

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

CLARICE MARIA LEAL

Diversidade de espécies zooplanctônicas em uma planície de inundação
neotropical: influência da predação, das variáveis limnológicas ou da disponibilidade de
alimento?

Maringá

2010

CLARICE MARIA LEAL

Diversidade de espécies zooplanctônicas em uma planície de inundação neotropical: influência da predação, das variáveis limnológicas ou da disponibilidade de alimento?

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Cláudia Costa Bonecker

Maringá

2010

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

L435d Leal, Clarice Maria, 1981-
Diversidade de espécies zooplanctônicas em uma planície de inundação neotropical: influência da predação, das variáveis limnológicas ou da disponibilidade de alimento?/ Clarice Maria Leal. -- Maringá, 2010.
41 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2010.
Orientador: Profª. Drª. Claudia Costa Bonecker.

1. Zooplâncton – Ecologia de comunidades - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -592.178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

CLARICE MARIA LEAL

Diversidade de espécies zooplanctônicas em uma planície de inundação neotropical: influência da predação, das variáveis limnológicas ou da disponibilidade de alimento?

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Cláudia Costa Bonecker
Universidade Estadual de Maringá – UEM (presidente)

Prof.^a Dr.^a Paulina Maria Maia-Barbosa
Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG

Prof.^a Dr.^a Rosemara Fugi
Universidade Estadual de Maringá – UEM

Aprovada em: 27 de setembro de 2010.

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

Dedico à minha família e ao meu
esposo, Fontenele, por todo o amor e
compreensão...

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por mais essa conquista, por ter me guiado e iluminado meus caminhos...

Aos meus pais, pela força, amor e dedicação a mim...

À minha irmã Denise, por tudo..., vc sabe!

Ao meu esposo Fontenele, por todo o amor, apoio e companheirismo nessa etapa tão importante! Amor, ... você aqui comigo, foi o diferencial!

À minha orientadora e amiga Claudinha. Nossa, pra vc obrigado é pouco! Mas agradeço principalmente pela confiança e paciência. Antes de te conhecer pessoalmente tive a sensação que você já me conhecia, por me compreender e acreditar em mim sempre... Aprendi muito! Obrigada!

Agradeço ao meu amigo Nadson, pela amizade, por toda a ajuda, aulas de estatística, de ecologia, lições de vida...! Obrigada mesmo! Você contribuiu fortemente para o meu aprendizado durante todo o mestrado..., valeu Rei!

À minha amiga Clescy, pela amizade e por contribuir diretamente para a realização desse sonho...

Ao Rafael e Francisca, pela torcida sempre..., por fazerem parte da minha vida.

Agradeço à Juliana, pela amizade e força, me dizendo sempre "que eu ia conseguir"... Pela ajuda com as análises, por tudo..., valeu Jú!

À Fabi, pela amizade, pelos conselhos e momentos de descontração..., como eu ri, Fabi!

À Ana, pela amizade e por ter me ajudado na organização dos dados...

À Adelina, pela paciência e ajuda nas análises estatísticas...

Ao Ciro, Bia, Danilo, Leandro, Deise, Leilane, Pablo, Maria Alice, Vinícius, Érica, Gezielle, Louize, Renata, Paulão, Adalgisa, Rodrigo, Priscila, Fernando, pelos momentos felizes no laboratório, amizade e muitas gargalhadas!

Aos professores Horácio Ferreira Júlio Júnior, Luiz Carlos Gomes, Luzia Cleide Rodrigues, Rosemara Fugi, Ludgero Cardoso Galli Vieira e Paulina Maria Maia Barbosa pelas valiosas sugestões;

À Harumi pela atenção e ajuda com os dados de peixes;

Ao Prof. Ângelo pela disponibilização dos dados de peixes;

Às equipes dos laboratórios de fitoplâncton e limnologia básica pela disponibilização dos dados e ajuda com as dúvidas;

Aos professores Fábio e Felipe pelo apoio;

À Salete e ao João, pela paciência, atenção e ajuda com as bibliografias...

Às professoras Rosemara Fugi e Paulina Maria Maia Barbosa por terem aceitado o convite de fazerem parte da banca,... tão corrido!

Ao Nupélia e PEA pelo apoio financeiro;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado e apoio financeiro através do PELD, projeto através do qual os dados foram originados.

À todos que contribuíram para a realização desse trabalho.

Diversidade de espécies zooplanctônicas em uma planície de inundação neotropical: influência da predação, das variáveis limnológicas ou da disponibilidade de alimento?

RESUMO

A estrutura da comunidade zooplanctônica, na planície de inundação do alto rio Paraná é estudada há duas décadas e importantes contribuições foram realizadas a respeito da influência de fatores bióticos e abióticos sobre a mesma. Além das condições ambientais e da disponibilidade de alimento, a diversidade específica de uma comunidade pode ser influenciada pela predação. Estudos a respeito da ecologia trófica da ictiofauna forrageira, em lagoas deste ecossistema, apontaram para a ocorrência do zooplâncton como item da dieta de muitas espécies. Esse trabalho avaliou a influência das condições abióticas, da disponibilidade de alimento e da predação sobre a diversidade zooplanctônica, em lagoas marginais desta planície. Foi pressuposto que a predação exerça influência preponderante sobre as variações deste atributo da comunidade nestes ambientes. As amostragens ocorreram, trimestralmente, entre os anos de 2002 a 2009, na região pelágica de seis lagoas marginais da planície. As variáveis limnológicas foram prioritárias para explicar as variações da diversidade zooplanctônica, principalmente nos anos com maiores amplitudes de potamofase. Somente no ano de 2008, a riqueza estimada de espécies por rarefação apresentou uma relação inversa com a biomassa de peixes. A grande contribuição dos rotíferos e amebas testáceas para os valores de diversidade parece suportar a idéia de que a predação por peixes de pequeno porte exerceu uma influência direta sobre a estruturação da comunidade.

Palavras-chave: Zooplâncton. Variação temporal. Comunidades. Diversidade. Peixes de pequeno porte. Lagoas marginais. Planície de inundação. Rio Paraná.

Diversity of zooplankton species in a Neotropical floodplain: influence of predation, limnological variables or food availability?

ABSTRACT

The structure of zooplankton community in the Upper Paraná River floodplain has been examined for two decades, and significant contributions have been made regarding the influence of biotic and abiotic factors on these. Beyond environmental conditions and food availability, the species diversity of a community may also be influenced by predation. Studies concerning trophic ecology of fish, in lakes at this ecosystem, pointed for the occurrence of the zooplankton in the diet of many fish species. The present study assessed the influence of abiotic conditions, food availability and predation on the diversity of zooplankton community, in marginal lakes from this floodplain. We agree that the predation is predominant to other factors on the zooplankton diversity. Sampling was performed every three months from 2000 to 2009, in the pelagic region of six marginal lakes from the floodplain. The limnological variables were preponderant to explain the variations in zooplankton diversity, mainly during the years with larger amplitudes of potamophase. Only in 2008 the species richness estimated via rarefaction presented an inverse relationship with fish biomass. The great contribution of rotifers and testate amoebae for the diversity values seems to support the idea that the predation by small sized.

Keywords: Zooplankton. Temporal variation. Communities. Diversity. Fishes. Floodplain lakes. Paraná River.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	9
2	MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1	Área de estudo	11
2.2	Amostragem e tratamento dos dados.....	12
2.2.1	Dados dos níveis fluviométricos	12
2.2.2	Comunidade zooplanctônica	12
2.2.3	Ictiofauna forrageira	13
2.2.4	Fitoplâncton.....	14
2.2.5	Variáveis limnológicas	14
2.3	Análises estatísticas	15
2.3.1	Análise de variância	15
2.3.2	Análise de regressão linear múltipla.....	15
4	RESULTADOS	16
4.1	Caracterização hidrológica do período	16
4.2	Abundância e diversidade específica da comunidade zooplanctônica	18
4.3	Variáveis preditoras: biomassa de peixes, biomassa fitoplanctônica e os escores da ACP..	20
4.4	Interação da diversidade zooplanctônica e as variáveis preditoras.....	22
5	DISCUSSÃO	26
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	30
	REFERÊNCIAS.....	31
	ANEXOS.....	38
	Anexo 1	39
	Anexo 2.....	40
	Anexo 3.....	41

1 INTRODUÇÃO

Dentre os ecossistemas mais produtivos e de elevada biodiversidade, destacam-se as planícies de inundação (Opperman et al., 2010), caracterizadas pela presença de diferentes tipos de ambientes como rios, lagoas, canais e rещacos (Thomaz et al., 2007). Nesses sistemas, as lagoas marginais se destacam na manutenção de grande parte da diversidade biológica, produzindo, acumulando e exportando matéria e energia para os demais ambientes (Petry et al., 2004).

A estrutura da comunidade zooplanctônica, na planície de inundação do alto rio Paraná é estudada há duas décadas e importantes contribuições tem sido feitas a respeito da influência de fatores bióticos e abióticos sobre os diferentes atributos dessa comunidade, dentre estes se destacam as variáveis limnológicas e a disponibilidade de alimento, conforme reportado por Bonecker & Lansac-Tôha (1996), Bini et al. (2001), Rossa et al. (2001), Azevedo & Bonecker (2003), Aoyagui & Bonecker (2004) e Bonecker et al. (2005).

Paine (1966) destacou que a diversidade específica de uma comunidade pode ser influenciada, dentre outros fatores, pela predação. A influência da biomassa de peixes sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica, em ambientes de planícies de inundação, já foi discutida por diversos autores sob diferentes abordagens (Angeler et al., 2002; Sagrario & Balseiro, 2003; Rejas et al., 2005; Grosholz & Gallo, 2006; Ning et al., 2010; Sinistro, 2010). Foram identificados efeitos negativos da biomassa de peixes sobre a comunidade zooplanctônica, com diminuições nas abundâncias de alguns grupos taxonômicos em grande parte dessas investigações, além da redução na riqueza de espécies da comunidade, conforme verificado por Rejas et al. (2005).

Nas lagoas marginais, as condições naturais favorecem o desenvolvimento de muitas espécies de peixes, especialmente as de pequeno porte, onde esses organismos dispõem de uma maior quantidade de alimento e estruturas para proteção contra predadores (Agostinho & Zalewski, 1996). Além disso, são locais que apresentam uma maior abundância e riqueza específica dos organismos zooplanctônicos, por serem ambientes com uma menor velocidade

de fluxo da água e maior disponibilidade de alimento para esses invertebrados (Lansac-Tôha et al., 2004).

Estudos a respeito da ecologia trófica da ictiofauna forrageira, em lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, apontaram para a ocorrência do zooplâncton como item da dieta de muitas espécies (Loureiro-Crippa et al., 2009; Russo, 2004; Russo & Hahn, 2006; Cantanhêde, 2010), sendo a zooplancivoria registrada nesses estudos. Nesse sentido, Russo (2004) destacou que algumas espécies parecem preferir o zooplâncton, visto a quantidade e frequência com que esses organismos foram encontrados nos estômagos dos peixes. Dessa forma, é possível que a biomassa de peixes de pequeno porte exerça alguma influência direta sobre a diversidade da comunidade zooplanctônica na planície de inundação alto rio Paraná.

Em macrossistemas fluviais, a dinâmica da planície é regida pelos pulsos de inundação (potamofase) e de seca (limnofase), e cada uma das fases contribui, de forma bastante peculiar, nas transformações dos componentes bióticos e abióticos de todo o sistema (Neff, 1990; 1997; 2001). Na planície de inundação do alto rio Paraná, o processo de alagamento dos ambientes da várzea, sob a influência do rio Paraná, inicia quando as águas deste rio ultrapassam o nível de 3,5 m (Thomaz et al., 2004). A influência do regime fluviométrico sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica, na planície de inundação do alto rio Paraná, foi discutida por Bonecker et al., 2009; Lansac-Tôha et al., 2009), sendo que importantes mudanças nos padrões de diversidade e abundância desta comunidade foram destacadas, em ambas as fases hidrológicas do sistema.

Com base nessas informações, o objetivo desse trabalho foi investigar, em uma escala temporal de oito anos, a influência das condições abióticas, da disponibilidade de alimento e da predação sobre a diversidade da comunidade zooplanctônica, em lagoas marginais da planície de inundação do alto rio Paraná. Considerando-se, a elevada biomassa de peixes de pequeno porte nas lagoas, especialmente nos períodos de potamofase, e o fato destes utilizarem os organismos zooplanctônicos como recurso alimentar, acredita-se que a predação seja o fator que mais influencia na diversidade zooplanctônica nesses ambientes, sendo essa a hipótese de tal investigação.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Esse estudo foi desenvolvido na planície de inundação do alto rio Paraná ($22^{\circ}40'$ - $22^{\circ}50'$ S e $53^{\circ}10'$ - $53^{\circ}40'$ W), que faz parte da Área de Proteção Ambiental das Ilhas de Várzea do rio Paraná. A área estudada inclui três principais sub-sistemas: Paraná, Baía e Ivinheima. Foram estabelecidas duas lagoas em cada um desses sub-sistemas (Figura 1), com características morfológicas distintas: lagoas conectadas ao rio através de um canal lateral, e outras isoladas do rio. Essa região é o único trecho não represado do rio Paraná, em território brasileiro, localizado entre os reservatórios de Porto Primavera (SP) e Itaipu (PR).

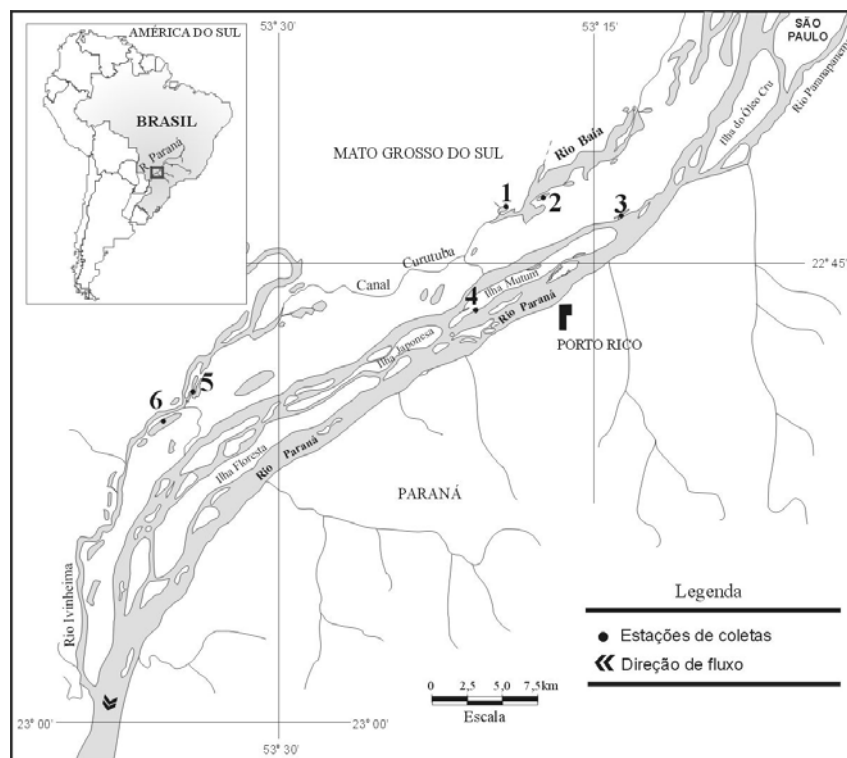


Figura 1. Mapa da área de estudo e localização das estações de amostragem. 1= lagoa do Guaraná; 2= lagoa Fechada (sub-sistema do rio Baía); 3= lagoa das Garças; 4= lagoa do Osmar (sub-sistema do rio Paraná); 5= lagoa dos Patos; 6= lagoa Ventura (sub-sistema do rio Ivinheima).

2.2 Amostragem e tratamento dos dados

As amostragens ocorreram, trimestralmente, entre os anos de 2002 a 2009, o que consolidou uma série temporal de oito anos. Todos os dados foram coletados durante o desenvolvimento do projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD - Site 6), a “A planície alagável do alto rio Paraná: estruturas e processos ambientais”.

2.2.1 Dados dos níveis fluviométricos

Para a caracterização hidrológica do período de amostragem, os dados dos níveis diários do rio Paraná foram obtidos a partir da régua hidrométrica instalada na Base Avançada de Pesquisa do Nupélia, cidade de Porto Rico, PR. Esses dados estão disponíveis no site do Projeto Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD - Site 6), a “A planície alagável do alto rio Paraná: estruturas e processos ambientais” (<http://www.peld.uem.br/peld-nivel-fluviometrico.htm>).

O período de potamofase compreendeu aquele em que os níveis das águas do rio Paraná estiveram acima do limite de referência de 3,5 m (Thomaz et al., 2004); e o período de limnofase, aquele em que os níveis das águas do rio Paraná estiveram abaixo desse limite.

2.2.2 Comunidade zooplanctônica

As amostras do zooplâncton foram coletadas à sub-superfície da região pelágica de cada lagoa, através de uma moto-bomba e rede de plâncton, com abertura de malha de 68 μ m, sendo filtrados 600 litros por amostra. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno, onde foram etiquetados e fixados em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

Os organismos foram identificados através do uso de lâminas e lamínulas comuns e microscópio óptico (Olympus), de acordo com a seguinte bibliografia dos diferentes grupos (amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes): Deflandre (1928, 1929), Gauthier-

Lièvre & Thomas (1958, 1960), Koste (1978), Paggi (1973, 1979, 1995), Vucetich (1973), Smirnov (1974, 1992), Ogden & Hedley (1980), Sendacz & Kubo (1982), Reid (1985), Dussart & Frutos (1986), Matsumura-Tundisi (1986), Korovchinsky (1992), Segers (1995), Velho & Lansac-Tôha (1996), Velho et al. (1996) e Elmoor-Loureiro (1997).

A contagem dos indivíduos para a determinação da abundância foi feita em câmaras de Sedgwick-Rafter, também sob microscópio óptico, a partir de três sub-amostragens de 2,5 mL cada, obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempell, até que fossem obtidos 50 indivíduos de cada grupo por amostra. As amostras com reduzido número de indivíduos foram contadas na íntegra. Os resultados foram expressos em ind.m⁻³.

A diversidade da comunidade foi calculada através de três estimadores: a diversidade α , o índice de Shannon-Wiener e a riqueza estimada de espécies por rarefação. A diversidade α foi calculada com base no número de espécies por amostra. O índice de Shannon-Wiener (Pielou, 1975), foi estimado de acordo com a expressão $-\sum (n_i/N) \times \log^2 (n_i/N)$, onde n_i é o número de indivíduos na i -ésima espécie e N , o número total de indivíduos. Para essas análises foi utilizado o programa PAST v. 1.99 (Hammer et al., 2001). A riqueza estimada de espécies foi calculada a partir de uma análise de rarefação, para cada ambiente, estimando-se a riqueza de espécies a partir de um número fixo de indivíduos (5000). Essa análise foi realizada no programa R versão 2.11.1 (R Development Core Team, 2010) através do pacote estatístico Vegan (Oksanen et al., 2007).

2.2.3 Ictiofauna forrageira

A coleta dos peixes ocorreu na região litorânea, em direção ao centro da lagoa, no período diurno, através de arrasto simples, com malha de 20 metros de comprimento e abertura de 0,5 cm. Foram considerados todos os peixes coletados no arrasto.

A identificação das espécies foi feita com o material a fresco, porém anestesiado. Foi tomado o comprimento total (cm) e padrão (cm), além do peso total (0,1 g), para cada exemplar. Para a estimativa da biomassa, o peso úmido foi obtido em uma balança analítica

Marte. Os resultados foram expressos em g.100 m^{-2} . Foi considerada a biomassa total de peixes anual de cada ambiente.

Esses dados foram cedidos pelo Laboratório de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

2.2.4 Fitoplâncton

A amostragem do fitoplâncton foi realizada à sub-superfície da região pelágica de cada lagoa, com frascos de vidro e, posteriormente, foram fixadas com lugol acético. Para facilitar o estudo taxonômico, foi realizada, ainda, uma amostragem com rede de plâncton, malha de 15 μm , onde foram fixadas com solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006).

A determinação da densidade foi feita de acordo com Utermöhl (1958). Para a obtenção da biomassa, foi calculado o biovolume através da multiplicação da densidade de cada espécie pelo seu respectivo volume. Os resultados foram expressos em $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$. Foi considerada a biomassa total do ano para cada ambiente.

Esses dados foram cedidos pelo Laboratório de Fitoplâncton do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

2.2.5 Variáveis limnológicas

As amostragens das variáveis limnológicas foram realizadas com a utilização de uma garrafa de Van Dorn (5 L). Foram determinados *in locu*, com o auxílio de medidores portáteis, pH (potenciômetro Digimed), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) (sonda YSI), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (potenciômetro Digimed) e turbidez (UNT) (aparelho portátil LaMotte). Para a análise do nitrogênio total (ug L^{-1}) e do fósforo total (ug L^{-1}), as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno, mantidas no gelo, para análise no Laboratório de Limnologia Básica do Nupélia, da Universidade Estadual de Maringá, de acordo com a metodologia apresentada por Mackereth et al. (1978).

Foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para selecionar quais variáveis foram mais importantes para caracterizar as condições limnológicas de cada lagoa, em cada ano. Os valores de todas as variáveis, utilizadas na análise, foram logaritimizadas como $\log(x+1)$, com exceção do pH. Os eixos significativos foram selecionados de acordo com o critério de Broken-Stick (Jackson, 1993). Foi utilizado o programa PC-ORD v. 4.01 (McCune & Mefford, 1999) para a realização dessa análise.

Os dados das variáveis limnológicas foram cedidos pelo Laboratório de Limnologia Básica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

2.3 Análises estatísticas

2.3.1 Análise de variância

Para avaliar as diferenças entre as médias anuais dos estimadores de diversidade da comunidade zooplanctônica, biomassa de peixes e biomassa do fitoplâncton, utilizou-se uma análise de variância não paramétrica, a Kruskal-Wallis, uma vez que o pressuposto de normalidade não foi atingido. Para essa análise, os dados de biomassa de peixes e fitoplâncton foram logaritimizadas como $\log(x + 1)$. Para auxiliar na interpretação dos resultados, esses testes também foram aplicados para os valores anuais de abundância dos organismos zooplanctônicos.

2.3.2 Análise de regressão linear múltipla

Para identificar qual ou quais variáveis estariam influenciando as variações da diversidade da comunidade zooplanctônica, foi utilizada uma análise de regressão linear múltipla (Sokal & Hohlf, 1991) entre as variáveis dependentes (diversidade α , índice de Shannon e a riqueza estimada de espécies por rarefação) e as variáveis preditoras (biomassa de peixes, biomassa fitoplanctônica e os escores da ACP das variáveis limnológicas).

Anteriormente à essa análise foram testados os pressupostos de linearidade, homecedasticidade e normalidade. Foi verificada, ainda, a existência de multicolinearidade entre as variáveis preditoras, através do Teste VIF (Variance Inflation Factor), onde $VIF > 10$, indica multicolinearidade.

No modelo foram consideradas somente as variáveis que apresentaram elevada significância ($p < 0,05$). Os dados de biomassa de peixes e fitoplâncton foram logaritimizados como $\log(x + 1)$. Essa análise foi realizada através do programa STATISTICA versão 7.1 (Statsoft Inc., 2005). Todos os pressupostos foram atendidos.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização hidrológica do período

De acordo com as oscilações dos níveis fluviométricos diários do rio Paraná, observou-se a ocorrência de pulsos de potamofase de maiores amplitudes (número de dias), a partir de 2005 (Figura 2A e 2C). Esses pulsos de potamofase chegaram a atingir valores de nível próximo ou um pouco acima de 6,0 m em 2005, 2007 e 2009, com elevadas médias anuais (Figuras 2A e 2B). Esse fato refletiu em um maior número de dias de alagamento, especialmente em 2009 (92 dias). Por outro lado, nos anos de 2002, 2003 e 2004 foram registradas as menores médias anuais de nível, bem como um maior número de dias de limnofase (Tabela 1, Figura 2B e 2C).

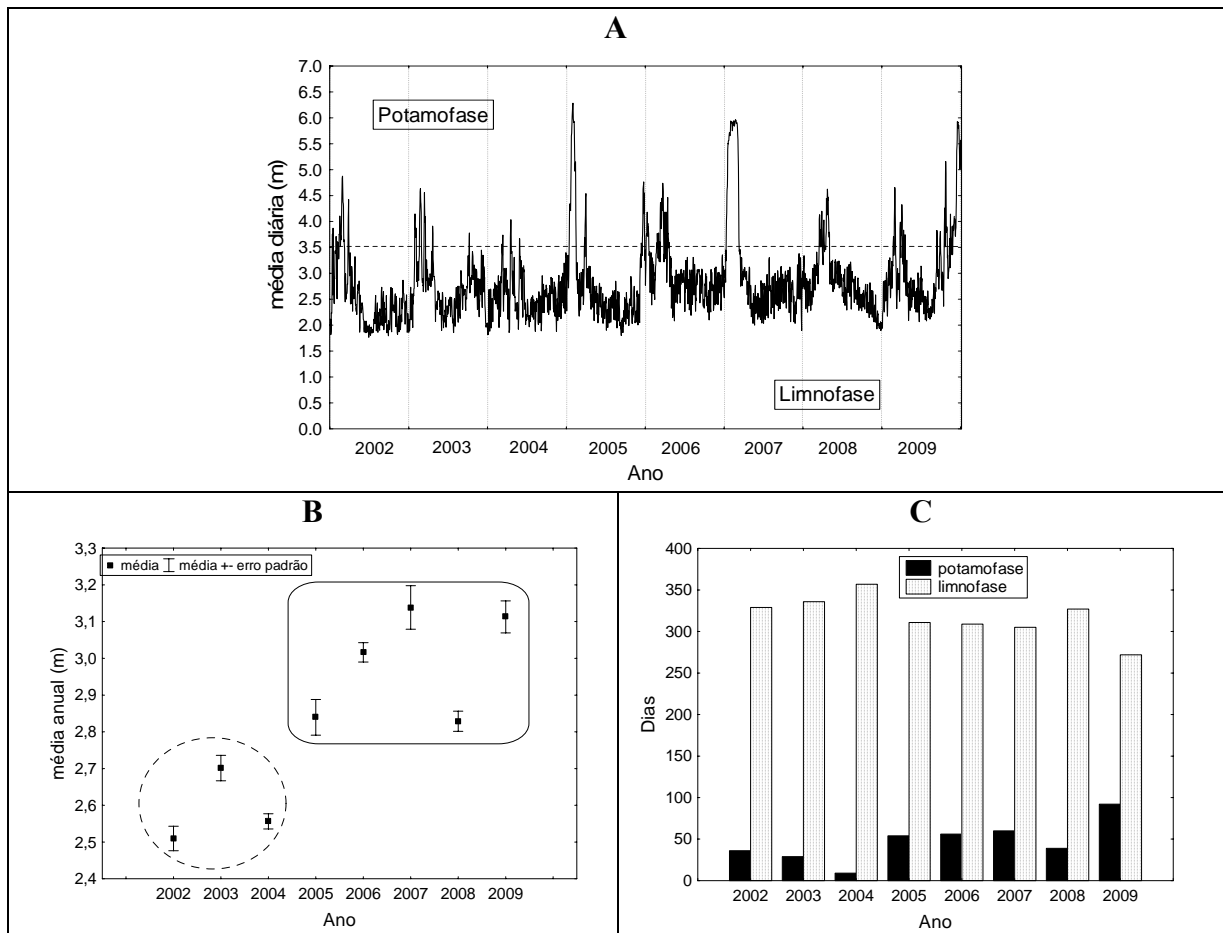


Figura 2. Níveis fluviométricos diários (A), média anual (B) e o número de dias de potamofase e limnofase (C) do rio Paraná, registrados no rio Paraná, durante o período de 2002 a 2009.

Tabela 1. Nível fluviométrico do rio Paraná (m) no período de 2002 a 2009 (dados obtidos a partir da régua hidrométrica instalada na Base Avançada de Pesquisa do Nupélia, cidade de Porto Rico - PR).

	Valor mínimo	Valor máximo	Nº de pulsos de potamofase	Amplitude máxima de potamofase (dias)
2002	1,76	4,87	7	27
2003	1,86	4,63	8	12
2004	1,82	4,04	4	10
2005	1,80	6,29	6	34
2006	2,08	4,74	14	26
2007	1,90	5,97	7	65
2008	1,90	4,63	8	30
2009	1,95	5,93	15	38

3.2 Abundância e diversidade específica da comunidade zooplanctônica

Os maiores valores médios de abundâncias foram obtidos em 2007, com um valor máximo de 2.468.346 ind.m⁻³, e em 2002, 996.586 ind.m⁻³. As menores médias foram registradas em 2005 (37.174) e 2008 (57.004) (Tabela 2). Diferenças significativas entre as médias anuais foram constatadas (H: 7, 170 = 37,21964; p = 0,0000) ao longo de todo estudo (Figura 3A). Para maiores detalhes, as médias de abundância de amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes, obtidas em cada ano, estão disponíveis no Anexo 1.

Tabela 2. Valores médios da diversidade α , índice de diversidade de Shannon-Wiener, riqueza estimada de espécies (rarefação) e abundância dos organismos zooplanctônicos, registrados nos ambientes, durante o período de 2002 a 2009. Entre parênteses estão os valores mínimos e máximos anuais.

	Diversidade α	Shannon-Wiener	Riqueza estimada de espécies (rarefação)	Abundância zooplanctônica (ind m ⁻³)
2002	56 (30 – 85)	2,28 (0,54 – 3,17)	43,43 (24,82 – 77,51)	195.670 (31.771 – 996.586)
2003	48 (28 – 67)	2,04 (1,35 – 2,62)	37,86 (21,52 – 63,00)	69.023 (1.935 – 258.377)
2004	39 (21 – 71)	2,21 (0,28 – 3,26)	36,29 (14,02 – 70,33)	102.458 (1.882 – 1.615.675)
2005	39 (19 – 57)	2,57 (1,66 – 3,36)	37,72 (18,77 – 56,67)	32.174 (748 – 132.396)
2006	37 (27 – 50)	2,24 (0,45 – 3,43)	32,94 (22,62 – 50,00)	111.077 (1.012 – 665.658)
2007	43 (27 – 63)	2,23 (1,01 – 3,46)	38,16 (23,96 – 62,00)	226.479 (2.491 – 2.468.346)
2008	32 (17 – 49)	1,75 (0,10 – 2,88)	28,09 (8,38 – 44,58)	57.004 (2.050 – 308.569)
2009	40 (16 – 61)	2,13 (1,00 – 3,01)	32,57 (14,14 – 54,64)	79.832 (1.084 – 399.832)

A maior diversidade α foi registrada em 2002, e a menor em 2008 e 2009. Os resultados médios deste atributo mostraram a redução do número de espécies ao longo do tempo, com um pequeno aumento em 2007 e 2009 (Tabela 2 e Figura 3B). A análise de variância mostrou diferenças significativas quanto a diversidade α entre os anos (H: 7,170 = 40,001; p = 0,000). Os valores médios anuais de riqueza de espécies de amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes encontram-se no Anexo 2.

Os maiores valores de riqueza estimada de espécies por rarefação foram obtidos no ano de 2002 e os menores em 2008. Os demais anos apresentaram valores médios de riqueza próximos entre si. Assim como a diversidade α , esses resultados também foram diminuindo ao longo do tempo, com um pequeno aumento em 2007 e 2009 (Tabela 2 e Figura 3C). A análise de variância demonstrou que as médias de riqueza variaram, significativamente, entre os anos (H: 7, 170 = 22,105; $p = 0,0024$).

As médias do índice de diversidade de Shannon-Wiener foram, em geral, bastante próximas entre os anos, com exceção de 2003 e 2008, que apresentaram os menores valores, e de 2005, onde se obteve a maior média (Tabela 2 e Figura 3D). Os índices médios anuais variaram, de forma significativa (H: 7, 170 = 19,31; $p = 0,007$).

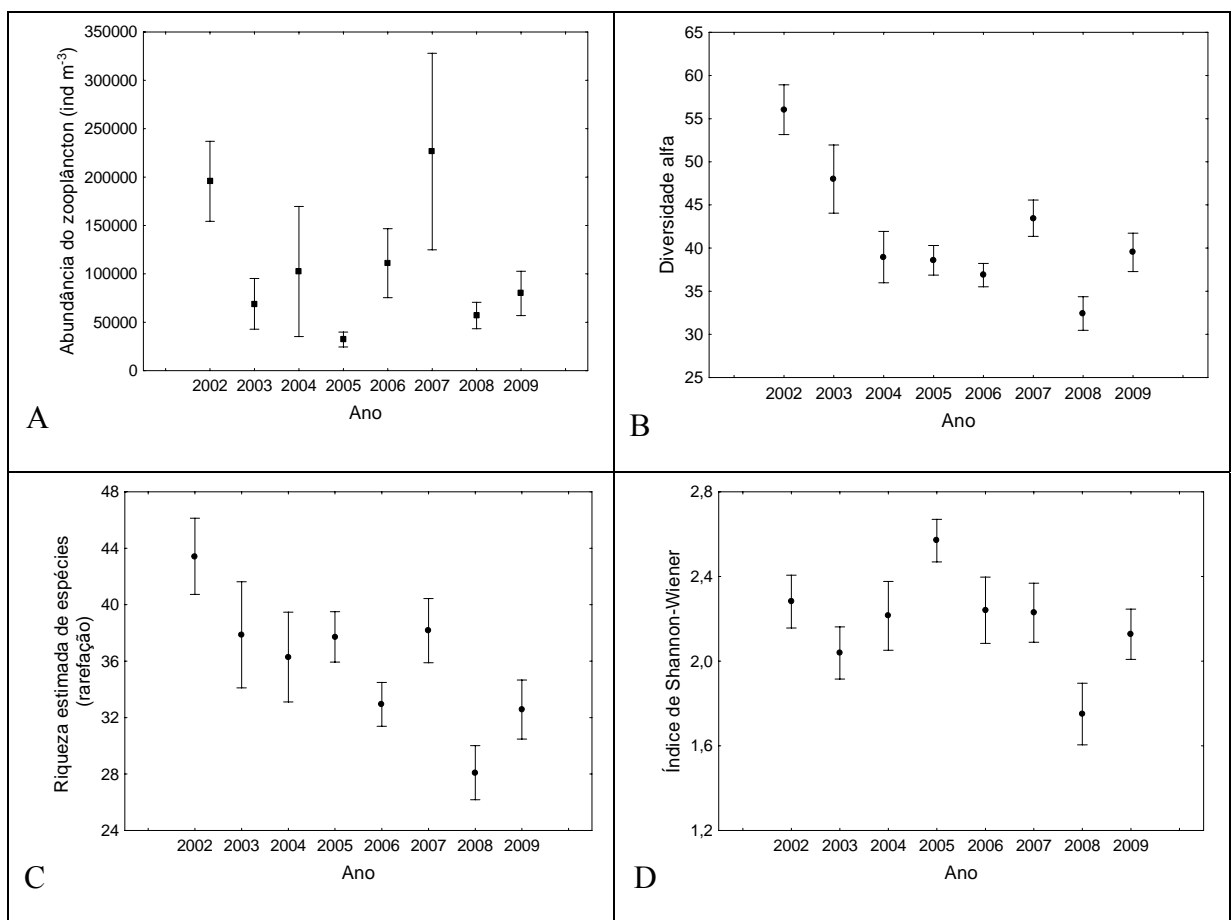


Figura 3. Variação anual da abundância (A), diversidade α (B), riqueza estimada de espécies (rarefação) (C) e o índice de Shannon-Wiener (D) da comunidade zooplancônica, registrados nos ambientes, durante o período de 2002 a 2009.

3.3 Variáveis preditoras: biomassa de peixes, biomassa fitoplanctônica e os escores da ACP

Os maiores valores médios de biomassa de peixes foram registrados em 2005 e 2007, com valores máximos de 22.366,04 e 7.791,22 g.100 m⁻², respectivamente; por outro lado, os menores valores de biomassa foram obtidos em 2002 e 2009, respectivamente 0,11 e 0,05 g.100 m⁻² (Tabela 3 e Figura 4A). As biomassas médias anuais variaram significativamente entre os anos (H: 7, 170 = 26,25705; p = 0,0005).

Para a biomassa fitoplanctônica, o ano de 2007 também se destacou com o maior valor médio e a maior variação anual (Tabela 3 e Figura 4B). Nos anos de 2002 e 2008 também foram observadas médias mais elevadas. Os maiores valores máximos de biomassa foram obtidos em 2007 e em 2008, com 47,83 e 60,07 mm³.L⁻¹, respectivamente. As menores médias foram registradas em 2004, 2006 e 2009, com valores entre 2,5 e 3,1 mm³.L⁻¹. A análise de variância demonstrou diferenças significativas quanto às médias anuais (H: 7, 170 = 28,92472; p = 0,0001).

Tabela 3. Valores médios das biomassas de peixes (g. 100 m⁻²) e fitoplanctônica (mm³. L⁻¹), registrados nos ambientes, durante o período de 2002 a 2009. Entre parênteses estão os valores mínimos e máximos anuais.

	Biomassa de peixes (g. 100 m⁻²)	Biomassa fitoplanctônica (mm³. L⁻¹)
2002	211,05 (0,11 – 997,59)	8,08 (0,70 – 36,63)
2003	116,97 (1,81 – 517,89)	4,71 (0,45 – 19,75)
2004	307,14 (1,81 – 3.645,27)	3,18 (0,09 – 13,29)
2005	749,73 (6,77 – 7.791,22)	4,54 (0,16 – 27,87)
2006	221,66 (2,24 – 990,92)	2,56 (0,25 – 13,87)
2007	1.967,27 (7,74 – 22.366,04)	11,23 (0,07 – 47,89)
2008	311,81 (2,35 – 1.192,59)	5,31 (0,15 – 60,07)
2009	100,40 (0,05 – 505,39)	2,98 (0,09 – 13,75)

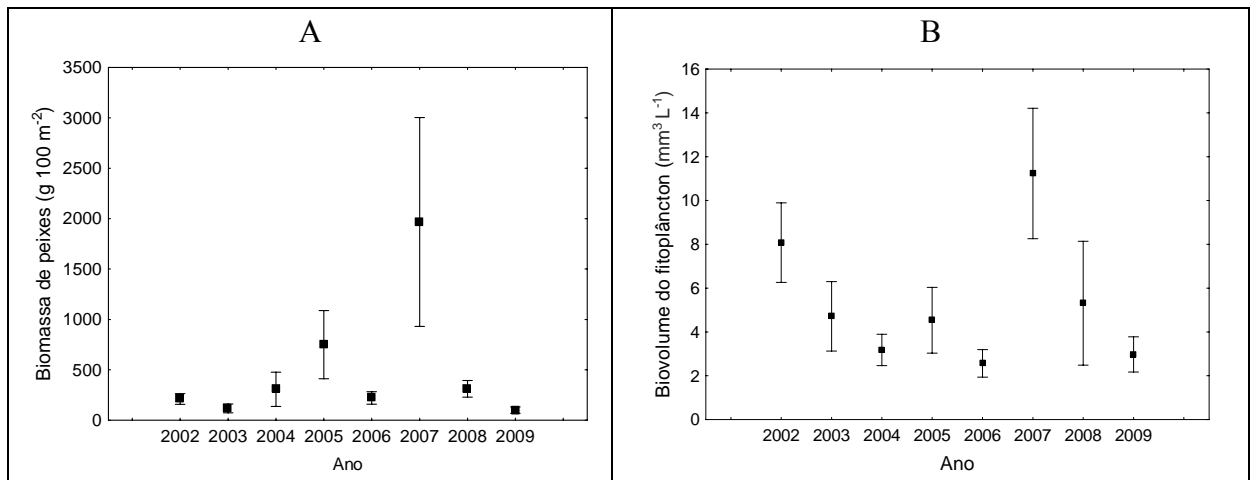


Figura 4. Variação anual da biomassa de peixes (g. 100 m⁻²) e a biomassa fitoplanctônica (mm³ L⁻¹) registrados nos ambientes, durante o período de 2002 a 2009.

Foram selecionados os escores dos dois primeiros eixos da ACP. Estes mostraram que a variabilidade limnológica das lagoas estudadas, ao longo do tempo, foi descrita, principalmente, pelas concentrações de nitrogênio total e fósforo total, seguido da turbidez, condutividade elétrica, temperatura, pH e oxigênio dissolvido (Tabela 4). Os valores máximos e mínimos anuais de cada variável estão disponíveis no Anexo 3.

Tabela 4. Escores dos dois primeiros eixos (ACP 1 e ACP 2) da análise de componentes principais realizada com as variáveis limnológicas registradas nos ambientes estudados durante o período de 2002 a 2009.

Ano	ACP 1		ACP 2	
	← 0 →		← 0 →	
2002	Turbidez (r=0,56)	Condutividade elétrica (r=0,33)	Turbidez (r=0,27)	Temperatura (r=0,63)
	Nitrogênio total (r=0,55)		Oxigênio dissolvido (r=0,18)	
	Fósforo total (r=0,48)			
	33,49%		23,67%	
2003	Temperatura (r=0,45)	Oxigênio dissolvido (r=0,54)	Condutividade elétrica (r=0,42)	Fósforo total (r=0,56)
	Nitrogênio total (r=0,40)	pH (r=0,47)		Turbidez (r=0,55)
	42,91%		28,95%	
2004	Turbidez (r=0,52)	Condutividade elétrica (r=0,42)	pH (r=0,70)	Nitrogênio total (r=0,27)
	Fósforo total (r=0,51)			
	Nitrogênio total (r=0,45)			
	45,48%		24,82%	
2005	Oxigênio dissolvido (r=0,46)	Condutividade elétrica (r=0,45)	Fósforo total (r=0,53)	pH (r=0,73)
	Nitrogênio total (r=0,45)			
	Turbidez (r=0,43)			
	47,13%		20,87%	
2006	Turbidez (r=0,50)	Condutividade elétrica (r=0,44)	Temperatura (r=0,76)	Oxigênio dissolvido (r=0,39)
	Fósforo total (r=0,49)			
	Nitrogênio total (r=0,46)			
	46,31%		22,45%	
2007	Nitrogênio total (r=0,51)	Condutividade elétrica (r=0,48)	Oxigênio dissolvido (r=0,67)	Temperatura (r=0,38)
	Turbidez (r=0,49)		pH (r=0,55)	
	Fósforo total (r=0,49)			
	46,51%		27,43%	
2008	Fósforo total (r=0,56)	Oxigênio dissolvido (r=0,18)	pH (r=0,67)	Fósforo total (r=0,09)
	Nitrogênio total (r=0,52)		Oxigênio dissolvido (r=0,60)	
	Temperatura (r=0,41)			
	Turbidez (r=0,45)			
	35,17%		24,66%	
2009	Fósforo total (r=0,48)	Oxigênio dissolvido (r=0,56)	Temperatura (r=0,29)	Turbidez (r=0,70)
		pH (r=0,52)		
	38,94%		24,60%	

3.4 Interação da diversidade zooplanctônica e as variáveis preditoras

Relações significativas entre as variáveis dependentes e as variáveis preditoras foram obtidas somente no período de 2005 a 2009, com exceção do ano de 2006. Não foram observadas relações significativas entre as variáveis dependentes e a biomassa fitoplanctônica.

A diversidade α foi o estimador da diversidade zooplanctônica que apresentou o maior número de relações significativas com as variáveis preditoras, e, dentre estas, as variáveis limnológicas, se destacaram, e estiveram representadas, por sua vez, pelos escores dos dois primeiros eixos da ACP. Estas relações foram constatadas nos anos de 2007, 2008 e 2009 (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados significativos ($p < 0,05$) da análise de regressão linear múltipla entre as variáveis dependentes diversidade α , índice de Shannon-Wiener e riqueza estimada de espécies (rarefação) e as variáveis preditoras biomassa de peixes (LogPeso), escores da ACP 1 e ACP 2 e biomassa fitoplanctônica (LogFito), registrados nos ambientes, durante o período de 2002 a 2009.

Variável dependente	Ano	Variável preditora	Coef. (β)	P	R ² ajustado
Diversidade α	2007	Intercepto	42,83	0,000	0,34
		ACP 1 (+)	3,16	0,002	
	2008	Intercepto	33,15	0,000	0,18
		ACP 2 (+)	3,16	0,028	
	2009	Intercepto	39,14	0,000	0,16
		ACP 2 (-)	-3,62	0,033	
Shannon-Wiener	2005	Intercepto	2,59	0,000	0,20
		ACP 1 (+)	0,12	0,018	
Riqueza estimada de espécies (rarefação)	2008	Intercepto	39,52	0,000	0,15
		LogPeso (-)	-2,22	0,040	

No ano de 2007, foi constatada a maior relação significativa entre a diversidade α da comunidade e as variáveis limnológicas discriminadoras do primeiro eixo da ACP ($r^2 = 0,34$). Essa relação foi direta e mostrou que o aumento do número de espécies, por amostra, esteve relacionado ao aumento dos valores de condutividade elétrica e à diminuição das concentrações de nitrogênio total, fósforo total e dos valores de turbidez (Tabelas 4 e 5; Figura 5A).

Já no ano de 2008, as variações na diversidade α estiveram diretamente relacionadas às variações dos escores do segundo eixo da ACP, de forma que o aumento nos valores desse atributo esteve associado ao incremento nas concentrações de fósforo total e à diminuição dos

valores de pH e as concentrações de oxigênio dissolvido (Tabelas 4 e 5; Figura 5B). Os escores da ACP 2 também foram significativos para explicar as variações da diversidade α no ano de 2009, porém, essa relação deu-se de forma inversa. O aumento dos valores desse atributo esteve relacionado ao incremento dos valores de turbidez e à diminuição dos valores de temperatura (Tabelas 4 e 5; Figura 5C).

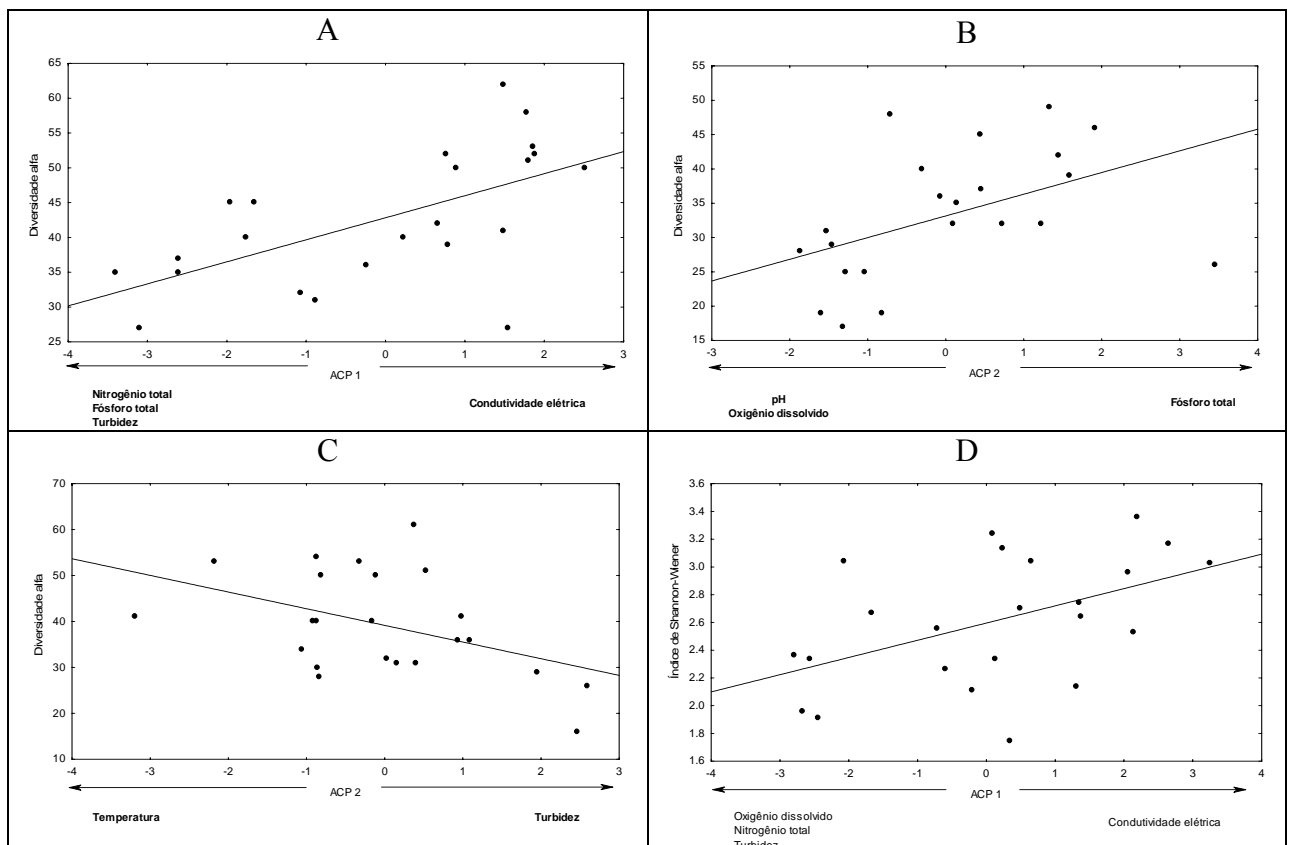


Figura 5. Relação entre a diversidade α e os escores da ACP 1 no ano de 2007 (A), e os escores da ACP 2, no ano de 2008 (B) e 2009 (C), e a relação entre o índice de diversidade de Shannon e os escores da ACP1 no ano de 2005 (D), registradas nos ambientes.

Para o índice de diversidade de Shannon, resultados significativos foram obtidos somente com os escores de ACP 1, no ano de 2005. As variações desse índice estiveram relacionadas, de forma direta, às variações da condutividade elétrica, e de forma inversa, às variações nas concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio total e aos valores de turbidez (Figura 5D).

Em 2008, outro estimador da diversidade zooplanctônica foi predito pela biomassa de peixes. Neste caso, a variação da riqueza estimada das espécies por rarefação apresentou uma relação inversa e significativa com a variável LogPeso, de forma que uma diminuição no número de espécies zooplanctônicas esteve associada ao aumento nos valores de biomassa de peixes (Tabela 5 e Figura 6).

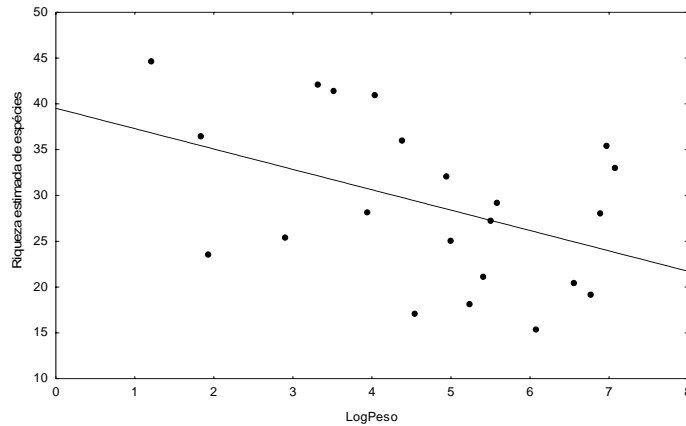


Figura 6. Relação entre a riqueza estimada de espécies zooplanctônicas (rarefação) e a biomassa de peixes registrada nos ambientes, no ano de 2008.

Adicionalmente, foi investigada, em 2008, a existência de relações entre a riqueza estimada de espécies por rarefação de cada grupo e a biomassa dos peixes. O mesmo padrão se repetiu somente para os cladóceros, onde as variações na riqueza estimada de espécies desse grupo estiveram relacionadas, inversamente, à biomassa de peixes ($r^2 = 0,38$; $p = 0,005$) (Figura 7). Além desta última variável preditora, os escores da ACP 2, representados pelo pH, oxigênio dissolvido e o fósforo total também foram selecionados no modelo para explicar, de forma inversa, as variações da riqueza estimada de espécies dos cladóceros.

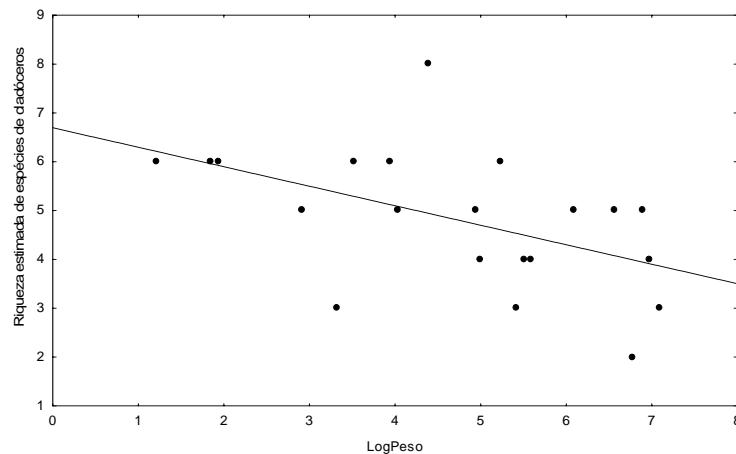


Figura 7. Relação entre a riqueza estimada de espécies de cladóceros (rarefação) e a biomassa de peixes (LogPeso) registrada nos ambientes, no ano de 2008.

4 DISCUSSÃO

Ao longo da escala temporal estudada, observou-se que as relações entre as variáveis dependentes (estimadores da diversidade de espécies) e as variáveis preditoras (biomassa de predadores e as condições ambientais) foram importantes para a diversidade da comunidade zooplanctônica a partir de 2005, quando também se registrou um maior número de períodos de potamofase, com maiores amplitudes. Neiff (1990) destaca que durante a potamofase, a dinâmica da planície funciona como um macrossistema fluvial. Dessa maneira, sugere-se uma maior integração nas interações ecológicas entre a comunidade zooplanctônica e os componentes bióticos (comunidade ictiíca) e abióticos (variáveis limnológicas) nos anos em que os pulsos de inundação foram mais regulares.

O período de potamofase apresenta primeiramente uma influência sobre as condições limnológicas dos diferentes ambientes da planície, levando a uma homogeneização (Thomaz et al., 2007). Esse efeito, posteriormente, leva a uma organização das comunidades, em virtude de diferentes processos de ajustes, como a capacidade de obtenção de alimento e estratégias reprodutivas (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). Os resultados obtidos ressaltam essas observações, uma vez que, nos anos caracterizados por um maior número de dias de

alagamento, as variáveis limnológicas foram preditoras da variação dos estimadores de diversidade zooplanctônica.

Somente em 2008, a biomassa de peixes foi o fator mais influente sobre a riqueza estimada de espécies da comunidade zooplanctônica. Dentre os grupos, uma diminuição na riqueza estimada de espécies de cladóceros também esteve associada ao aumento da biomassa de peixes nesse ano, embora essa influência tenha sido compartilhada pelas condições limnológicas. Experimentalmente, em um lago tropical de planície, Rejas et al. (2005) também verificaram um decréscimo no número de espécies zooplanctônicas na presença de peixes, e especificamente, a mortalidade de cladóceros foi maior nos experimentos que continham peixes.

Estudos realizados em ressacos e lagoas dessa planície mostraram que os microcrustáceos planctônicos foram itens relevantes na dieta da ictiofauna forrageira, sendo considerados tanto importantes na dieta de *Bryconamericus stramineus*, *Moenkhausia aff. sanctafilomenae*, *M. aff. intermedia*, *Cichla kelberi*, *Hemigrammus marginatus*, *Serrapinus notomelas*, *Odontostilbe* sp, *Satanoperca pappaterra*, e como o alimento principal na dieta de *Hyphessobrycon eques*, *Aphyocharax anisitsi* e *A. dentatus* (Russo, 2004; Russo & Hahn, 2006; Loureiro Crippa et al., 2009; Santana-Porto & Andrian, 2009; Cantanhêde, 2010). Segundo Russo & Hahn (2006), *Aphyocharax anisitsi* foi, ainda, seletivo em sua dieta, e preferiu os organismos zooplanctônicos de maior tamanho. Hahn et al. (2004) destacam que as espécies de peixes de pequeno porte podem representar um importante elo na dinâmica trófica da planície de inundação do alto rio Paraná, uma vez que esses organismos podem aproveitar o zooplâncton dada à sua elevada abundância nos ambientes da planície.

Os resultados obtidos reforçam essa seletividade sobre os microcrustáceos, tendo em vista que quando foram constatados os maiores valores de biomassa de peixes (2007) foi verificada a grande contribuição dos rotíferos e amebas testáceas na comunidade zooplanctônica tanto para a riqueza, quanto para a abundância. Tais grupos, geralmente, apresentam os maiores valores de riqueza de espécies (Lansac-Tôha et al., 2004; 2009); no entanto, no presente estudo, para a abundância, os microcrustáceos se sobressaíram com elevados valores médios anuais. O predomínio desses invertebrados nos valores de

abundância em 2005, possivelmente, pode estar relacionado com o registro da segunda maior biomassa de peixes.

Considerando os períodos hidrológicos, estudos sobre a alimentação da ictiofauna de pequeno porte, na planície de inundação do alto rio Paraná, também apontaram a relação entre o predomínio dos organismos zooplancctônicos e a dieta de muitas dessas espécies, durante os períodos de potamofase. Alguns autores tem destacado que, em geral, quando os organismos zooplancctônicos encontram-se em elevada abundância no ambiente, geralmente durante esse período, estes são registrados, em maior quantidade na dieta das espécies de peixes (Loureiro Crippa et al., 2009; Russo, 2004; Russo & Hahn, 2006; Cantanhêde, 2010). No entanto, a zooplancctivoria também foi registrada para *Aphyocharax dentatus* e para *A. anisitsi* no período em que ocorreram menores oscilações do nível hidrométrico (Russo & Hahn, 2006; Cantanhêde, 2010).

Dentre as variáveis limnológicas, a condutividade elétrica destacou-se como preditora das variações da diversidade α e do índice de diversidade de Shannon. Considerando que no ano de 2005 e 2007, o grupo dos rotíferos foi o que mais contribuiu para os valores de diversidade α , e sendo a condutividade elétrica, uma medida indireta de processos de decomposição (Esteves, 1998; Rajagopal et al, 2010), é possível que um maior número de bactérias, flagelados e ciliados, geralmente presentes sob tais condições, tenha propiciado o aumento da abundância dos rotíferos, o que pode ter refletido no aumento da riqueza de espécies e diversidade desse grupo. As bactérias e os protozoários planctônicos já foram apontados como potenciais fontes alimentares para os rotíferos (Lair et al., 1999; Weisse & Frahm, 2001; Bonecker & Aoyagui, 2005; Rejas et al., 2005), sendo que algumas espécies abundantes deste grupo, nas lagoas estudadas, utilizam esses recursos como fonte de alimento (Rossa, 2001). Resultados semelhantes foram verificados por Bini et al. (2007), onde as maiores abundâncias desses invertebrados estiveram associadas aos maiores valores de concentração de íons no meio. Estudos mostraram, ainda, que as bactérias são abundantes em ambientes que apresentam elevadas taxas de decomposição de macrófitas aquáticas (Wetzel, 1990; Thomaz & Esteves, 1997).

Outro resultado importante foi a ausência de relação significativa entre os estimadores da diversidade zooplanctônica e a biomassa fitoplanctônica. Em 2007, ano em que foi registrada a maior biomassa fitoplanctônica, foi também o ano em que a biomassa de peixes foi mais elevada e, curiosamente, a comunidade esteve representada tanto em riqueza quanto em abundância pelos rotíferos e amebas testáceas. Esses resultados reforçaram a possibilidade de uma influência da predação dos peixes sobre os microcrustáceos, o que pode ter refletido no aumento da biomassa fitoplanctônica, tendo em vista que os cladóceros e os copépodes são eficientes predadores herbívoros.

Diversos trabalhos tem destacado a importância do fitoplâncton para a estruturação da comunidade zooplanctônica em diferentes ambientes da planície estudada (Bonecker & Lansac-Tôha, 1996; Bini et al., 2001; Aoyagui & Bonecker, 2004; Bonecker et al., 2005). No entanto, resultados semelhantes ao presente estudo também foram observados por Azevedo & Bonecker (2003), em outras lagoas dessa mesma planície. A maior participação numérica dos rotíferos na abundância zooplanctônica, nesses ambientes, levaram os autores a inferir que, possivelmente, as cadeias do microbial-loop contribuíram de forma mais expressiva para o estabelecimento da comunidade, como um todo. Como discutido anteriormente, as bactérias e os protozoários planctônicos representam um importante recurso alimentar para os rotíferos.

As amebas testáceas foi o grupo que mais contribuiu para os valores de diversidade α no ano de 2008. De acordo com os resultados significativos das variações desse atributo e os escores da ACP 2, o aumento no número de espécies esteve associado aos menores valores de pH e oxigênio dissolvido e aos maiores valores das concentrações de fósforo total. Velho et al. (1999) ressaltaram que um melhor estabelecimento das populações de amebas testáceas se dá sob condições de baixos valores de pH e oxigênio dissolvido.

A importância da temperatura para o aumento das populações zooplanctônicas já foi reportada em diferentes trabalhos (Azevedo & Bonecker, 2003; Sa-artrit & Beamish, 2005; Sharma, 2005; Frutos et al., 2006). No ano de 2009, os rotíferos novamente se destacaram na contribuição para os valores de diversidade α , e o aumento dos valores de temperatura certamente possibilitou a ocorrência de um maior número de indivíduos, o que refletiu em maiores valores de riqueza de espécies para o grupo.

Além disso, o aumento da riqueza de espécies desse grupo também esteve relacionado aos baixos valores de turbidez verificados nas lagoas estudadas. A turbidez apresentou uma redução nesse ano, e esteve associada a maior contribuição de matéria inorgânica em suspensão. Essa fração, geralmente, contém uma expressiva quantidade de bactéria aderida, que já foi destacada anteriormente como um importante recurso alimentar para os rotíferos. Estudos realizados em algumas das lagoas estudadas mostraram o predomínio numérico de algumas espécies de rotíferos que se alimentam preferencialmente de detritos e bactérias (Rossa, 2001). No entanto, os resultados encontrados no presente estudo contrariaram os verificados por outros autores (Thorp & Mantovani, 2005), onde as maiores abundâncias de rotíferos estiveram associadas aos ambientes mais túrbidos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Verificou-se que a hipótese de que a predação exerce uma influência preponderante sobre a diversidade da comunidade zooplancônica não foi corroborada. As variáveis limnológicas foram prioritárias para explicar as variações deste atributo, principalmente nos anos com maiores amplitudes de potamofase.

No entanto, a grande contribuição dos rotíferos e amebas testáceas para os valores de diversidade parece suportar a idéia de que a predação por peixes de pequeno porte exerceu uma influência direta sobre a estruturação da comunidade. Os resultados sugeriram que a menor participação dos microcrustáceos na comunidade pode explicar a falta de uma relação significativa das variáveis dependentes com a biomassa fitoplanctônica, considerando o papel relevante desses organismos como filtradores. Consequentemente, processos de decomposição parecem ter favorecido uma maior participação dos rotíferos na comunidade, fato esse que pode ser confirmado pelos maiores valores de condutividade elétrica.

Com base nessas observações, ressalta-se que mesmo que a hipótese não tenha sido corroborada, ela não pode ser de todo descartada. As condições limnológicas foram mais importantes, mas a predação, exercida pelos peixes de pequeno porte, certamente também contribuiu para estruturar a comunidade zooplancônica.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. & ZALEWSKI, M. A. (1996), *Planície Alagável do Alto Rio Paraná: Importância e Preservação*. Editora Eduem, Maringá, 100 p.
- ANGELER, D. G.; ÁLVAREZ-COBELAS, M.; SÁNCHEZ-CARRILLO, S. & RODRIGO, M. A. (2002), Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences*, v. 64, p. 76–86.
- AOYAGUI, A. & BONECKER, C. C. (2004), Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with connectivity. *Hydrobiologia*, v. 522, p. 281-290.
- AZEVEDO, F. & BONECKER, C. C. (2003), Community size structure of zooplanktonic assemblages in three lakes on the upper River Parana floodplain, PR-MS, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 505, p.147-158.
- BICUDO, C. E. M. & MENEZES, M. (2006), *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. São Carlos: Editora RIMA.
- BINI, L. M.; BONECKER, C. C. & LANSAC-TÔHA, F. A. (2001), Vertical distribution of rotifers on the upper Paraná River floodplain: the role of thermal stratification and chlorophyll-a. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 36, n. 3, p. 241-246
- BINI, L. M.; VIEIRA, L. C. G.; MACHADO, J. & VELHO, L. F. M. (2007), Concordance of species composition patterns among micro-crustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International Review of Hydrobiology*, v. 92, p. 9-22.
- BONECKER, C. C. & LANSAC-TÔHA, F. A. (1996), Community structure of rotifers in two environments of the upper River Parana floodplain (MS) – Brazil. *Hydrobiologia*, v. 325, p. 137-150.
- BONECKER, C. C. & AOYAGUI, A. S. M. (2005), Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in the Corumbá reservoir, Goiás State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 546, p. 415-421.
- BONECKER, C. C.; DA COSTA, C. L.; VELHO, L. F. M. & LANSAC-TÔHA, F. A. (2005), Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the upper Parana River floodplain (Parana State – Mato Grosso do Sul, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 546, p. 405-414.

- BONECKER, C. C.; AOYAGUI, A. S. M. & SANTOS, R. M. (2009), The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, p. 529-537.
- CANTANHÊDE, G. (2010), *Peixes de pequeno porte associados à macrófitas aquáticas em uma planície de inundação neotropical*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 54p.
- DEFLANDRE, G. (1928), Le genre *Arcella* Ehrenberg. *Archiv für Protistenkunde*, v. 64, p. 152-287.
- DEFLANDRE, G. (1929), Le genre *Centropyxis* Stein. *Archiv für Protistenkunde.*, v. 67, p. 322-375.
- DUSSART, B. H. & FRUTOS, S. M. (1986), Sur quelques copépodes d'Argentine. 2. Copépodes Du Paraná Médio. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, v. 19, p. 241-262.
- ELMOOR-LOUREIRO, M. L. A. (1997), *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Editora Universa, 155 p.
- ESTEVES, F. A. (1998), *Fundamentos de Limnologia*. 2ª. ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP, 574p.
- FRUTOS, S. M.; POI DE NEIFF, A. S. G. & NEIFF, J. J. (2006), Zooplankton of the Paraguay River: a comparison between sections and hydrological phases. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, v. 42, n.4, p.277-288
- GAUTHIER-LIÈVRE, L. & THOMAS, R. (1958), Le genres *Diffflugia*, *Pentagonia*, *Maghrebia* et *Hoogenraadia* (Rhizopodes Testacès) en Afrique. *Archiv für Protistenkunde*, v. 103, p. 1-370.
- GAUTHIER-LIÈVRE, L. & THOMAS, R. (1960), Le genre *Cucurbitella* Pénard. *Archiv für Protistenkunde*, v. 104, n. 4, p. 569-602.
- GROSHOLZ, E. & GALLO, E. (2006), The influence of flood cycle and fish predation on invertebrate production on a restored California floodplain. *Hydrobiologia*, v. 568, p. 91–109.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001), PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, 9p. Disponível em http://paleo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

- HAHN, N. S.; FUGI, R.; LOUREIRO-CRIPPA, V. E.; PERETTI, D. & RUSSO, M. R. (2004), Trophic structure of the fish fauna. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M. & MIRANDA, L. E. (eds.) *Structure and functioning of the Parana River and this floodplain*. EDUEM, 275p.
- JACKSON, D. A. (1993), Stopping rules in principal component analysis – a comparison of heuristic and statistical approaches. *Ecology*, v. 74, p. 2204-2214.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. (1989), The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. (eds.) *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*, p. 110–127. Canadian Special Publication
- KOROVCHINSKY, N. M. (1992), *Sididae & Holopedidae (Crustacea: Daphniformes)*. The Hague: SPB Academic Publishing.
- KOSTE, W. (1978), *Rotatoria die Radertiere Mitteleuropas begründet von Max Voight Monogononta*. Berlin: Gebrüder Borntraeger, vol I (673p.) e II (474p).
- LAIR, N.; JACQUET, V. & REYES-MARCHAN, P. (1999), Factors related to autotrophic potamoplankton, heterotrophic protists and micrometazoan abundance, at two sites in a lowland temperate river during low water flow. *Hydrobiologia*, v. 394, p. 13–28.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. & VELHO, L. F. (2004), Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S (eds.). *The Upper Parana River and this floodplain: physical aspects, ecology and conservation*, Backhuys Publishers, 393p.
- LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M.; SIMÕES, N. R.; DIAS, J. D.; ALVES, G. M. & TAKAHASHI, E. M. (2009), Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, p. 539-549.
- LOUREIRO-CRIPPA, V. E.; HAHN, N. S. & FUGI, R. (2009), Food resource used by small-sized fish in macrophyte patches ponds of the upper Paraná river floodplain. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 31, n. 2, p. 119-125.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J. & TALLING, J. F. (1978), Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association, Scientific Publication* n.36, p.1-120.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. (1986), Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 46, n. 3, p. 527-553.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. (1999), *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*, version 4.01. M J M Software Design Gleneden Blach, Oregon.

- NEIFF, J. J. (1990), Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, v. 15, n. 16, p. 424-441.
- NEIFF, J. J. (1997), El regimen de pulsos en rios y grandes humedales de Sudamerica. In: MALVÁREZ, A. I (ed.). *Temas sobre humedales subtropicales y templados de Sudamerica*, Ed. Universidade Buenos Aires, v. 97, 146p.
- NEIFF, J. J. (2001), Biodiversity in some tropical wetlands systems of South America In: GOPAL, B.; JUNK, W. J & DAVIS, J. A. (ed.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, v. 2, p. 119-139.
- NING, N. S. P.; NIELSEN, D. L.; HILLMAN, T. J. & SUTER, P. J. (2010), The influence of planktivorous fish on zooplankton communities in riverine slackwaters. *Freshwater Biology*, v. 55, p. 360–374
- OGDEN, C. G. & HEDLEY, R. H. (1980), *An atlas of freshwater testate amoebae*. London: Oxford University Press.
- OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P. & O'HARA, R. B. (2007), *Vegan: community ecology package*, version 1. 8-5. Disponible em <http://www.cran.r-project.org>
- OPPERMAN, J. J.; LUSTER, R.; MCKENNEY, B. A.; ROBERTS, M. & MEADOWS. (2010), Ecologically functional floodplains: connectivity, flow regime, and scale. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 46, n. 2, p. 211-226.
- PAGGI, J. C. (1973), Contribución al conocimiento de la fauna de cladoceros dulciacuículas argentinos. *Physis*, v. 32, p. 105-114, 1973.
- PAGGI, J. C. (1979), Revision de las especies argentinas del genero *Bosmina* Baird agrupadas en el subgenero *Neobosmina* Lieder (Crustacea: Cladocera). *Acta Zoologica Lilloana*, v. 35, p. 137-162, 1979.
- PAGGI, J. C. (1995), Crustacea Cladocera. In: LOPRETTO, E.C., TELL, G. (eds). *Ecosistemas de aguas continentales: Metodologías para su estudio*. La Plata: Ediciones Sur, p. 909-951.
- PAINE, R. T. (1966), Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, v. 100, p. 65-75.
- PETRY, A.C., ABUJANRA, F., PIANA, P., JÚLIO JR, H.F. & AGOSTINHO, A.A. (2004). Fish assemblages of the seasonally isolated lagoons of the upper Paraná river floodplain. In: AGOSTINHO, A.A., RODRIGUES, L., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. & MIRANDA, L.E. *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain: LTER - site 6 - (PELD sitio 6)*. Maringá: EDUEM, pp. 131-137.

- PIELOU, E. C. (1975), *Ecological diversity*. New York: John Wiley.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2010), *R: Language and environment for statistical computing*. R foundation for Statistical Computing. Disponível em <http://www.r-project.org>
- RAJAGOPAL, T.; THANGAMANI, A.; SEVARKODIYONE, S. P.; SEKAR, M. & ARCHUNAN, G. (2010), Zooplankton diversity and physico-chemical conditions in three perennial ponds of Virudhunagar district, Tamilnadu. *Journal of Environmental Biology*, v. 31, p. 265-272.
- REID, J. W. (1985), Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia*, v. 9, p. 17-143.
- REJAS, D.; DECLERCK, S.; AUWERKERKEN, J.; TAK, P. & MEESTER, L. (2005), Plankton dynamics in a tropical floodplain lake: fish, nutrients, and the relative importance of bottom-up and top-down control. *Freshwater Biology*, v. 50, p. 52–69
- ROSSA, D. (2001), *Abundância e biomassa de rotíferos em diferentes ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS)*. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, 33p.
- ROSSA, D. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. & VELHO, L. F. M. (2001), Abundance of cladocerans in the littoral regions of two environments of the upper Parana River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, p. 45-53.
- RUSSO, M. R. (2004), *Ecologia trófica da ictiofauna de pequeno porte, em lagoas isoladas da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, 38p.
- RUSSO, M. R. & HAHN, N. S. (2006), Importance of zooplankton in the diet of a small fish in lagoons of the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 18, n. 4, p. 357-366
- SA-ARDRIT, P. & BEAMISH, F. W. (2005), Cladocera diversity, abundance and habitat in a Western Thailand Stream. *Aquatic Ecology*, v. 39, p. 353–365
- SAGRARIO, M. L. A. G. & BALSEIRO, E. (2003), Indirect enhancement of large zooplankton by consumption of predacious macroinvertebrates by littoral fish. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 158, n.4. p. 551-574.

- SANTANA-PORTO, E. A. & ANDRIAN, I. F. (2009), Trophic organization the ichthyofauna of two semi-lentic environments in a flood plain on the upper Paraná River, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 21, n. 3, p. 359-366.
- SEGERS, H. (1995), *Rotifera*. The Hague: SPC Academics, v. 2: The Lecanidae (Monogononta). (Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world; v.6).
- SENDACZ, S. & KUBO, E. (1982), Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 9, p.51-89.
- SHARMA, B. K. (2005), Rotifer communities of floodplain lakes of the Brahmaputra basin of lower Assam (N.E. India): biodiversity, distribution and ecology. *Hydrobiologia*, v. 533, p. 209-221.
- SINISTRO, R. (2010), Top-down and bottom-up regulation of planktonic communities in a warm temperate wetland. *Journal of Plankton Research*, v. 32, n. 2, p. 209–220
- SMIRNOV, N. N. (1974), *Chydoridae of the world*. Fauna of the USSR (English translation of 1971). Jerusalém.
- SMIRNOV, N. N. (1992), *The Macrothricidae of the world*. The Hague: SPB Academics. (Guides to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world; v. 1).
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1991), *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, 859p.
- STATSOFT, Inc. (2005), *STATISTICA (data analysis software system)*, version 7.1. www.statsoft.com.
- THOMAZ, S. M. & ESTEVES, F. A. (1997), Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 139, n. 4, p. 459-507.
- THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; ROBERTO, M. C. & ROCHA, R. R. A. (2004), Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (org.). *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys publishers, 393p.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. (2007), Floods increase similarity among aquatic habitats em river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, v. 579, p.1-13
- THORP, J. H. & MANTOVANI, S. (2005), Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. *Freshwater Biology*, v. 50, p. 1474–1491.

- UTERMÖHL, H. Z. (1958), Vervollkommung der quantitative phytoplankton methods. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, v. 9, p. 1-38.
- VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; SERAFIM-JUNIOR, M. (1996), Testate amoebae (Rhizopodea-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*, v. 31, p. 35-50.
- VELHO, L.F.M. & LANSAC-TÔHA, F.A. (1996), Testate amoebae (Rhizopodea, Sarcodina) from zooplankton of the high Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil: II. Families Diffflugidae. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 31, p. 179-192.
- VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. & BINI, L. M. (1999), Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the upper Parana River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 411, p. 103-113.
- VUCETICH, M.C. (1973), Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico. *Revista do Museu de la Plata, série Zoologia*, v.11, n.108, p. 287-332.
- WEISSE, T. & FRAHM, A. (2001), Species – specific interations between small planktonic ciliates (*Urotricha* spp.) and rotifers (*Keratella* spp.). *Journal of Plankton Research*, v. 23, n. 12, p. 1329-1338
- WETZEL, R. G. (1990), Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhein International Verein Limnologie*, v. 24, p. 6-4.

ANEXOS

Anexo 1

Tabela 1. Valores médios anuais de abundância (ind m^{-3}) de amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes registrados nos ambientes durante o período de 2002 a 2009. Entre parênteses estão os valores mínimos e máximos anuais.

	Amebas testáceas	Rotíferos	Cladóceros	Copépodes
2002	8.702 (16 – 52.801)	99.182 (332 – 756.590)	31.400 (205 – 161.776)	63.019 (10.986 – 228.398)
2003	504 (1 – 1.569)	33.650 (457 – 91.396)	6.183 (28 – 40.955)	29.318 (47 – 170.847)
2004	1.617 (37 – 13.831)	9.077 (258 – 101.155)	73.482 (18 – 1.526.769)	21.089 (1.508 – 155.961)
2005	3.265 (45 – 37.735)	6.118 (36 – 38.836)	6.244 (20 – 46.467)	18.298 (444 – 103.040)
2006	2.700 (25 – 15.616)	51.444 (176 – 529.273)	22.231 (17 – 174.264)	36.817 (61 – 352.770)
2007	96.042 (182 – 1.934.384)	71.143 (418 – 443.107)	25.039 (0 – 199.467)	39.682 (0 – 179.687)
2008	4.808 (33 – 26.597)	15.678 (26 – 99.165)	8.828 (0 – 59.481)	33.074 (956 – 244.422)
2009	3.287 (159 – 17.455)	56.784 (1.025 – 399.019)	9.276 (11 – 56.950)	11.808 (30 – 107.352)

Anexo 2

Tabela 2. Valores médios anuais de riqueza de espécies de amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes registrados nos ambientes durante o período de 2002 a 2009. Entre parênteses estão os valores mínimos e máximos anuais.

	Amebas testáceas	Rotíferos	Cladóceros	Copépodes
2002	12 (1 – 23)	33 (10 – 62)	12 (5 – 25)	5 (3 – 7)
2003	7 (1 – 16)	31 (16 – 48)	9 (4 – 13)	4 (1 – 7)
2004	12 (4 – 31)	18 (6 – 39)	7 (2 – 18)	3 (0 – 7)
2005	11 (6 – 20)	17 (6 – 30)	8 (4 – 14)	5 (1 – 7)
2006	9 (2 – 17)	19 (12 – 29)	7 (3 – 11)	4 (1 – 7)
2007	16 (6 – 26)	17 (9 – 25)	8 (0 – 16)	4 (0 – 6)
2008	15 (5 – 30)	11 (5 – 23)	5 (0 – 8)	3 (0 – 4)
2009	14 (2 – 25)	17 (5 – 25)	9 (3 – 19)	3 (2 – 6)

Anexo 3

Tabela 3. Valores mínimos e máximos anuais das variáveis limnológicas registradas nos ambientes durante o período de 2002 a 2009.

Ano	Temperatura		Oxigênio dissolvido		pH		Condutividade elétrica		Turbidez		Nitrogênio total		Fósforo total	
	(°C)		(mg L ⁻¹)				(μS cm ⁻¹)		(UNT)		(ug L ⁻¹)		(ug L ⁻¹)	
2002	16,9	31,8	0,6	8,4	5,9	8,5	20,4	64,2	1,4	77,9	244,0	1013,2	18,4	210,2
2003	19,4	32,3	0,4	8,3	5,4	7,3	25,6	57,8	1,3	72,0	230,8	712,2	46,3	122,9
2004	16,8	29,5	2,4	7,8	4,8	6,9	20,2	58,2	0,0	198,0	152,1	1500,6	9,9	167,4
2005	17,3	29,7	2,4	9,4	6,1	7,1	26,4	65,2	0,8	142,1	193,7	1669,1	11,2	119,7
2006	19,3	30,3	1,4	8,3	5,1	7,2	21,2	63,4	0,0	101,0	73,3	2891,5	6,2	154,4
2007	18,3	29,9	0,2	8,1	6,1	7,7	29,1	60,4	3,6	163,0	366,3	4473,0	16,0	293,4
2008	17,6	29,0	0,2	8,8	5,7	7,5	19,1	68,2	3,9	176,0	201,1	1540,6	22,8	253,1
2009	17,6	30,4	0,1	8,6	4,9	7,5	23,4	70,7	0,3	93,1	673,9	3910,1	16,5	208,1

UNT = Unidades Nefelométricas de Turbidez.