as maiores diferenças nas características físicas e químicas, bem como aquelas relacionadas à estrutura da comunidade zooplanctônica estão relacionadas a diferenças regionais, ou seja, com as diferenças observadas entre as 3 sub-bacias estudadas.

Palavras-chave: Heterogeneidade de ambientes. Fluxo da água. Produtividade primária. Córregos.

Influence of macro-factors on the zooplanktonic community structure in Subtropical streams

ABSTRACT

The comprehension of the ecological structure and the functioning of natural and/or impacted lotic ecosystems is the purpose of most studies concerning rivers and streams. This study aimed to investigate the main factors influencing the zooplankton community organization in nine impacted tropical streams of three different sub-basins of the Cinzas River basin, Paraná state, Brazil. In this context, we tested the hypothesis that macro-factors such as productivity, current velocity, habitat structure, the stream order and stretches (headwater, middle and mouth), are the main factors structuring the zooplankton community in tropical streams. Zooplankton was represented by 101 taxa, mainly testate amoebae, followed by rotifers, cladocerans and copepods. Results evidenced that, among the evaluated factors, the zooplankton community, specially the abundance of testate amoebae and also microcrustaceans, responded to some degree of variation to the stream order. However, RDA results suggests that the great differentiation in the physical and chemical characteristics of the water, as well as those found in the zooplankton community structure, are related to a broad regional scale such as the differences observed among the three sub-basins studied.

Keywords: Water flow. Environmental heterogeneity. Primary productivity. Streams.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Distribuição do índice pluviométrico referente aos dois períodos amostrados, no trecho estudado da bacia hidrográfica do rio das Cinzas.....	18
Quadro 1 – Estações de amostragem e suas localizações durante o período de estudo.....	19
Figura 2 – Mapa da localização das diferentes micro-bacias estudadas e respectivas estações de amostragem (A- micro-bacia do córrego Água das Araras; B – micro-bacia do córrego Água da Divisa; C – micro-bacia do córrego do Eucalipto).....	20
Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais nas ordens dos riachos durante os períodos de verão/outono e primavera/verão de 2014, nos diferentes trechos (nascente, meio e foz) estudados.....	24
Figura 03 – Frequência relativa das famílias nos riachos estudados das três micro-bacias avaliadas durante os dois períodos de coleta.....	26
Figura 4 – Frequência relativa dos diferentes grupos zooplanctônicos nos diferentes períodos amostrados (A e B) e diferentes ordens dos riachos (C e D).....	27
Figura 5 – Variação da riqueza de organismos zooplanctônicos (nº Táxons) nas diferentes ordens (1ª, 2ª e 3ª) e trechos dos riachos (nascente, meio e foz).....	28
Figura 6 – Abundância relativa dos diferentes grupos zooplanctônicos nos dois períodos estudados (verão/outono e primavera/verão) nas três micro-bacias (Eucalipto – A e B; Araras – C e D; Divisa – E e F).....	29
Figura 7 – Abundância absoluta dos organismos zooplanctônicos nos dois períodos (verão/outono e primavera/verão) nas diferentes ordens dos riachos.....	31
Figura 8 – Variação da abundância dos organismos zooplanctônicos (nº organismos.m ⁻³) nas diferentes ordens (1ª, 2ª e 3ª) e trechos dos riachos (nascente, meio e foz).....	32
Figura 9. Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA), de acordo com as variáveis abióticas (temperatura = temp; cond = condutividade elétrica; oxigênio dissolvido = OD; pH; fluxo; secchi; clorofila = clor; amônia = NH ₃ ; fósforo dissolvido = PD e heterogeneidade ambiental = hetero) e as espécies zooplanctônicas categorizadas por grupo (tecamebas, rotíferos, cladóceros e copépodes)..	34

Tese elaborada e formatada conforme as normas da
publicação científica *River Research and Applications*.
Disponível em: [http://](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/%28ISSN%291535-1467)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	17
2.2 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA.....	20
2.3 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....	23
2.4 ANÁLISE DE DADOS.....	23
3 RESULTADOS	23
3.1 VARIÁVEIS ABIÓTICAS: ENFOQUE QUÍMICO E FÍSICO	23
3.2 COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E ABUNDÂNCIA DO ZOOPLÂNCTON.....	23
3.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E A CARACTERIZAÇÃO DAS MICRO-BACIAS.....	33
3.4 FATORES AMBIENTAIS INTERVENIENTES NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA.....	35
4 DISCUSSÃO	35
REFERÊNCIAS	40
APÊNDICE A - Inventário faunístico dos táxons zooplanctônicos registrados nas diferentes micro-bacias da bacia do rio das Cinzas.....	48

1 INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos, localizados na região tropical, podem ser considerados como ambientes estáveis, não sujeitos a condições atípicas e extremas, como as edáficas e climáticas, como ocorre, por exemplo, com aqueles localizados na região temperada (Neves et al. 2003). Estes ecossistemas constituem-se, na sua grande maioria, de habitats favoráveis ao desenvolvimento de comunidades que apresentam elevada riqueza de espécies (Rocha et al. 1995). Entre estes ecossistemas, encontram-se aqueles representados pelos ambientes de água doce, caracterizados pelos sistemas lóticos e lênticos, principalmente os rios, lagos (especialmente os de inundação) e reservatórios, sendo estes últimos extensivamente estudados. Em sistema lótico são variadas as características que determinam as condições hidrológicas e ecológicas (Whitton, 1975; Schäfer, 1984; Naiman et al. 2000), destacando-se as climáticas, geomorfológicas, geológicas, edáficas, além da interferência antrópica na bacia de drenagem (Oliveira, 2009).

A compreensão da estrutura ecológica e o funcionamento de ecossistemas lóticos naturais e/ou alterados é o propósito comum da maioria dos trabalhos realizados por ecologistas sobre rios e riachos (Thorp et al. 2006). Os ecossistemas lóticos funcionam como sistemas hidrológicos abertos, onde há fluxo da nascente até a foz, promovendo alteração na estrutura física ao longo do tempo e do espaço além de realizarem trocas com o ambiente terrestre de maneira intensa (Stanford e Ward, 1993; Giller e Malmqvist, 1998; Thorp et al. 2006; Camargo, 2009, 2012; Siqueira & Henry-Silva, 2011). Desta maneira, interfere na composição das comunidades (Shäfer, 1984), na geração de turbulência e movimento das partículas em suspensão e substâncias dissolvidas advindas da bacia de drenagem do sistema (Wetzel e Likens, 1991), além de se caracterizarem por possuir alta concentração de oxigênio dissolvido, com pouca ou nenhuma estratificação térmica ou química (Odum e Barret, 2008). Segundo Poole (2010), um riacho pode ser definido como um ecossistema que à medida que recebe contribuição externa, como as advindas do escoamento superficial, apresenta aumento do volume de água escoada, sendo dependente deste fluxo de água que é canalizado e associado à dinâmica do transporte de sedimento.

Variados conceitos e modelos têm sido propostos na tentativa de compreender, tanto em escala temporal como espacial, os padrões estruturais e funcionais ao qual a biota está inserida dentro dos ambientes lóticos. Entre estes modelos está o proposto por Illies e Botosaneanu (1963), citados em Maiolini e Bruno (2007), que definem uma série de comunidades descontínuas ao longo de rios, separadas por maiores zonas de transição de fauna – o Conceito da Zonação de Riachos (SZC), e o trabalho proposto por Vannotte *et al* (1980), através do Conceito do Contínuo Fluvial (RCC), que define as alterações nas comunidades bióticas, tanto em nível de composição e distribuição, relacionando com o ambiente terrestre, oferecendo importantes bases teóricas para os estudos de zonação longitudinal das comunidades aquáticas nos ambientes lóticos. Conforme o postulado pelo Conceito do Continuo Fluvial, as características ambientais de uma dada seção de um rio dependem das condições ambientais e posicionamento geográfico em uma dada área (Vanotte et al., 1980; Statzner & Higler, 1985). Assim, estas condições influenciam os cinco principais fatores de um ambiente lótico: regime de temperatura; descarga e estrutura do substrato; regime de luz; nutrientes que afetam produção primária; e a entrada de matéria orgânica alóctone (Statzner, 1987 in Czerniawski, 2013).

Embora a grande maioria dos estudos que permitiram a postulação destes conceitos tenha sido desenvolvida em região temperada, em regiões tropicais tem sido também realizados estudos baseados nestes conceitos, e entre estes, alguns que abordam a comunidade zooplancônica. Os estudos sobre a ecologia desta comunidade em rios e riachos têm aumentado nas últimas décadas, contribuindo para um melhor entendimento dos principais mecanismos envolvidos na regulação da abundância, diversidade e padrões espaço-temporais (Lair, 2006; Bertani *et al*, 2012), sendo que a grande parte dos estudos realizados tem como foco principal a influência das condições ou parâmetros abióticos sobre as comunidades, ficando a compreensão das interações bióticas entre as comunidades restrita a pouco estudos. A comunidade zooplancônica é constituída por diferentes grupos taxonômicos, com diversificada morfologia, estratégias reprodutivas e hábitos alimentares (Pennak, 1957). Entre os grupos de invertebrados formadores da comunidade zooplancônica, destacam-se os protozoários, os rotíferos e os microcrustáceos (cladóceros e copépodes) (Rocha e Sipaúba-Tavares,

1994), sendo que a diversidade e abundância das espécies de cada grupo variam entre os ambientes aquáticos e em função das condições físicas, químicas e abióticas do meio.

Em reservatórios e rios maiores (geralmente acima de 3ª ordem), o conhecimento sobre a comunidade zooplanctônica já está bem estabelecido, pelo menos no Brasil, sendo o estudo do zooplâncton em sistemas lóticos menores, como riachos e córregos, ainda incipiente (Fulone et al. 2008; Czerniawski e Domagala, 2012). Segundo Viroux (2002), qualquer irregularidade na morfologia do canal de um sistema lótico, como por exemplo, canais anastomosados, meandrícos, que apresentam variação na profundidade, entre outros, podem, em potencial, afetar o desenvolvimento da comunidade zooplanctônica, pois afeta o fluxo da água localmente (Neves et al. 2003).

Ambientes lóticos são considerados inóspitos ao desenvolvimento de parte dos componentes da comunidade zooplanctônica, principalmente os microcrustáceos (Winner, 1975), sendo o movimento advectivo ou de turbulência contínua a jusante, como o fator primário que afeta negativamente o desenvolvimento destes grupos neste tipo de ambiente (; Vanotte et al. 1980; Perbiche-Neves e Serafim-Júnior., 2007).

Além desta turbulência contínua provocada pelo movimento de circulação da massa de água dentro do riacho gerando mistura da camada de água, outros fatores ambientais também interferem no estabelecimento e na estrutura da comunidade zooplanctônica nestes ambientes. Entre estes fatores, e diretamente relacionada à turbulência destaca-se a velocidade da corrente, além da largura, turbidez, composição do substrato, temperatura da água e disponibilidade de oxigênio dissolvido na água (Wetzel, 2001). Dentre estes, pode-se destacar a velocidade de corrente como um dos principais componentes ambientais que juntamente com as características físicas e químicas da água irão interferir na interação da biota com o meio, através de processos ecossistêmicos do transporte de energia e ciclagem de nutrientes. Em ambientes lóticos, principalmente riachos e córregos, a comunidade zooplanctônica apresenta baixa diversidade e densidade de espécies, havendo o predomínio de grupos que apresentam tamanho reduzido, como os protozoários, rotíferos e cladóceros Chydoridae, além de formas imaturas (náuplius) de copépodes (Serafim-Júnior et al. 2006).

Assim, o presente estudo tem como objetivo investigar os principais fatores intervenientes na organização da comunidade zooplanctônica em riachos tropicais de

diferentes sub-bacias da bacia do rio das Cinzas. Deste modo, buscamos testar a hipótese de que os macro-fatores são os principais estruturadores da comunidade zooplanctônica em riachos tropicais. Para tal, foram testadas as seguintes predições: i) a abundância dos organismos zooplanctônicos responde ao gradiente longitudinal/ trofia, com maior densidade na foz dos riachos onde se registra a maior produtividade primária, enquanto que a riqueza será mais relacionada à heterogeneidade ambiental nos diferentes trechos e riachos; ii) a contribuição relativa da riqueza e densidade de protozoários testáceos é inversamente proporcional à ordem do rio e diretamente proporcional a velocidade de corrente, sendo um padrão inverso registrado para os microcrustáceos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Foram selecionadas 3 micro-bacias (Córrego Água das Araras, Córrego do Eucalipto e Córrego Água da Divisa) pertencentes ao trecho inferior da bacia hidrográfica do rio das Cinzas. O rio das Cinzas nasce próximo ao município de Tomazina, nos Campos Gerais e tem sua foz no município de Itambaracá, na região norte do Estado do Paraná. Sua bacia hidrográfica compreende uma área de 9.658 Km². As três micro-bacias estão localizadas entre os municípios de Cornélio Procópio (23°10'51"S, 50°38'49"W) e Santa Mariana (23°9'3"S, 50°31'8"W) (figura 02), na região geográfica do terceiro planalto paranaense, que se caracteriza por apresentar relevo acidentado, com altitude variando entre 600 e 700 metros. Todos os ambientes estão inseridos em uma matriz agrícola, com predomínio de cultivos de soja, milho e trigo (Córrego Água das Araras e Córrego do Eucalipto) e uva, hortaliças, leguminosas, cítricos e milho (córrego Água da Divisa).

Para cada micro-bacia foram selecionados três riachos (quadro 1), compreendendo diferentes ordens -1^a a 3^aordens (Strahler, 1957), sendo que em cada riacho foram realizadas três amostragens (nascente, curso médio e curso inferior ou foz).

Assumiu-se que cada ponto de amostragem, em cada riacho de mesma magnitude atuaria como réplica, sendo assim amostrados 27 pontos. As coletas foram realizadas em dois períodos, em março de 2014 e em setembro/outubro de 2014.

Os dois períodos foram amostrados com o objetivo de analisar a influência do período hidrológico (chuva e seca) sobre os padrões espaciais observados para os diferentes atributos da comunidade zooplanctônica. No entanto, considerando a ausência de um padrão sazonal de chuvas (mais variável dentro de cada período do que entre eles) optou-se por considerar neste estudo as estações do ano verão/outono (março) e inverno/primavera (setembro/outubro).

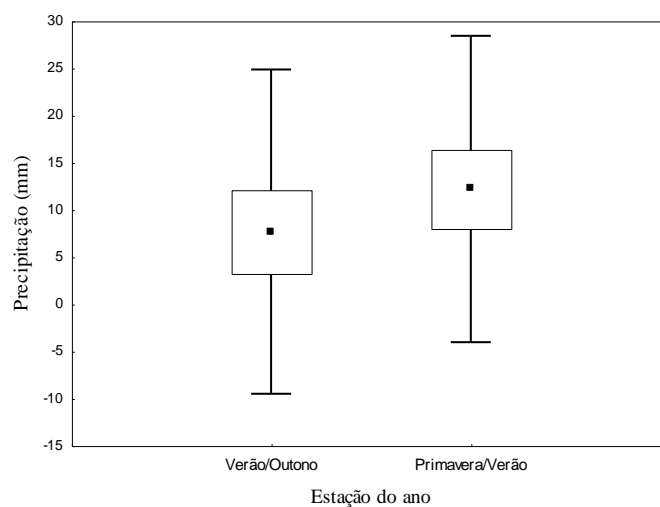


Figura 1 – Distribuição do índice pluviométrico referente aos dois períodos amostrados, no trecho estudado da bacia hidrográfica do rio das Cinzas.

Todos os riachos se encontravam em área rural, sendo que alguns trechos desses riachos estavam bastante modificados pela retirada da vegetação ripária, represamento, canalização e pela presença de atividade antrópica em suas margens.

Quadro 1 – Estações de amostragem e suas localizações durante o período de estudo, no trecho inferior da Bacia Hidrográfica do rio das Cinzas.

Bacia Hidrográfica	Sub-Bacia	Micro-bacia	Ordem	Córrego	Estações de Amostragem	Posicionamento
CINZAS	Cinzas	Eucalipto	1ª	Taquaruçu	TQU01	23° 7'43.03"S e 50°34'16.14"O
					TQU02	23° 7'42.70"S e 50°34'17.36"O
					TQU03	23° 7'42.04"S e 50°34'18.27"O
	Cinzas	Eucalipto	2ª	Bunge	B01	23° 8'9.47"S e 50°34'27.91"O
					B02	23° 7'45.20"S e 50°34'23.10"O
					B03	23° 7'22.00"S e 50°34'13.20"O
	Cinzas	Eucalipto	3ª	Eucalipto	E01	23° 8'16.80"S e 50°35'7.90"O
					E02	23° 4'18.57"S e 50°31'3.30"O
					E03	23° 0'17.45"S e 50°28'32.07"O
	Laranjinhas	Araras	1º	Pilar	P01	23°10'35.15"S e 50°34'32.71"O
					P02	23°10'23.76"S e 50°33'57.21"O
					P03	23°10'32.62"S e 50°33'18.33"O
	Laranjinhas	Araras	2ª	Taquari	TQI01	23°11'4.04"S e 50°33'51.10"O
					TQI02	23°10'50.94"S e 50°33'35.20"O
					TQI03	23°10'15.98"S e 50°33'6.62"O
	Laranjinhas	Araras	3ª	Água das Araras	A01	23° 9'53.66"S e 50°36'6.22"O
					A02	23° 9'37.14"S e 50°31'24.93"O
					A03	23° 9'48.51"S e 50°27'53.91"O
	Laranjinhas	Divisa	1ª	Arroio Sui	S01	23° 9'4.66"S e 50°24'28.61"O
					S02	23° 9'9.07"S e 50°24'31.40"O
					S03	23° 9'11.72"S e 50°24'34.96"O
	Laranjinhas	Divisa	2ª	Granja	G01	23° 9'38.42"S e 50°25'2.85"O
					G02	23° 9'38.40"S e 50°25'8.43"O
					G03	50°25'8.43"O e 50°25'22.43"O
	Laranjinhas	Divisa	3ª	Água da Divisa	D01	23°10'4.49"S e 50°23'58.87"O
					D02	23° 9'8.76"S e 50°25'5.01"O
					D03	23° 8'49.24"S e 50°26'34.36"O

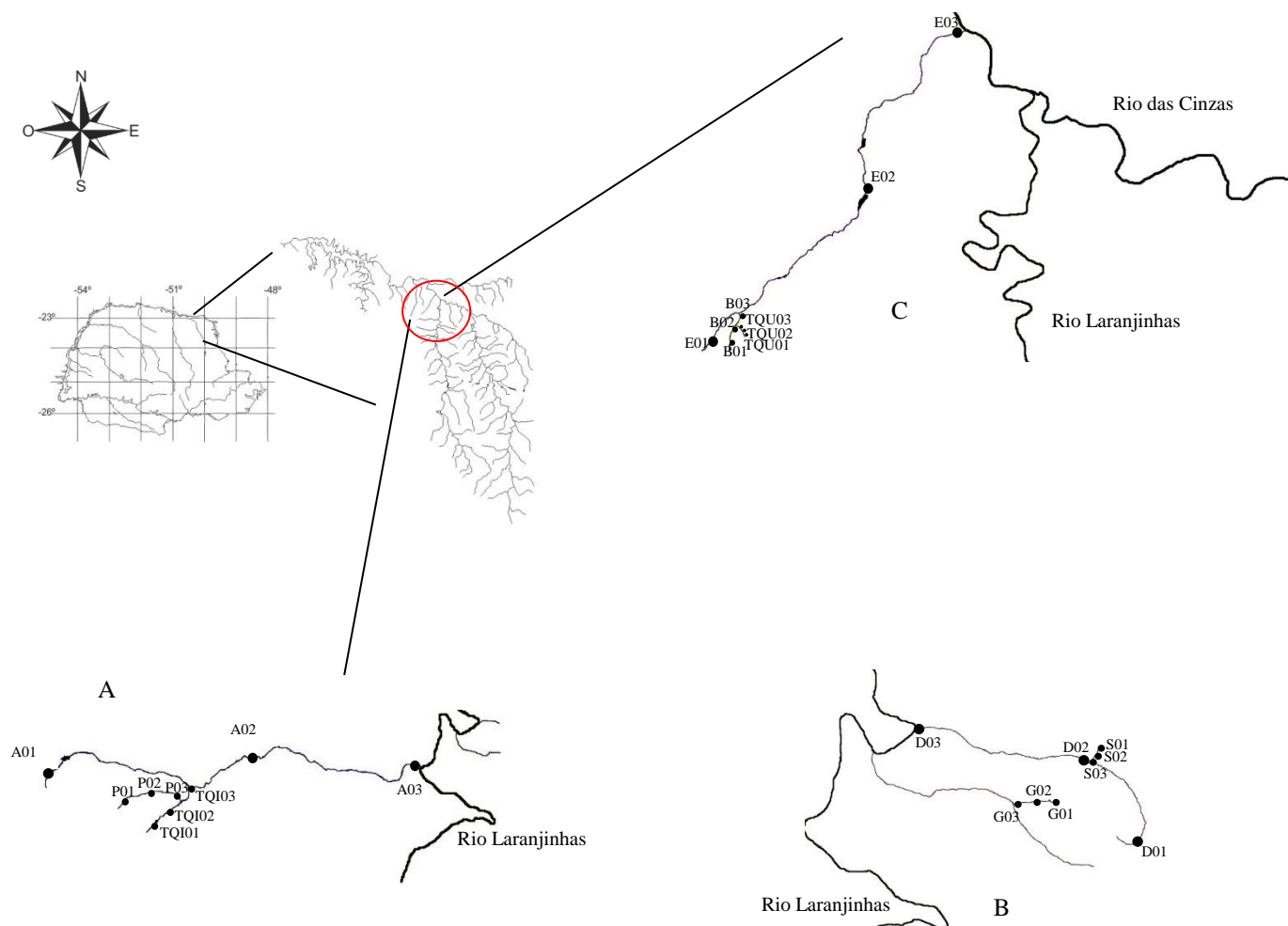


Figura 2 – Mapa da localização das diferentes micro-bacias estudadas e respectivas estações de amostragem (A- micro-bacia do córrego Água das Araras; B – micro-bacia do córrego Água da Divisa; C – micro-bacia do córrego do Eucalipto).

2.2 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

Para cada riacho, em cada ponto de amostragem, foi coletada água da superfície através de galão plástico de 5 litros, para a determinação das variáveis físicas e químicas, tanto abióticas como bióticas. Os parâmetros analisados em campo foram pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio (%), sólidos totais dissolvidos e temperatura da água, através de aparelho multiparametro Hanna HI 9828. A transparência da água foi obtida através de disco de Secchi. Foram também medidas a

largura e a profundidade de cada local amostrado. A velocidade da corrente foi estimada através de um medidor de fluxo (fluxômetro) General Oceanics. Análises no laboratório de Limnologia Geral e Aplicada da Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP) foram realizadas para os parâmetros Nitrogênio Amoniaco (Koroleff, 1976), Nitrito (Mackereth et al, 1978), Fósforo Total Dissolvido (Strickland & Parson, 1960), Fósforo Reativo – P-orto (Strickland & Parson, 1960) e clorofila-a (Golterman et al, 1978).

2.3 COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A comunidade zooplânctônica foi amostrada através da filtração da água em rede de plâncton com abertura de malha de 68 μm , sendo filtrados entre 50 e 300 litros de água para cada local de amostragem. O material coletado foi acondicionado em frasco plástico de 250ml e o material biológico preservado em solução de Formol 4%, tamponada com CaCO_3 . Em laboratório, as amostras foram processadas conforme Wetzel e Likens (2001) e Bicudo e Bicudo (2006), onde cada amostra foi lavada e concentrada a um volume de 50ml. Após homogeneização e com o auxílio de microscópio óptico comum e de câmara de sedimentação de Sedgewick-Rafter, foram analisados 5ml de cada amostra. A identificação dos organismos zooplânctônicos foi realizada, sempre que possível, em nível específico, com base nas características morfológicas e com o auxílio de bibliografias especializadas (Koste, 1978; Elmoor-Loureiro, 1997; Souza, 2008; Paggi, 1995; Siemensma, 2014; Lucinda, 2003).

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Após a coleta, preservação e concentração das amostras da comunidade zooplânctônica, foi realizada a contagem de 5 ml, objetivando-se fazer uma análise quali-quantitativa da comunidade. A abundância da comunidade zooplânctônica, para cada local de coleta, foi determinada através da expressão: $Ab = n \times (VCo/V Ct) \times (VF/1000)$, onde Ab = abundância total para a amostra “a”; n = nº organismos contados na amostra; VCo = volume concentrado; $V Ct$ = volume contado; VF = volume filtrado. A abundância total foi expressa em nº organismos/ m^3 .

Para testar a predição de que a heterogeneidade de *habitat* é o principal fator regulador da riqueza de espécies do zooplâncton uma análise de correlação (Pearson) foi aplicada ($p < 0,05$) entre a riqueza e o índice de diversidade (calculado através da equação $-\sum p_i \ln p_i$ - Shannon e Weaver, 1949) calculado para as diferentes variáveis descritoras do *habitat* (tipo do substrato e macroestruturas como percentual de folhas, galhos, troncos, rochas entre outros).

Para avaliar a predição de que abundância dos diferentes grupos zooplanctônicos responde ao gradiente longitudinal e de trófia uma análise de variância (ANOVA) foi realizada para os valores de clorofila e abundância zooplanctônica nos diferentes trechos dos riachos (nascente, meio e foz). Além disso, uma análise de correlação de Pearson foi realizada entre a abundância do zooplâncton e a concentração de clorofila a.

Para testar as predições do predomínio dos protozoários testáceos e rotíferos em riachos de menor ordem e maior velocidade de corrente, bem como o aumento da densidade de microscrustáceos em riachos de maior ordem e menor velocidade, uma análise de variância (ANOVA) foi calculada para cada riacho ($p < 0,05$). Foi construída uma matriz de correlação de Pearson (r) para estabelecer as relações dos grupos zooplanctônicos com o fluxo da água (velocidade de corrente) em cada ponto de amostragem.

Por fim, uma Análise de Redundância (RDA) foi realizada utilizando a matriz de abundância das espécies zooplanctônicas e a matriz com os valores das variáveis ambientais dos riachos, incluindo fluxo, heterogeneidade de habitat (diversidade de Shannon), temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, fósforo dissolvido, amônia, STD e clorofila-a. A RDA é um método que combina Regressão e Análise de Componentes Principais (PCA), sendo uma extensão direta da Análise de Regressão para modelar dados multivariados (Legendre e Legendre, 1998; Legendre et al. 2005). Com o objetivo de minimizar efeitos discrepantes entre as variáveis, os dados bióticos e abióticos foram previamente logaritmizados ($\log(x+1)$), exceto para a variável pH. Os resultados foram baseados nos valores de R^2 ajustados, desde que estes fossem independentes do tamanho da amostra e do número de variáveis preditoras (Perez-Neto et al. 2006). Esta análise foi realizada utilizando o programa R versão 3.0.1,

através do pacote *Vegan*. Todos os resultados foram testados a um nível de significância de $p < 0,05$.

A análise da Diversidade de Shannon foi realizada pelo programa estatístico PAST 3.05 (Hammer *et al.* 2001) e a Análise de Variância Two-Way (ANOVA Two-Way) e os gráficos pelo programa Statistica 10.0 (StatSoft, 2010)

3 RESULTADOS

3.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS: ENFOQUE QUÍMICO E FÍSICO

Na tabela 1 estão sumarizados os valores obtidos para as variáveis físicas e químicas, com seus respectivos desvios padrão das amostragens realizadas nos diferentes trechos dos córregos, no período de verão/outono e inverno/primavera, para as diferentes ordens dos córregos nas três micro-bacias estudadas. Os riachos estudados nas três micro-bacias são rasos, correntosos e com leito estruturado em material arenoso e silte. Possuem águas com pH levemente alcalino, condutividade elétrica elevada, oxigênio dissolvido tendendo à sub-saturação, com elevada carga de sólidos dissolvidos. Quanto à disponibilidade de nutrientes, as maiores concentrações ocorreram no período inverno/primavera para as três micro-bacias. O aumento de escoamento superficial em decorrência do aumento de chuvas contribui para uma maior carga de nutrientes dentro dos ambientes.

De maneira geral os riachos apresentaram velocidade de corrente elevada, pouco variável, sugerindo reduzida influência sobre o fluxo da água dos córregos entre os períodos avaliados. Quanto aos trechos avaliados dentro de cada córrego, há uma tendência de diminuição da velocidade de corrente em direção à foz, independentemente da ordem do córrego.

3.2 COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E ABUNDANCIA DO ZOOPLÂNCTON

A comunidade zooplanctônica esteve representada por 101 táxons (anexo I), pertencentes a quatro grupos taxonômicos distintos: protozoários testáceos (tecamebas), Rotifera, Copepoda e Cladocera. As tecamebas apresentaram o maior número de espécies (51) distribuídos em 7 famílias (Arcellinidae, Centropyxidae, Diffflugidae, Trigonopyxidae, Cyphoderidae, Lesquereusidae e Hyalosphaeniidae). As famílias

Diffugiidae (27 espécies), Centropyxidae (7 espécies) e Arcellinidae (9 espécies) estiveram presentes em todos os riachos e micro-bacias estudadas (figura 3). As maiores frequências foram observadas para *Centropyxis aculeata* (35,89%), *Centropyxis ecornis* (23,12%), *Arcella vulgaris* (7,58%), *Centropyxis aculeata oblonga* (4,85%), *Diffugia cylindrus* (2,96%) e *Diffugia tuberculata* (2,87%).

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais nas ordens dos riachos durante os períodos de verão/outono e inverno/primavera de 2014, nos diferentes trechos (nascente, meio e foz) estudados.

Variáveis Ambientais	1º Ordem											
	Nascente				Meio				Foz			
	Verão/Outono		Inverno/Primavera		Verão/Outono		Inverno/Primavera		Verão/Outono		Inverno/Primavera	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Condutividade (µS/cm)	72.67	27.02	86.33	31.39	80.33	23.44	111.33	49.08	83.33	12.86	97.00	23.39
pH	7.25	0.71	7.41	0.58	7.30	0.37	7.43	0.85	7.21	0.15	7.22	0.69
° C Água	21.97	0.71	20.67	1.08	18.03	9.37	22.16	1.52	23.87	1.60	22.47	1.60
OD (mg/l)	6.82	0.97	7.68	1.29	7.33	1.05	8.73	1.02	7.55	1.10	8.85	1.54
OD (% Sat)	84.83	10.98	91.40	12.90	91.57	11.79	105.80	8.13	95.73	12.52	107.80	14.57
Alcalinidade (mEq/L)	58.65	39.38	94.69	47.83	60.18	42.42	83.67	32.19	60.68	33.25	78.98	15.68
TDS (mg/L)	37.67	14.43	53.67	30.27	39.33	8.50	53.33	20.50	41.67	6.43	48.33	11.85
Transparência (m)	0.22	0.06	0.37	0.20	0.25	0.06	0.28	0.14	0.19	0.06	0.17	0.03
NH ₃ (µg/L)	14.46	5.53	22.64	8.19	13.55	10.27	19.00	20.88	29.91	35.43	22.33	20.56
NO ₂ (µg/L)	3.15	1.73	4.96	1.51	3.15	1.98	4.03	0.29	3.59	1.49	5.16	1.03
PO ₄ (µg/L)	41.00	24.21	54.89	19.62	37.11	23.65	54.61	25.36	37.94	19.30	62.11	26.74
P-Orto (µg/L)	61.83	18.61	41.56	3.47	33.78	22.52	33.22	4.11	30.45	13.70	45.17	14.02
MS (mg/L)	0.0013	0.0008	0.0013	0.0008	0.0022	0.0021	0.0022	0.0021	0.0204	0.0317	0.0033	0.0023
Velocidade de Corrente (m/s)	0.14	0.17	0.25	0.15	0.28	0.13	0.19	0.07	0.09	0.14	0.32	0.33
Clorofila (mg/L)	1.37	0.55	0.42	0.21	1.29	0.26	0.77	0.87	1.26	0.51	0.81	0.57

Variáveis Ambientais	2º Ordem											
	Nascente				Meio				Foz			
	Verão/Outono		Inverno/Primavera		Verão/Outono		Inverno/Primavera		Verão/Outono		Inverno/Primavera	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Condutividade (µS/cm)	105.33	55.79	125.67	99.89	110.00	45.31	129.33	84.01	107.00	41.59	125.00	56.15
pH	7.35	0.50	7.32	0.05	7.13	0.31	7.26	0.55	7.38	0.58	6.96	0.73
° C Água	22.31	1.22	22.86	3.34	22.79	0.31	21.21	2.21	23.09	0.61	22.83	2.31
OD (mg/l)	4.63	1.85	6.75	1.79	6.66	0.67	5.80	1.78	6.60	2.05	7.29	1.84
OD (% Sat)	58.80	22.35	83.90	27.72	83.37	6.50	67.87	23.20	83.50	26.25	91.27	25.26
Alcalinidade (mEq/L)	81.34	60.27	108.86	68.36	84.66	46.13	97.55	59.29	87.17	44.30	102.29	23.21
TDS (mg/L)	52.67	27.43	61.67	48.79	65.00	17.78	64.67	42.00	54.00	20.81	62.67	27.43
Transparência (m)	0.39	0.04	0.27	0.08	0.32	0.09	0.38	0.24	0.35	0.09	0.48	0.24
NH ₃ (µg/L)	30.67	18.65	53.70	57.05	11.58	6.43	70.21	66.38	20.67	15.38	49.45	61.32
NO ₂ (µg/L)	5.35	1.95	5.30	2.10	2.27	0.78	5.55	3.55	3.69	1.40	5.20	1.45
PO ₄ (µg/L)	39.89	1.27	45.17	9.61	34.89	3.94	41.83	14.17	38.22	12.14	45.45	14.59
P-Orto (µg/L)	33.78	3.37	38.50	8.33	29.61	3.76	34.61	13.98	28.78	9.37	32.95	8.91
MS (mg/L)	0.0054	0.0075	0.0054	0.0075	0.0017	0.0009	0.0017	0.0009	0.0036	0.0023	0.0036	0.0023
Velocidade de Corrente (m/s)	0.51	0.17	0.13	0.05	0.34	0.30	0.17	0.07	0.22	0.24	0.11	0.10
Clorofila (mg/L)	1.11	0.59	0.80	0.80	1.61	0.27	0.82	0.76	1.61	0.21	1.00	0.83

Variáveis Ambientais	3º Ordem											
	Nascente				Meio				Foz			
	Verão/Outono		Inverno/Primavera		Verão/Outono		Inverno/Primavera		Verão/Outono		Inverno/Primavera	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Condutividade (µS/cm)	172.34	58.02	242.00	83.28	112.00	44.19	121.67	47.01	119.34	28.05	137.00	28.51
pH	7.08	0.68	7.29	0.68	7.51	0.12	7.60	0.22	7.57	0.40	7.75	0.13
° C Água	22.19	0.99	20.81	2.16	23.11	0.90	21.80	1.62	23.91	0.35	23.72	2.95
OD (mg/l)	6.52	2.30	6.10	5.02	7.33	0.09	8.94	0.40	8.05	0.63	9.68	0.67
OD (% Sat)	80.90	27.02	70.87	61.04	94.47	4.94	108.00	6.76	101.87	8.86	120.13	0.85
Alcalinidade (mEq/L)	103.56	101.71	154.73	63.46	67.05	57.57	93.60	24.81	76.74	42.22	120.00	17.25
TDS (mg/L)	87.67	27.61	154.47	74.85	56.33	22.23	61.33	22.90	59.67	14.19	68.67	14.01
Transparência (m)	0.36	0.34	0.48	0.18	0.51	0.51	0.53	0.35	0.55	0.40	0.58	0.54
NH ₃ (µg/L)	31.73	12.03	88.09	65.49	14.30	6.05	26.12	9.27	33.70	20.89	20.82	15.33
NO ₂ (µg/L)	6.24	4.28	5.94	3.00	6.19	1.84	8.20	3.40	6.43	1.33	9.67	2.78
PO ₄ (µg/L)	30.72	12.37	31.00	13.92	42.39	15.73	50.44	12.37	49.61	16.01	52.11	6.73
P-Orto (µg/L)	21.55	6.14	25.11	12.67	27.39	13.29	40.72	2.55	41.28	11.10	47.39	0.96
MS (mg/L)	0.0059	0.0045	0.0059	0.0045	0.0022	0.0016	0.0022	0.0016	0.0030	0.0025	0.0031	0.0025
Velocidade de Corrente (m/s)	0.01	0.01	0.20	0.29	0.35	0.26	0.32	0.22	0.15	0.10	0.40	0.22
Clorofila (mg/L)	0.85	0.50	0.83	0.68	0.72	0.25	0.48	0.21	1.40	0.28	0.90	0.91

Os rotíferos estiveram representados por 31 espécies distribuídas em 9 famílias (Bdelloidea, Brachionidae, Notommatidae, Euchlanidae, Hexarthridae, Lecanidae, Lepadellidae, Synchaetidae e Trichocercidae). Duas famílias contribuíram significativamente para a riqueza das espécies: Brachionidae, com 10 espécies (3 espécies de *Brachionus*, 3 espécies de *Keratella*, 2 espécies de *Platyonus*, uma espécie de *Kelicotia* e *Platyas*), e Lecanidae, com 8 espécies do gênero *Lecane*, seguido por Euchlanidae (5 espécies de *Euchlanis*) e Trichocercidae (3 espécies de *Trichocerca*). As maiores frequências foram registradas para *Lecane bulla bulla* (30,83%), Bdelloidea (21,56%), *Platyonus patulus patulus* (7,52%) e *Kelicotia bastonensis* (6,30%). Os cladóceros, com 5 famílias (Daphnidae, Chydoridae, Ilyocriptidae, Macrothricidae, Moinidae), foram melhor representados por *Moina micrura* (27,53%), *Daphnia gessneri* (15,82%), *Ceriodaphnia silvestri* (13,01%), *Allona glabra* (11,42%) e *Coronatella popei* (10,54%).

Os copépodes foram identificados em nível de ordem - Cyclopoida, Calanoida e Harpacticoida, sendo registrada a abundância das formas imaturas (náuplius e copepodito) e formas adultas (figura 2). As maiores ocorrências foram registradas para náuplius de Calanoida (40,62%), náuplius de Cyclopoida (22,82%), Cyclopoida (16,67%) e Calanoida (9,71%).

O córrego do Eucalipto foi o ambiente onde foi registrado o maior número de famílias durante o estudo (20 famílias registradas).

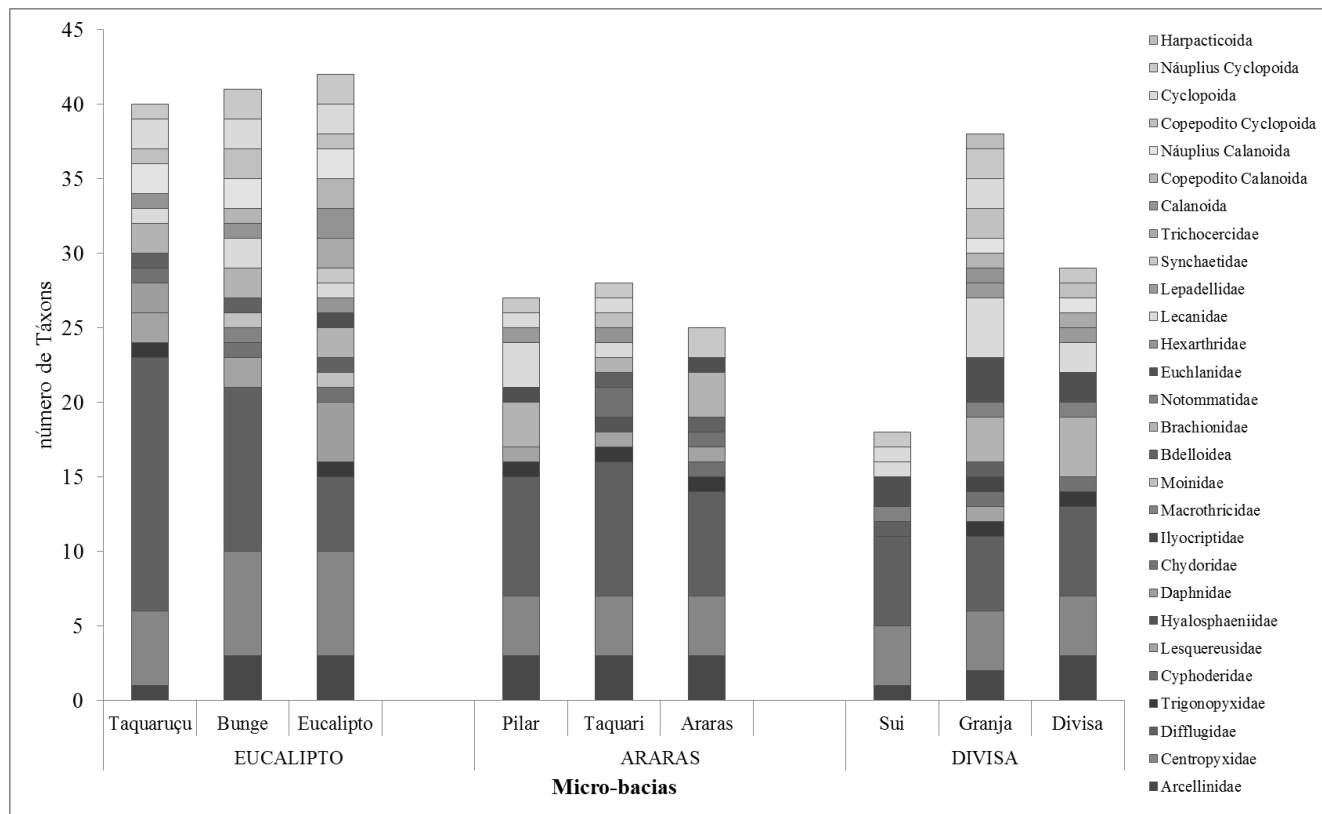


Figura 03 – Frequência relativa das famílias nos riachos estudados das três micro-bacias avaliadas durante os dois períodos de coleta.

As maiores riquezas de espécies foram observadas para os pontos localizados no córrego Bunge (37 espécies) durante o mês de março e para o córrego da Granja (31 espécies) no mês de setembro. Para as tecamebas, o maior valor foi registrado para verão/outono (Figura 4A), nas estações do córrego Bunge (22 espécies) e os menores no mesmo período, para as estações do córrego Eucalipto (4 espécies) e do Arroio Sui (4 espécies). Entre os rotíferos, a maior riqueza foi registrada no córrego da Granja (12 espécies) no período de primavera/verão (Figura 4B). Por outro lado não foi registrada nenhuma ocorrência de rotíferos para os córregos Bunge, Pilar e Taquari neste mesmo período.

Entre os microcrustáceos, os maiores valores de riqueza de cladóceros foram observados para o córrego Eucalipto (5 espécies) durante o verão/outono (figura 4A) e para copépodes nos córregos Bunge e Eucalipto, no mesmo período e para o córrego da Granja durante a primavera/verão (6 espécies) (figura 4B). No verão/outono não foi registrada a presença de cladóceros nos córregos Pilar, Arroio Sui e Água da Divisa e de copépodes nos córregos Arroio Sui e Água da Divisa. Já no período seguinte, cladóceros não foram registrados nos córregos Bunge, Taquari, Água das Araras e

Arroio Sui. O mesmo ocorreu para copépodes nos córregos Pilar e Taquari. Nota-se que no córrego Taquari não ocorreu nenhuma espécie de rotíferos, cladóceros e copépodes para primavera/verão.

Os resultados indicam uma diminuição da riqueza de espécies no sentido da micro-bacia do Eucalipto para a Água da Divisa no período de verão/outono (figura 4A). No período de primavera/verão (figura 4B), houve ligeiro aumento da riqueza, principalmente na micro-bacia do córrego Água da Divisa.

Entre as diferentes ordens dos córregos (figura 4C e D), notamos que as tecamebas apresentaram maior riqueza, tanto no período de verão/outono (figura 4C), como na inverno/primavera (figura 4D) – córrego de segunda ordem. Embora tenham apresentado as maiores riquezas, percebe-se uma em córregos de todas as ordens constância no nº de táxons, o que não foi observado para os demais grupos. A maior riqueza para os rotíferos foi observada no córrego da Granja, no período de primavera/verão (figura 4D). Para os microcrustáceo, observa-se uma maior incidência de táxons no período de verão/outono (figura 4D) não sendo observado esta tendência para o período inverno/primavera (figura 4D).

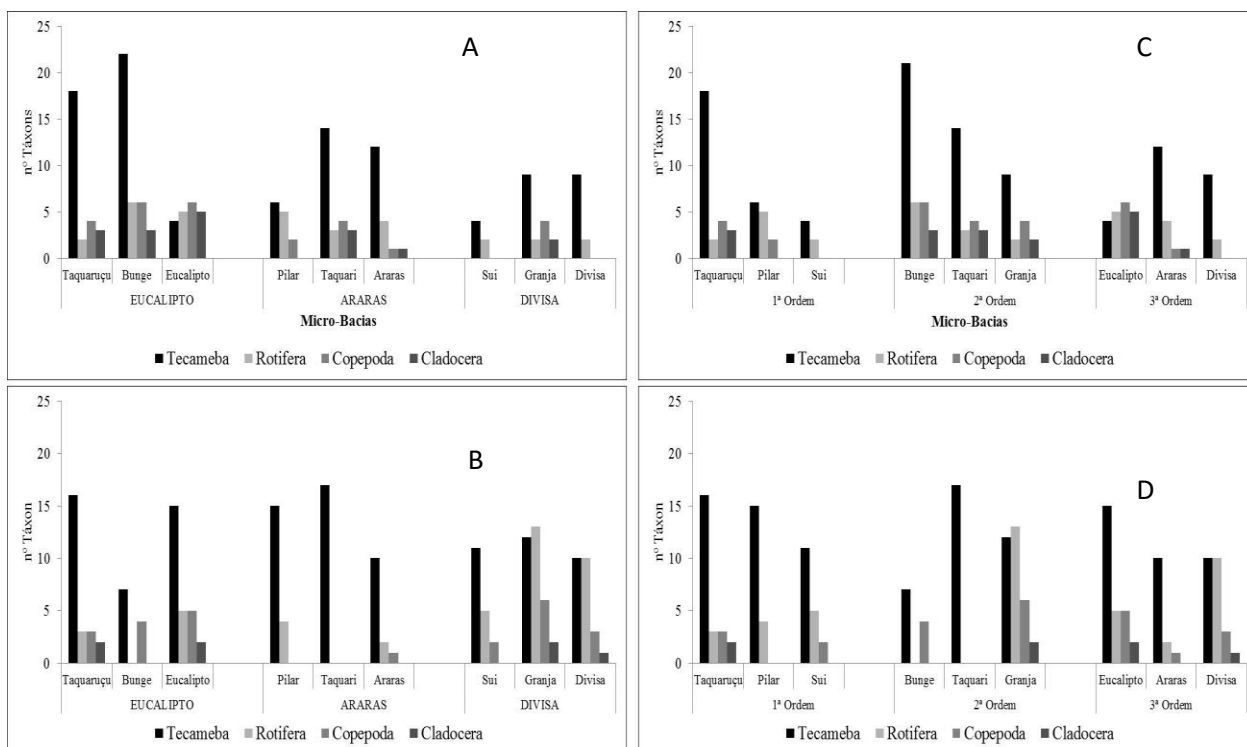


Figura 4 –Riqueza dos táxons dos diferentes grupos zooplantonicos nos diferentes períodos amostrados (A e B) e diferentes ordens dos riachos (C e D).

A representação da análise de variância (ANOVA two-way) da riqueza das espécies pode ser observada na figura 5. Não foram encontrados resultados significativos nas análises de Anova Two-Way testando os efeitos das ordens e dos trechos dos riachos sobre a riqueza da comunidade zooplancônica total e de nenhum grupo em separado.

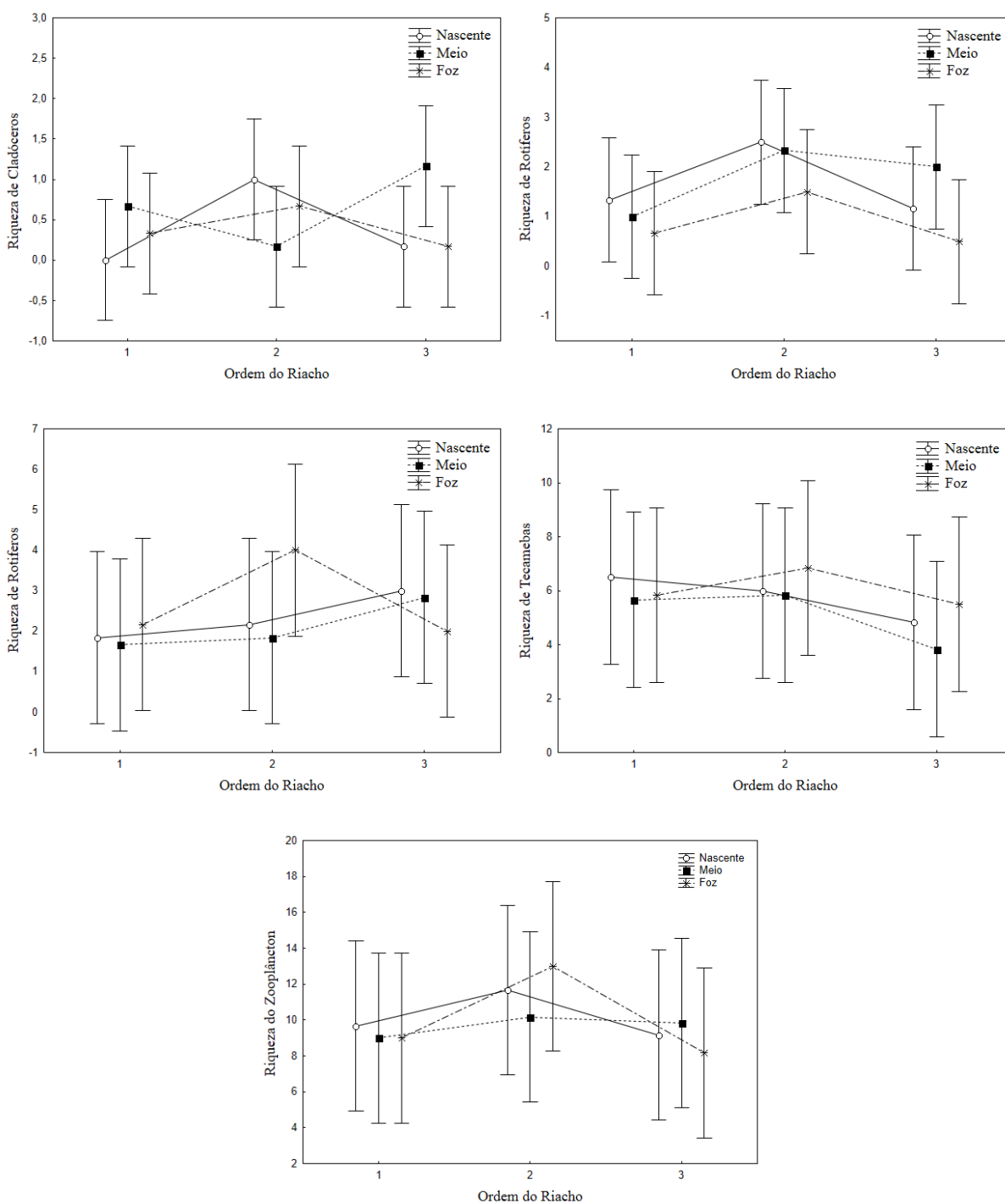


Figura 5 – Riqueza de táxons da comunidade zooplancônica nas diferentes ordens (1^a, 2^a e 3^a) e trechos dos riachos da bacia do rio das Cinzas (nascente, meio e foz).

A variação ao longo do tempo e nas diferentes micro-bacias, para os grupos da comunidade zooplanctônica pode ser observada na figura 6. Os protozoários testáceos dominaram na maioria dos ambientes estudados, com maior abundância relativa sendo observada para a micro-bacia do córrego Água das Araras (97%) no período de primavera/verão (figura 6D). Os rotíferos dominaram com maior abundância relativa na micro-bacia Água da Divisa (54%), também no mesmo período (figura 6F). Copépodes apresentaram maior abundância relativa durante o período de verão/outono para a micro-bacia do Eucalipto (36%). Fato também observado para cladóceros (9%) (figura 6A).

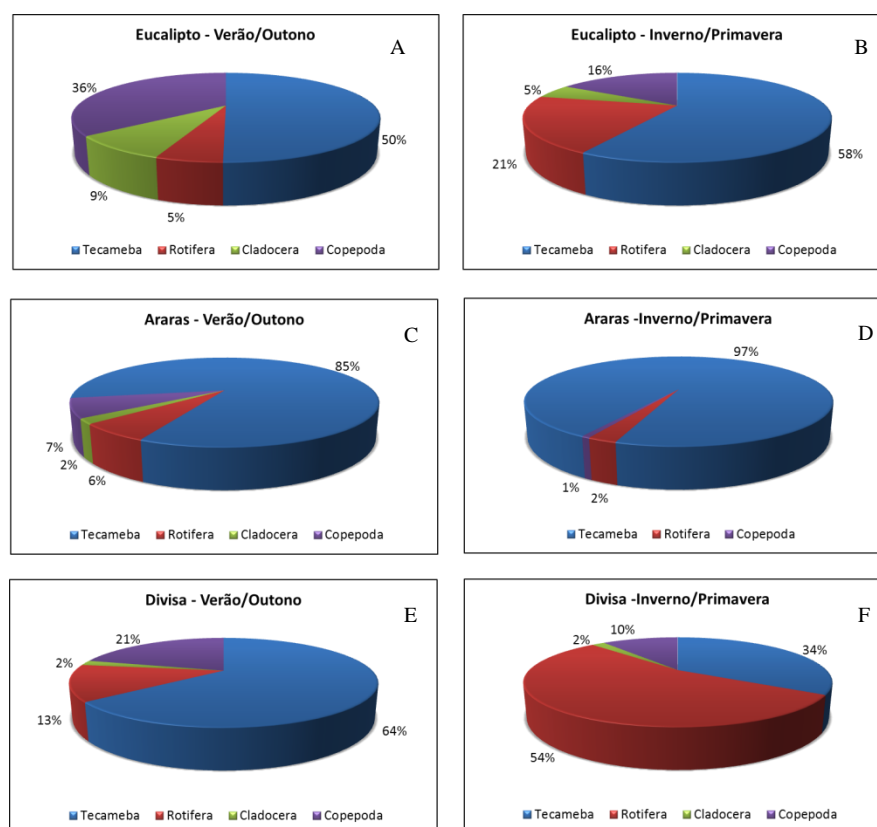


Figura 6 – Abundância relativa dos diferentes grupos zooplanctônicos nos dois períodos estudados (verão/outono e primavera/verão) nas três micro-bacias (Eucalipto – A e B; Araras – C e D; Divisa – E e F).

Embora não tenha havido diferença significativa entre os períodos avaliados, os resultados sugerem que a abundância relativa dos protozoários testáceos aumentou no

período de primavera/verão para as micro-bacias do Eucalipto e Água das Araras e expressiva diminuição na micro-bacia Água da Divisa (figura 6D, E e F).

A distribuição da abundância individual dos organismos zooplanctônicos pode ser avaliada conforme o gradiente temporal, entre os dois períodos de coleta, e entre o gradiente espacial, no que se refere às diferentes ordens dos córregos avaliados nas três micro-bacias (figura 7). Na análise entre os dois períodos avaliados, ocorreu diminuição no número de organismos no período primavera/verão, com exceção somente para o rotífero, que no córrego da Granja atingiu máxima densidade ($276,8 \text{ ind.m}^{-3}$). Os testáceos foram os que apresentaram maior densidade entre todos os grupos, resultado este que atingiu o valor máximo para o córrego Bunge durante o período de verão/outono ($438,5 \text{ ind.m}^{-3}$). Copépodes também se destacaram para o córrego do Eucalipto no mesmo período ($367,5 \text{ ind.m}^{-3}$). O aumento na densidade de copépodes neste ambiente é devido a ocorrência de náuplius, principalmente de Calanoida. Em geral, é observado que os testáceos predominaram nos dois períodos, embora com maior densidade no verão/outono quando comparado ao inverno/primavera (figura 7).

Os microcrustáceos foram representados, em geral, por baixa densidade, principalmente nos córregos de primeira ordem. Nota-se uma maior ocorrência deste grupo conforme a ordem dos córregos aumenta, havendo maior densidade para os copépodes no córrego do Eucalipto no período de verão/outono (figura 7E). Em relação à distribuição da abundância nas três micro-bacias, nos dois períodos avaliados, observa-se diminuição no número de organismos para todos os grupos, principalmente para os córregos de terceira ordem, que registraram as menores abundâncias (figura 7 E e F).

Os resultados da Anova Two-Way, testando os efeitos das ordens e dos trechos dos riachos (nascente, meio e foz) sobre a abundância da comunidade zooplanctônica, mostraram resultado significativo apenas para a abundância de tecamebas e cladóceros, e esteve no limite da significância para os copépodes (figura 8).

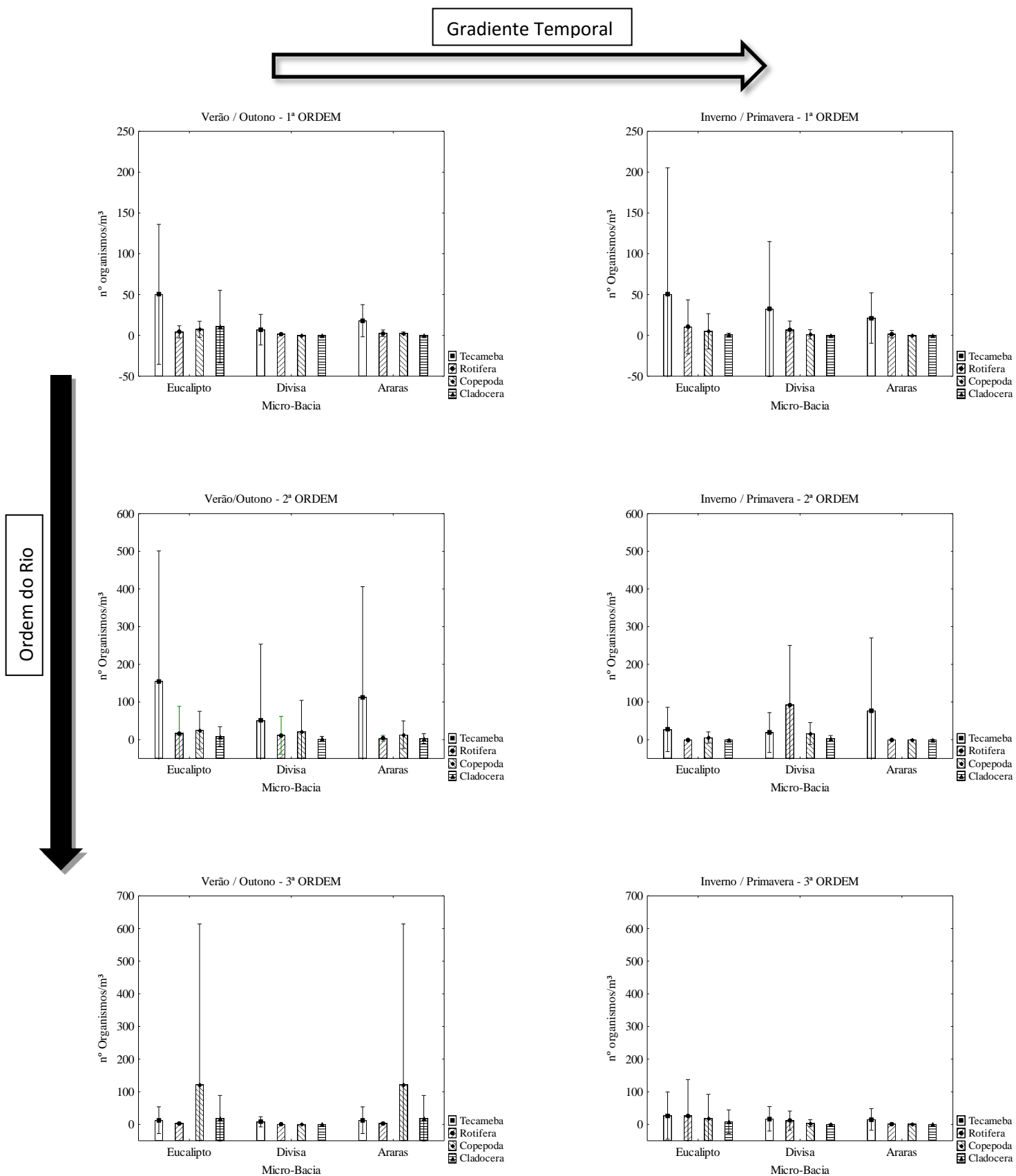


Figura 7 – Abundância absoluta dos organismos zooplanctonicos nos dois períodos (verão/outono e primavera/verão) em diferentes ordens dos riachos.

Para as tecamebas, a abundância foi significativamente maior em riachos de 2ª ordem ($F= 4,80635$; $p= 0,001$). No caso dos cladóceros observou-se uma interação entre os fatores, e a diferença entre os trechos ocorreu dependendo da ordem dos riachos considerada, sendo que uma maior abundância foi encontrada no trecho intermediário em riachos de terceira ordem ($F= 2,946930$; $p= 0,03$). Esse mesmo padrão de abundância foi também verificado para os copépodes (figura 8).

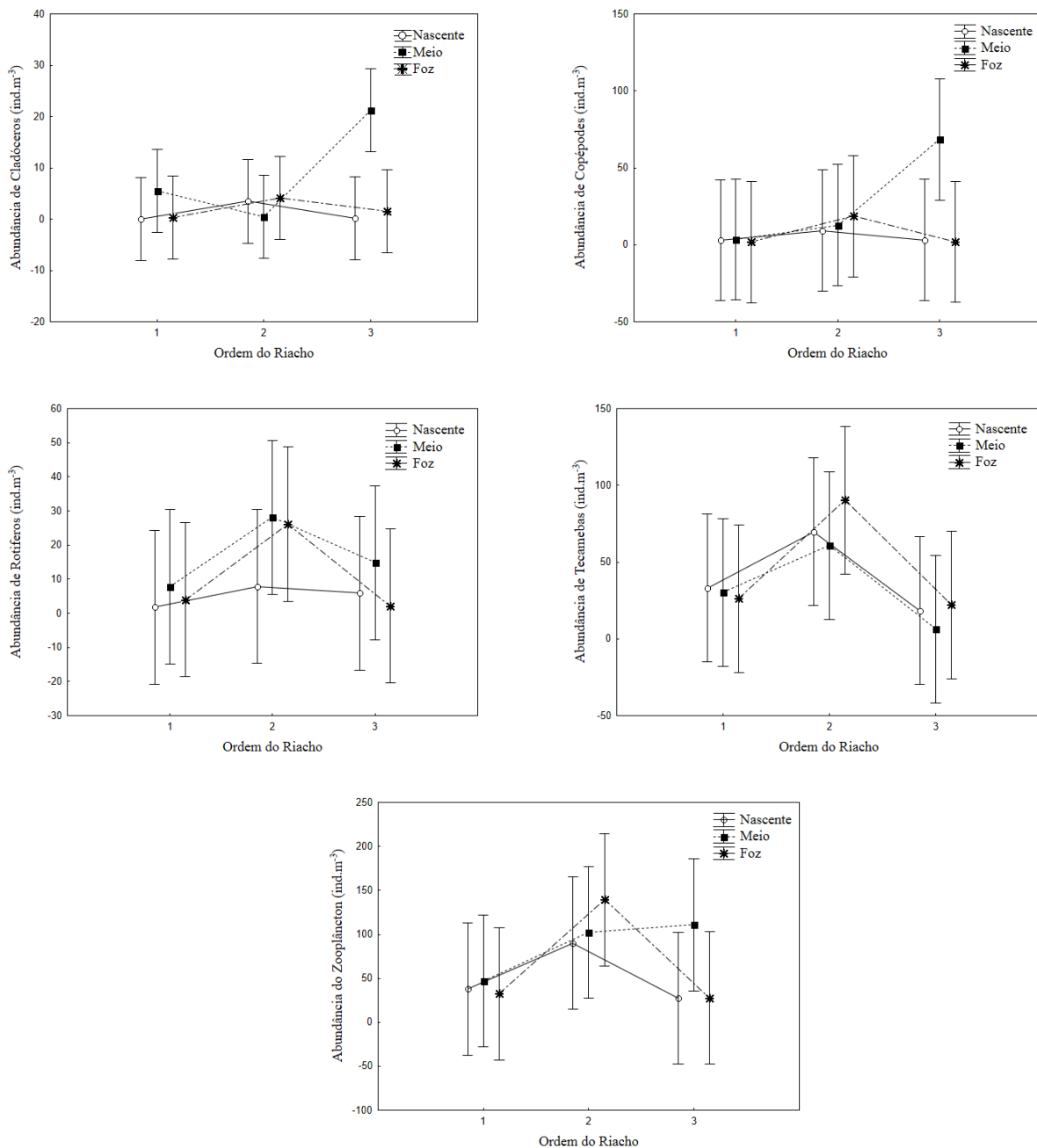


Figura 8 – Variação da abundância dos organismos zooplantônicos (nº organismos.m⁻³) nas diferentes ordens (1ª, 2ª e 3ª) e trechos dos riachos (nascente, meio e foz).

3.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E A CARACTERIZAÇÃO DAS MICRO-BACIAS

Os resultados da Análise de Redundância (RDA) explicaram 31% da variabilidade total dos dados. Além disso, a porcentagem de explicação fornecida pela análise também foi significativa ($p < 0,005$). Esses resultados evidenciaram que as maiores diferenças nas características físicas e químicas, bem como aquelas relacionadas à estrutura da comunidade zooplanctônica foram observadas entre as 3 sub-bacias estudadas. Assim, no eixo 1 observa-se especialmente uma diferenciação entre a sub-bacia do rio da Divisa, caracterizado pelos maiores valores de PD, OD, condutividade e pH, e a sub-bacia do rio Eucalipto, onde se registraram os maiores valores de temperatura, heterogeneidade ambiental, clorofila e velocidade de fluxo. Por outro lado o eixo 2 desta análise discriminou as amostras destas duas primeiras sub-bacias daquelas tomadas na sub-bacia do rio Araras, caracterizadas por maiores valores de secchi e concentração de amônia (Figura 9).

Em relação às espécies, grande parte dos rotíferos estiveram mais positivamente correlacionados ao eixo 1, caracterizando, em geral, as amostras da sub-bacia rio da Divisa, enquanto que a maioria dos cladóceros e copépodes estiveram negativamente correlacionados ao eixo 1 e positivamente ao eixo 2, evidenciando suas maiores abundâncias na sub-bacia do rio Eucalipto. Já em relação aos protozoários testáceos, ou tecamebas, estes estiveram em grande parte relacionados negativamente ao eixo 2, caracterizando, portanto, grande parte das amostras da sub-bacia do rio Araras (Figura 9).

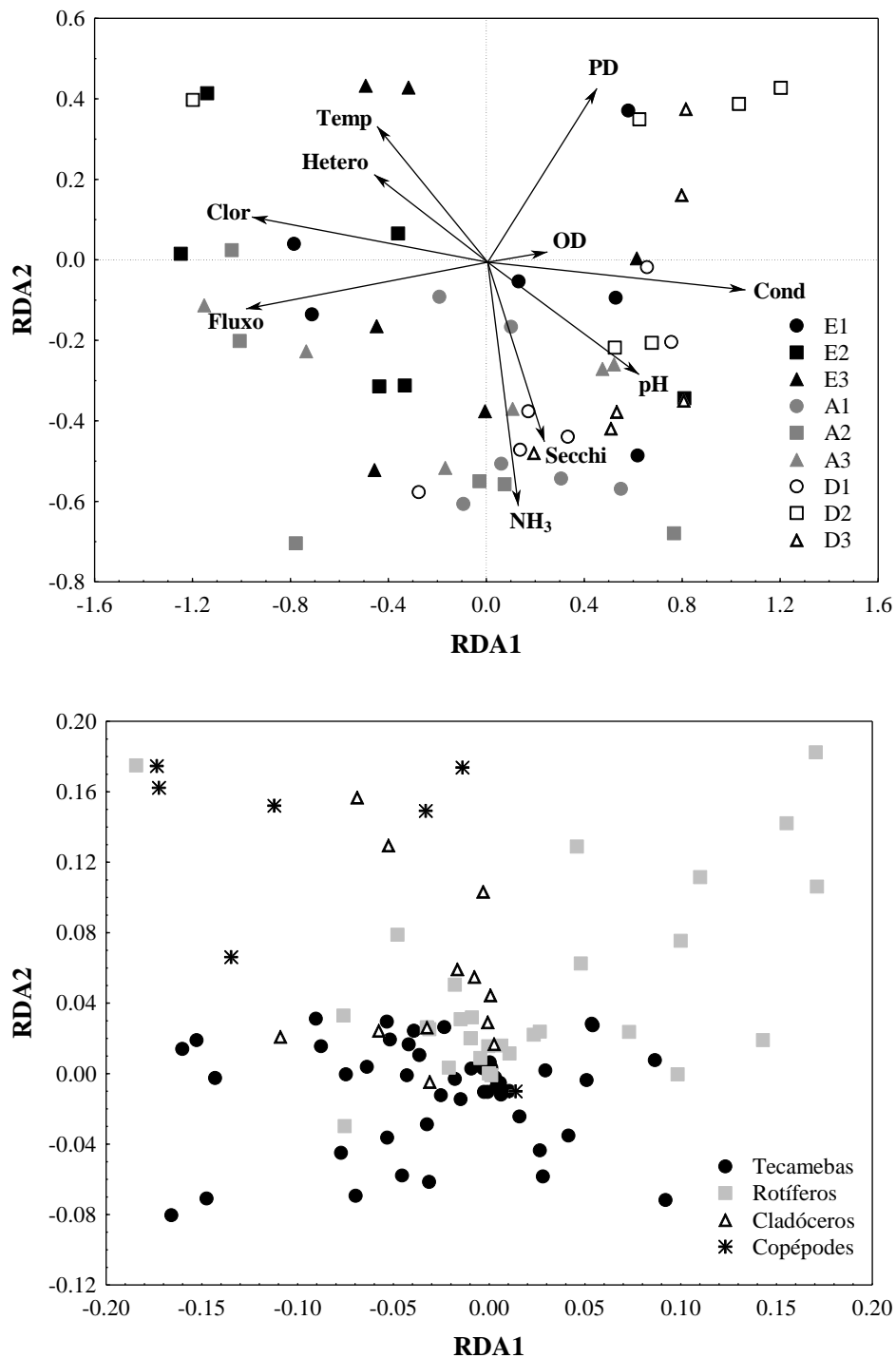


Figura 9. Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA), de acordo com as variáveis abióticas (temperatura = temp; cond = condutividade elétrica; oxigênio dissolvido = OD; pH; fluxo; secchi; clorofila = clor; amônia = NH₃; fósforo dissolvido = PD e heterogeneidade ambiental = hetero) e as espécies zooplancônicas categorizadas por grupo (tecamebas, rotíferos, cladóceros e copépodes).

3.4 FATORES AMBIENTAIS INTERVENIENTES NA COMUNIDADE ZOOPLANCTONICA

Conforme a análise de correlação de Pearson ($p < 0,05$), que testou a relação entre a abundância dos grupos zooplanctônicos e a concentração de clorofila-a, foi verificado que não houve influência significativa da produção primária sobre a comunidade zooplanctônica nestes riachos. O mesmo foi observado para a velocidade de corrente que, como foi elevada para todos os riachos avaliados, resultou em diferenças significativas entre as comunidades zooplanctônicas, o que sugere que outros fatores ambientais estão interferindo mais marcadamente na distribuição e composição da comunidade.

A análise de variância (ANOVA) mostrou diferenças significativas entre as ordens dos córregos ($F = 2,14$, $df = 8$, $p = 0,038804$) em relação à comunidade zooplanctônica. O teste de Duncan revelou que os protozoários testáceos apresentaram diferenças significativas em relação aos córregos de primeira e terceira ordens ($p = 0,022301$ e $p = 0,0004063$) e os copépodes aos córregos de segunda ordem ($p = 0,022549$). A distribuição dos demais grupos não foi influenciada pela ordem dos córregos.

A análise temporal da distribuição e abundância dos diferentes grupos zooplanctônicos não apresentaram diferenças significativas entre os períodos de coleta, o que sugere que os grupos estudados não foram influenciados pela sazonalidade neste período de estudo.

4 DISCUSSÃO

A elucidação dos fatores controladores da diversidade de espécie e da estrutura da comunidade em ambientes aquáticos tem despertado grande atenção dos ecologistas aquáticos (Dodson, 2005; Allan e Castillo, 2007). Estudos indicam a importância de fatores abióticos e bióticos em nível local (Dodson e Frey, 2001; Williamson e Reid, 2001), assim como processos regionais, por exemplo, em nível de bacia hidrográfica (Shurin et al. 2000, Heino et al. 2015). Em nosso trabalho, averiguamos as inter-relações entre a comunidade zooplanctônica de nove riachos, situados em três micro-

bacias, com os fatores intervenientes controladores da diversidade e da estruturação desta comunidade.

Nossos resultados registraram 101 táxons distribuídos em 20 famílias e três ordens de copépodes, sendo a família Diffflugidae a mais representativa, contribuindo com 27% do total de espécies identificadas, seguida das famílias Brachionidae (10%), Arcellidae (9%), Lecanidae (8%), Centropyxidae (7%) e Euchlanidae (5%). Em ambientes aquáticos continentais, Diffflugidae, Arcellidae e Centropyxidae são consideradas as famílias mais representativas entre os protozoários testáceos (Alves et al. 2008, 2012; Lansac-Toha et al. 2007, 2008, 2009; Velho et al. 2004).

Os riachos estudados, de maneira geral, apresentaram elevada velocidade de corrente, sendo assim, considerados ambientes correntosos (velocidade média de 0,24 m/s) e rasos (profundidade média de 0,37 m). Tais ambientes apresentam interações mais pronunciadas entre o compartimento do plâncton e o sedimento, promovendo um maior aporte de organismos de outros compartimentos para o plâncton. Este fato corrobora com os resultados encontrados, uma vez que, o zooplâncton, foi representado principalmente pelas tecamebas. Velho et al. (2004) estudando a ocorrência de tecamebas na parcela do plâncton de reservatórios, observaram maiores densidades em compartimentos que apresentavam características hidrológicas semelhantes a ambientes lóticos (alta velocidade de corrente, rasos e estreitos). Também observaram que no período de seca foram registradas maiores densidades de tecamebas, fato explicado pela diminuição da profundidade e largura dos reservatórios, permitindo então maior troca entre o sedimento e o plâncton.

Outros autores como Green (1963, 1975), Walker (1982), Bonecker et al. (1996), Lansac-Tôha et al. (1999), Velho et al. (1999) e Fulone et al. (2008) enfatizam a importância da velocidade da corrente como o principal fator interveniente sobre a composição, diversidade e abundância da comunidade zooplanctônica em ambientes lóticos.

A maioria das espécies de rotíferos registrada durante este estudo está associada a um padrão cosmopolita de distribuição, sendo que *Lecane*, *Brachionus* e *Trichocerca* são considerados típicos de região tropical, bem como a dominância das famílias Brachionidae e Lecanidae (Paggi e Jose de Paggi, 1990; Bozzelli, 1992.; Sendacz, 1993,

Bonecker et al., 1994, Lansac-Tôha et al., 1997; Moretto, 2001; Sampaio et al., 2002, Barbosa, 2014).

A predominância das famílias Diffflugidae, Centropyxidae e Arcellidae, durante o estudo, entre os protozoários tecados, também está de acordo com o padrão de composição frequentemente verificado para este grupo em ambientes lóticos e rasos (Lansac-Tôha et al., 2014; Alves et al., 2008, 2012; Velho et al., 2004), ambiente onde ocupam uma importante parcela do plâncton. As três famílias juntas representam 91% do total de tecamebas, sendo que Diffflugidae correspondeu a 48% do total (26 espécies – 24 de *Diffflugia*, uma de *Cucurbitella* e uma de *Netzelia*), Centropyxidae com 15% (7 espécies de *Centropyxis*) e Arcellidae contribuindo com 18% (8 espécies de *Arcella*). Segundo Velho et al. (1996), *Arcella* é comum no plâncton. A morfologia da teca (hemisférica), tamanho pequeno e de baixa densidade, facilitam sua sustentação no compartimento do plâncton. Leinritz et al. (2006) observaram que *Diffflugia*, *Centropyxis*, *Cucurbitella* e *Lesquereusia* eram constantes no plâncton e a presença reduzida de *Arcella* no sedimento sugeria a baixa habilidade deste gênero em preservar sua teca neste ambiente. *Diffflugia*, que apresenta tipo de morfologia (esférica) semelhante a *Arcella*, foi típica no compartimento do plâncton, conforme os estudos de Velho et al. (2003).

A presença de copépodes em maior densidade, durante o período outono/inverno, para a micro-bacia do córrego do Eucalipto, com destaque para as formas imaturas de Cyclopoida (náuplios) estão de acordo com os resultados encontrados por Lair (2005), Krudglova (2008), Czerniawski e Domagala (2010), Czerniawski e Pilecka-Rapacz (2011) e Czerniawski (2013) os quais afirmam que as formas jovens de copépodes, principalmente Cyclopoida são comuns em pequenos rios e riachos. Entre os cladóceros, a família Chydoridae, representada por *Allona glabra*, *Chydorus* sp, *Coronatella popei*, *Nicminorvius fitzpatricki* e *Oxyurella* sp, ocorreu em todas as micro-bacias amostradas. Macrothricidae, Moinidae (uma espécie) e Daphnidae (4 espécies) ocorreram apenas na micro-bacia do córrego do Eucalipto. A presença de Daphnidae e Moinidae apenas na micro-bacia do Eucalipto pode estar relacionado às características deste sistema, no qual os riachos apresentam ao longo de seus cursos ambientes lênticos com grande quantidade de macrófitas aquáticas marginais, que

provavelmente atuaram como fonte destas espécies para os riachos (Czerniawski e Pilecka-Rapacz, 2011; Czerniawski, 2013; Souza et al., 2008).

De maneira geral, a densidade da comunidade zooplanctônica nos riachos das três micro-bacias estudadas foi relativamente baixa, com exceção daquela registrada para as tecamebas, que representaram aproximadamente a metade da densidade total verificada para a área de estudo, e para os rotíferos. Segundo alguns autores, por serem comunidades constituídas por indivíduos oportunistas, estas comunidades são típicas de ambientes mais lóticos, rasos, onde a velocidade de corrente e a transparência da água são variáveis ambientais que interferem no estabelecimento das comunidades. A diversidade de crustáceos (cladóceros e copépodes) foi baixa, sobressaindo as formas imaturas de Cyclopoida e Calanoida, que apresentaram maior densidade no córrego do Eucalipto. Os cladóceros foram representados por formas grandes, típicas de ambientes mais lênticos, registradas principalmente na micro-bacia do córrego do Eucalipto, que ao longo de seus riachos, apresentou grandes corpos límnicos, atuando como fonte destes organismos.

As relações tróficas em trabalhos sobre riachos geralmente são negligenciadas, havendo, de maneira geral, maior atenção às relações dos organismos presentes e variáveis físicas e químicas do ambiente (Lair, 2006). Um dos fatores bióticos que frequentemente atuam sobre a distribuição e abundância dos organismos dentro do ambiente aquático é a disponibilidade de recursos, através da produtividade primária, expressada na concentração de clorofila-a existente no meio. No entanto, devido às características dos córregos amostrados, os quais apresentaram baixa concentração de clorofila-a, não se observou influência significativa da clorofila-a sobre a abundância da comunidade, nem para os diferentes grupos zooplanctônicos analisados. De acordo com o conceito do contínuo fluvial, uma dada seção ou trecho de um rio ou riacho apresenta características particulares que dependem de sua posição geográfica e das condições ambientais locais (Vannote et al. 1980; Statzner e Higler, 1985), que influenciam nos fatores formadores do sistema lótico (Statzner, 1987 in Czerniawski, 2013), entre eles a estruturação do substrato, que afeta as interações entre o ambiente aquático e os organismos, e a disponibilidade de nutrientes, afetando assim a produção primária do meio. Portanto, ambientes lóticos não são considerados os habitats preferidos pelo

zooplâncton, principalmente devido estes ambientes apresentarem baixa disponibilidade alimentar (Ejsmont-Harabin e Kruk, 1998).

A comunidade zooplanctônica em ambiente lóticos é bem definida com a predominância de rotíferos, formas imaturas de copépodes, principalmente náuplius e cladóceros, que neste caso se encontram sempre em baixa densidade (Walks e Cyr, 2004; Czerniawski, 2013). Esta afirmação corrobora nossos resultados encontrados, pois além de tecamebas, as maiores abundâncias registradas foram de rotíferos e copépodes. Quando testamos os efeitos das ordens e dos trechos dos riachos (nascente, meio e foz) sobre a abundância da comunidade zooplanctônica, verificamos que tecamebas e cladóceros apresentaram diferenças significativas em relação às ordens dos riachos, sendo que cladóceros estiveram em maior densidade em riachos de terceira ordem. Segundo Statzner e Higler (1985), a abundância do zooplâncton aumenta no sentido da foz dos riachos bem como a complexidade da biota. Hynes (1970) sugere que o zooplâncton de ambientes lóticos origina-se de áreas cuja velocidade de corrente é baixa, como o observado para os cladóceros.

As comunidades zooplanctônicas em ambientes lóticos apresentam também uma grande quantidade de organismos originários do sedimento, uma vez que a velocidade de corrente provoca agitação e revolvimento do mesmo, como o observado para tecamebas. Este fato é observado para os córregos de primeira ordem, no qual apresentaram maior densidade entre todos os organismos nestes ambientes, entre os dois períodos. Os córregos de terceira ordem, em geral, apresentaram menor densidade de tecamebas. Segundo Fulone et al. (2008), os ambientes lóticos de ordem superior a terceira são propícios ao desenvolvimento da comunidade planctônica, principalmente devido a ampla distância entre as margens, o que permite maior incidência de luz e assim maior produtividade primária, o que já não ocorre em ambientes inferior a terceira ordem, que são estreitos e portanto, sombreados pela vegetação ripária. Em nosso estudo, a correlação entre a abundância dos organismos zooplanctônicos e a velocidade de corrente não foi verdadeira. Nossos resultados indicam que os córregos estudados das três micro-bacias estão em processo de deterioração, embora ainda embora ainda conservem características de vegetação primária, com região ripária em bom estado de preservação (Aggio, 2015). Segundo Lena e Zaidenwerg (1975) citado por Alves et al. (2012), a presença de tecamebas na parcela do plâncton é atribuída aos processos

hidrodinâmicos, como a ressuspensão a partir do sedimento e da vegetação marginal. Para Velho et al. (2003), o tipo de ambiente (lótico ou lântico) apresenta maior influência sobre as tecamebas do que os processos hidrodinâmicos.

Os resultados de RDA sugeriram que as maiores diferenças nas características físicas e químicas, bem como aquelas relacionadas à estrutura da comunidade zooplanctônica respondem a uma escala espacial maior, ou seja, com as principais diferenças observadas entre as 3 sub-bacias estudadas. As micro-bacias estudadas estão inseridas em uma região cuja característica fisiográfica é formada por campos agrícolas, com uso intensivo de pesticidas, o que tornam os córregos corpos receptores da drenagem superficial e susceptíveis à contaminação agrícola que através da expansão dos cultivos, tem provocado alteração das características da vegetação marginal, gerando alterações das características físicas e químicas da água (Vianna e Nogueira, 2008).

Os resultados obtidos no refutaram em grande parte a hipótese e as predições aqui levantadas. Assim, sugeriram uma reduzida relevância da trecho do riacho, bem como da velocidade de corrente e da produtividade na organização da comunidade zooplanctônica. Entre todos os fatores avaliados, os grupos do zooplâncton responderam apenas à diferenças na ordem do riacho, de forma que a abundância de protozoários testáceos respondeu negativamente e os microcrustáceos positivamente a este fator. Por outro lado, parece que as diferenças regionais observadas para cada sub-bacia são as principais determinantes na estruturação da comunidade zooplanctônica.

REFERÊNCIAS

- Aggio CEG. 2015. *Espécies do zooplâncton indicadoras da qualidade de água em riachos em um trecho da bacia hidrográfica dos rios Laranjinhas/Cinzas, Paraná, Brasil*. Exame Geral de Qualificação, UEM/PEA, Maringá. 53 pp.
- Allan JD, Castillo MM. 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer: Dordrecht, The Netherlands. 436p
- Alves GM, Lansac-Tôha FA, Takahashi EM, Velho LFM. 2008. Fluctuations of testate amoeba populations (Rhizopoda) in plankton from different environments on the upper Paraná River floodplain, Brazil. *International Review of Hydrobiology* **93**: 227-242.

- Alves GM, Velho LFM, Costa, DM, Lansac-Tôha FA. 2012. Size structure of testate amoeba (Arcellinida and Euglyphida) in different habitats from a lake in the upper Paraná river floodplain. *Eur. J. Protist.* **48**: 169-177.
- Alves RIS, Cardoso OO, Tonani KAA, Julião FC, Trevilato TMB, Segura-Muñoz SI. 2013. Water quality of the Ribeirão Preto stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* **185**: 1151-1161.
- Barbosa PMM, Menendez RM, Pujoni DGF, Brito SL, Aoki A, Barbosa FAR. 2014. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica* **14**: 1-20.
- Bertani I, Ferrari I, Rossetti G. 2012. Role of intra-community biotic interactions in structuring riverine zooplankton under low-flow, summer conditions. *Journal of Plankton Research* **34**: 308-320.
- Bicudo CEM, Bicudo D. 2006. *Amostragem em Limnologia*. Editora Rima: São Carlos.
- Bonecker CC, Bonecker SLC, Bozelli RL, Lansac-Tôha FA, Velho LF. 1996. Zooplankton composition under the influence of liquid wastes from a pulp mill in middle Doce River (Belo Horizonte/MG-Brazil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* **39**: 893-901.
- Bonecker CC, Lansac-Tôha FA, Staub A. 1994. Qualitative study of rotifers in different environments of the High Paraná River floodplain (MS), Brazil. *Revista Unimar* **16**: 1-16.
- Bozzelli RL. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá Lakes and of the Trombetas River, State of Pará, Brazil. *Amazoniana* **12**: 239-261.
- Camargo JC. 2009. *Estrutura e dinâmica da comunidade de protozoários flagelados em riachos tropicais sob influência de atividades humanas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR. 57 pp.
- Camargo JC, Vieira LCG, Velho LFM. 2012. The role of limnological variables and habitat complexity in impacted tropical streams as regulatory factors on the flagellate protozoa community. *Acta Limnol. Brasil.* **24(2)**: 193-206
- Czerniawski R. 2013. Zooplankton community changes between forest and meadow sections in small headwater streams, NW Poland. *Biologia* **68**: 448-458.
- Czerniawski R, Domagala J. 2010. Similarities in zooplankton community between River Drawa and its two tributaries (Polish part of River Odra). *Hydrobiologia* **638**: 137-149.

- Czerniawski R, Domagala J. 2012. Potamozooplankton communities in three different outlets from mesotrophic lakes located in lake-river system. *Oceanol Hydrobiol. St.* **41(1)**: 46-56.
- Czerniawski R, Pilecka-Rapacz M. 2011. Summer zooplankton in small rivers in relation to selected conditions. *Central European Journal of Biology* **6**: 659-674.
- Dodson SI, Frey DG. 2001. Cladocera and other Branchiopoda. In *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. Thorp JH, Covich AP (eds). Academic Press: San Diego; 850-914.
- Dodson SI. 2005. *Introduction to Limnology*. McGraw Hill Higher Education: Boston.
- Ejsmont-Harabin J, Kruk M. 1998. Effect of contrasting land use on free-swimming rotifer communities of streams in Masurian Lake District, Poland. *Hydrobiologia* **387/388**: 241-249.
- Elmoor-Loureiro, LMA. 1997. *Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil*. Editora Universa: Brasília.
- Fulone LJ, Vieira LCG, Velho LFM, Lima AF. 2008. Influence of depth and rainfall on testate amoebae (Protozoa-Rhizopoda) compositions from two streams in northwestern São Paulo state. *Acta Limnologica Brasiliensia* **20**: 29-34.
- Gilbert JJ. 1994. Susceptibility of plankton rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. *Limnology Oceanography* **39**: 1286-1297.
- Giller PS, Malmqvist B. 1998. *The biology of river and streams*. Oxford University Press: Oxford, U.K.
- Golterman HL, Clymo RS, Ohmstad, MAM. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. Oxford: Blackwell Scientific.
- Green J. 1963. Zooplankton of the River Sokoto, The Rhizopoda Testacea. *Proceedings of the Zoological Society of London* **141**: 497-514.
- Green J. 1975. Freshwater ecology in the Mato Grosso, central Brazil, IV: associations of testate Rhizopoda. *Journal of Natural History* **9**: 545-560.
- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics software for education and data analysis. *Paleontologia Eletrônica*. **4(1)**:4 9pp
- Heino J, Melo AS, Bini LM. 2015. Reconceptualising the Beta Adversity-Environmental Heterogeneity Relationship in Running Water Systems. *Fresh. Biol.* **60**: 223-235.
- Hynes HBN. 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press: Toronto.

- Koroleff. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.). *Methods of seawater analysis*. Weinhein, Verlag.
- Koste W. 1978. *Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk berg. Von Max Voigt. Überordnung Monogononta. Volume I-II*. Gebrüder Borntraeeger, Berlin.
- Krudglova AN. 2008. Planktonic fauna of small salmon rivers in the Kola Peninsula. *Inland Water Biology* **1**: 8-13.
- Lair N. 2005. Abiotic against biotic factors: lessons drawn from rotifers in the Middle Loire, a meandering river monitored from 1995 to 2002, during low flow periods. *Hydrobiologia* **546**: 457-472.
- Lair N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research Applications* **22**: 567-593.
- Lansac-Toha FA, Velho LFM, Bonecker CC. 1999. Estrutura da comunidade zooplantônica antes e após a formação de reservatório de Corumbá – GO. In: Henry R. (ed). *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu, Universidade Estadual Paulista. 349-374.
- Lansac-Toha FA, Bonecker CC, Velho LFM. 1997. Composição, distribuição e abundancia da comunidade zooplantônica. In: Vazzoler AEM, Agostinho AA, Hahn NS (eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 117-155.
- Lansac-Tôha FA, Alves G.M, Velho LFM, Robertson BA, Joko CY. 2008. Composition and occurrence of testate amoeba in the Curuá-Uma Reservoir (State of Pará, Brazil. *Acta Limnol. Brasil.* **20**: 177-195.
- Lansac-Tôha FA, Zimmermann-Calegari MC, Alves GM, Velho LFM, Fulone LJ. 2007. Species richness and geographic distribution of testate amoeba (Rhizopoda) in Brazilian freshwater environments. *Acta Sci. Biol. Sci.* **29**: 185-195.
- Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Velho, LFM, Simões NR, Dias JD, Alves GM, Takahashi EM. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biol.* **69**: 539-549
- Lansac-Toha FA, Velho LFM, Costa DM, Simões NR, Alves GM. 2014. Structure of the testate amoeba community in different habitats in a neotropical floodplain. *Brazilian Journal of Biology* **74**: 181-190.
- Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science Ltd: Amsterdam

- Legendre P, Borcard D, Peres-Neto P. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecol Monogr* **75**:435–450
- Leipnitz II, Silva, JLL, Leão CJ, Ferreira F, Hansen MAF. 2006. Amebas testáceas (Protozoa, Rhizopoda) de ambientes límnicos do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. *GAEA* **2**: 47-58.
- Lucinda I. 2003. *Composição de Rotifera em corpos d'água da bacia do Rio Tietê – São Paulo, Brasil*. Dissertação de Mestrado, UFSCar, São Carlos. 199 pp.
- Maiolini B, Bruno MC. 2007. The River Continuum Concept revisited: Lessons from the Alps. *Alpine Space – Man & Environment* **3**: The Water Balance of the Alps.
- Mackereth, FJH, Heron J, Talling JF. 1978. *Water analysis*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication n° 36. Titus Wilson and Son, Kendal.
- Moretto EM. 2001. Diversidade zooplânctônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do Vale do Rio Doce, MG e suas relações com o entorno. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 310pp.
- Naiman RJ, Elliot SR, Helfield JM, O'Keefe TC. 2000. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia* **410**: 79-86
- Neves IF, Rocha O, Roche KR, Pinto AA. 2003. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of rotifer and Cladocera diversity. *Braz. J. Biol.* **63(2)**: 329-343.
- Odum, EP, Barrett GW. 2008. *Fundamentos de Ecologia*. São Paulo: Cengage Learning.
- Oliveira CB. 2009. *Zooplankton em córregos sob diferentes usos da terra na bacia do rio Preto (Distrito Federal e Goiás)*. Dissertação de Mestrado, USP. 96 p.
- Paggi JC, Jose De Paggi S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná médio. *Acta Limnológica Brasiliensis* **3**: 685-719.
- Paggi JC. 1995. In Crustacea Cladocera, Lopretto EC, Tell G (eds). Ecosistemas de águas continentales. metodologías para su estudio: Sur, La Plata; **3**: 909-951.
- Pennak RW. 1957. Species composition of limnetic zooplankton communities. *Limnol. Oceanogr.* **2(3)**: 222-232.
- Perbiche Neves G, Serafim Júnior M. 2007. Zooplâncton de um Trecho do Rio Laranjinha (Bacia do Rio Paranapanema), Estado do Paraná, Brasil. *Estud. Biol.* **29(68/69)**:257-268.

- Poole GC. 2010. Stream Hydrogeomorphology as a physical Science basis for advances in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **29** (1): 12-25
- R version 3.1.2. 2014 The R Foundation for Statistical Computing
- Rocha O, Sipaúba-Tavares LH. 1994. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para alimentação de larvas e alevinos de peixes. II - Organismos Zooplantônicos. *Biotemas* **7**(1/2): 94-109
- Rocha O, Sendacz S, Matsumura-Tundisi T. 1995. *Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil*. In Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T (eds.), *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro. pp. 151-166
- Sampaio EV, Rocha O, Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. J. Biol.* **62**: 525-545.
- Schäefer A. 1984. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Editora da Universidade, UFRGS, Porto Alegre, 295-241
- Sendacz S. 1993. Distribuição geográfica de alguns organismos planctônicos na América do Sul. *Acta Limnol. Brasil.* **6**: 31-41.
- Serafim-Júnior M, Perbiche-Neves G, Brito L Ghidini AR. 2006. Zooplâncton do rio Itajaí-Açú a jusante da cidade de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Estud Biol.* **28**(65): 47-56.
- Siemensma F. 2014. Microworld – world of amoeboid organism. Disponível em www.arcella.nl. Acessado em 2014.
- Siqueira RMB, Henry-Silva GG. 2011. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia* **39**: 1-15.
- Shannon CE, Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press. 117 p.
- Shurin JB, Havel JE, Liebold MA, Pinel-Alloul B. 2000. Local and regional zooplankton species richness. A scale-independent test for saturation. *Ecology* **81**: 3062-3073.
- Souza W, Attayde JL, Rocha ES, Eskinani-Sant'anna EM. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research* **30**: 699-708.

- Souza, MBG. 2008. Guias das Tecamebas, Bacia do Rio Peruaçu – Minas Gerais. Subsídio para conservação e monitoramento da bacia do Rio São Francisco. UFMG: Belo Horizonte, 159pp.
- Stanford JA, Ward JV. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *J. N. Am. Benthol. Soc.* **12**: 48-60
- Statsoft, INC. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.
- Statzner B, Higler B. 1985. Questions and comments on the river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 1038-1044.
- Strahler AN. 1957, Quantitative analysis of watershed geomorphology, *Transactions of the American Geophysical Union* **38(6)**: 913–920.
- Strickland JDH, Parsons TR. 1960. A manual of seawater analysis. *Fisheries Research Board of Canada* **125**: 1-185
- Thorp JH, Thoms MC, DeLong MD. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.* **22 (2)**: 123–147.
- Vanotte RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.
- Velho LFM, Lansac-Tôha FA, Serafim-Júnior M. 1996. Testate amoebae (Rhizopoda: Sarcodina) from zooplankton of the high Paraná river floodplain, state of Mato Grosso do Sul, Brazil: I. Families Arcellidae and Centropyxidae. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **31**: 135-150.
- Velho LFM, Lansac-Tôha FA, Bini LM. 1999. Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* **411**: 103-113.
- Velho LFM, Lansac-Tôha FA, Bini LM. 2003. Influence of environmental heterogeneity on the structure of Testate Amoeba (Protozoa, Rhizopoda) assemblages in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *International Review of Hydrobiology* **88**: 154-166.
- Velho LFM, Alves GM, Lansac-Tôha FA, Bonecker CC, Pereira DG. 2004. Testate amoebae Abundance in plankton samples from Paraná state reservoirs. *Acta Scientiarum.* **26**: 415-419.
- Viroux L. 2002. Seasonal and longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. *J. Plankton Res.* **24** 281–292.

- Walks DJ, Cyr M. 2004. Movement of plankton through lake – stream systems. *Fresh. Biol.* **49**: 745–759.
- Ward JV, Stanford JA. 1989. Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. *Fish. Aquat. Sci.* **106**: 56-64.
- Walker W. 1982. The tecamoebae (Protozoa, Rhizopoda) of small Amazonian forest streams and their possible use as indicator organisms for water quality. *Acta Amazonica* **12**: 79-105.
- Wetzel RG. 2001. *Limnology: lakes and river ecosystems*. Ed. San Diego: Academic Press, 1006 p.
- Wetzel RG, Likens GE. 2001. *Limnological Analyses* (2eds.). Springer-Verlag: New York.
- Winner JM. 1975. *Zooplankton*. In Whitton BA (eds). *River Ecology*, University of California Press, Berkeley, 155–169 pp.
- Whitton BA. 1975. *River Ecology*. University of California Press, Berkeley, 725 p.
- Willianson CE, Reid CJ. 2001. *Copepoda*. In *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. Thorp JH, Covich AP (eds). Academic Press: San Diego; 915-924.

APÊNDICE A - Inventário faunístico dos táxons zooplancônicos registrados nas diferentes micro-bacias da bacia do rio das Cinzas.

TÁXON	EUCALIPTO		ARARAS		DIVISA	
	Frequência	Abundância	Frequência	Abundância	Frequência	Abundância
Testaceae						
<i>Arcella braziliensis</i> Cunha, 1913	-	-	R	+	-	-
<i>Arcella cônica</i> (Playfair, 1917)	R	+	R	+	R	+
<i>Arcella costata</i> Ehrenberg, 1847	R	+	-	-	-	-
<i>Arcella crenulata</i> Deflandre, 1928	-	-	R	+	-	-
<i>Arcella dentata</i> Ehrenberg, 1938	R	+	R	+	R	+
<i>Arcella rotundata</i> Playfair, 1917	R	+	R	+	-	-
<i>Arcella</i> sp	-	-	R	+	-	-
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg, 1930	C	++	F	+++	C	++
<i>Arcella vulgaris undulata</i> Deflandre, 1928	-	-	R	+	-	-
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838)	F	+++	F	+++	F	+++
<i>Centropyxis aculeata oblonga</i> (Deflandre, 1929)	C	++	C	++	C	++
<i>Centropyxis discoides</i> (Pénard, 1890)	R	+	R	+	C	++
<i>Centropyxis ecornis</i> (Ehrenberg, 1841)	F	+++	F	+++	C	++
<i>Centropyxis gibba</i> Deflandre, 1929	R	+	R	+	-	-
<i>Centropyxis platystoma</i> (Pénard, 1902)	R	++	R	+	-	-
<i>Centropyxis spinosa</i> (Cash, 1905)	R	+	-	-	R	+
<i>Cucurbitella</i> sp	R	+	R	+	-	-
<i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday, 1905)	R	+	R	+	R	+
<i>Cyclopyxis</i> sp	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphoderia ampulla</i> Ehrenberg, 1840	-	-	R	+	-	-
<i>Diffflugia acuminata</i> Eherenberg, 1838	R	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia acutissima</i> Deflandre, 1931	-	-	-	-	R	+
<i>Diffflugia amphora</i> Leidy, 1874	R	+	-	-	-	-
<i>Diffflugia bidens</i> Penard, 1902	C	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia capreolata</i> Penard, 1902	R	+	-	-	-	-
<i>Diffflugia corona</i> Wallich, 1864	R	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia cylindrus</i> Gauthier-Liévre & Thomas 1958	C	++	R	+	C	++
<i>Diffflugia distenda</i> Ogden, 1983	-	-	R	+	-	-

<i>Diffflugia elegans</i> Penard, 1890	-	-	-	-	-	-
<i>Diffflugia gramen</i> Penard, 1902	R	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia lacustres</i> Penard, 1899	R	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia lanceolata</i> Penard, 1890	-	-	R	+	-	-
<i>Diffflugia limnetica</i> (Levandér, 1990)	C	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia lithophila</i> Penard, 1902	C	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia lobostoma</i> Leidy, 1879	R	-	R	+	R	+
<i>Diffflugia lobostoma multilobata</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 1958)	R	+	R	+	R	+
<i>Diffflugia oblonga</i> Ehrenberg, 1838	R	+	R	+	-	-
<i>Diffflugia penardi</i> Hopkinson, 1909	R	+	-	-	R	+
<i>Diffflugia pyriformis</i> Perty, 1849	R	-	-	-	-	-
<i>Diffflugia</i> sp1	R	+	C	++	-	-
<i>Diffflugia</i> sp2	R	+	-	-	-	-
<i>Diffflugia tuberculata</i> Wallich, 1864	-	-	R	+	-	-
<i>Diffflugia urceolata</i> Carter, 1864	R	+	-	-	-	-
<i>Lesquereusia globulosa</i> Gauthier-Lièvre & Thomas, 1958	R	+	-	-	R	+
<i>Lesquereusia modesta</i> Rhumbler, 1896	-	-	-	-	R	+
<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840)	R	+	-	-	-	-
<i>Nebela galeata</i> Penard, 1890	R	+	R	+	-	-
<i>Netzelia wailesi</i> (Ogden, 1980)	R	+	R	+	-	-
<i>Pontigulasia</i> sp	R	+	R	+	R	+
<hr/>						
CLADOCERA						
<i>Allona glabra</i> Sars, 1901	R	+	R	+	R	+
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	R	+	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia silvestri</i> Daday, 1902	R	+	-	-	-	-
<i>Chydorus</i> sp.	R	+	-	-	-	-
<i>Coronatella popei</i> (Richard, 1897)	R	+	R	+	-	-
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	R	+	-	-	-	-
<i>Daphnia laevis</i> Birge, 1879	R	+	-	-	-	-
<i>Ilyocryptus</i> sp.	-	-	-	-	R	+
Macrothricidae	R	+	-	-	-	-
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	R	+	-	-	-	-
<i>Niczmirmovius fitzpatricki</i> (Chien, 1970)	R	+	-	-	-	-

<i>Oxyurella</i> sp.	-	-	R	+	-	-
não identificado	-	-	-	-	R	+
<hr/>						
ROTIFERA						
Bdelloidea	C	++	C	++	C	++
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	R	+	-	-	-	-
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	R	+	-	-	R	+
<i>Brachionus</i> sp.	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalodella gibba</i> Ehrenberg, 1830	-	-	-	-	C	++
<i>Euchlanis meneta</i> Myers, 1930	-	-	-	-	C	++
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	R	+	R	+	-	-
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	C	++
<i>Euchlanis dilatata lucksiana</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	R	+
<i>Hexarthra</i> sp.	R	+	-	-	-	-
<i>Kellicotia bastoniensis</i> (Rousselet, 1908)	R	+	R	+	-	-
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	-	-	-	-	R	+
<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	-	-	R	+	-	-
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	-	-	R	+	-	-
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	-	-	-	-	-	-
<i>Lecane bulla bulla</i> (Gosse, 1851)	R	+	-	-	C	++
<i>Lecane cuvircornis</i> (Murray, 1913)	-	-	R	+	-	-
<i>Lecane elsa</i> Hauer, 1931	R	+	R	+	R	+
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	-	-	-	-	R	+
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	-	-	R	+	-	-
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	R	+	R	+
<i>Lecane obtusa</i> (Murray, 1913)	R	+	-	-	-	-
<i>Lecane</i> sp.	R	+	-	-	-	-
<i>Lepadella patella</i> (O. F. Müller, 1773)	-	-	R	+	R	+
<i>Plationus patulus macrocanthus</i> (Daday, 1905)	R	+	-	-	R	+
<i>Plationus patulus patulus</i> (Müller, 1786)	R	+	R	+	R	+
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	R	+	R	+	R	+
<i>Polyarthra</i> sp.	R	+	-	-	-	-
<i>Synchaeta</i> sp.	R	+	-	-	-	-

<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	R	+	-	-	-	-
<i>Trichocerca flagelata</i> Hauer, 1937	R	+	-	-	-	-
<i>Trichocerca iernis</i> (Linder, 1904)	-	-	-	-	R	+
<hr/>						
COPEPODA						
Calanoida	R	+	R	+	R	+
Copepodito Calanoida	R	+	-	-	R	+
Náuplius Calanoida	C	++	-	-	R	+
Copepodito Cyclopoida	C	++	R	+	C	++
Cyclopoida	F	+++	R	+	C	++
Náuplius Cyclopoida	F	+++	C	++	C	++
Harpacticoida	-	-	-	-	R	+
<hr/>						