

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

TASSIA FELICIO CANELLA

**Heterogeneidade ambiental explica os padrões de diversidade  $\beta$  taxonômica  
e funcional em planícies de inundação do Brasil**

Maringá  
2016

TASSIA FELICIO CANELLA

**Heterogeneidade ambiental explica os padrões de diversidade  $\beta$  taxonômica e funcional em planícies de inundação do Brasil**

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

Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Coorientadora: Dr.<sup>a</sup> Juliana Déo Dias

Maringá  
2016

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

C221h Canella, Tassia Felicio, 1989-  
Heterogeneidade ambiental explica os padrões de diversidade  $\beta$  taxonômica e funcional em planícies de inundação do Brasil / Tassia Felicio Canella.-- Maringá, 2016. 45 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.  
Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha.  
Coorientadora: Dr.<sup>a</sup> Juliana Déo Dias.

1. Zooplâncton de água doce - Comunidades, Ecologia de - Planícies de inundação - Brasil. 2. Microcrustáceos planctônicos de água doce - Heterogeneidade ambiental - Planícies de inundação - Brasil. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.17820981  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

TASSIA FELICIO CANELLA

**Heterogeneidade ambiental explica os padrões de diversidade  $\beta$   
taxonômica e funcional em planícies de inundação do  
Brasil**

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 Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira  
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp)

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

Aprovada em: 12 de agosto de 2016.

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

*Dedicatória*

*Aos meus pais, Ana e José, minha principal base.*

*Obrigada por todo o apoio, carinho e por não medirem esforços para que eu  
chegasse até essa etapa da minha vida.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, à Deus.

À toda minha família.

Ao meu pai e minha mãe, José e Ana, por todo apoio e suporte desde quando tomei a decisão de vir morar em Maringá para cursar biologia há sete anos. Sabemos o quanto a distância foi difícil, mas isso só fez com que crescêssemos juntos. Obrigada sempre por tudo.

Ao meu orientador e professor, Fábio Amodêo Lansac-Tôha, por ter aberto as portas do laboratório há cinco anos, me aceitando como estagiária e possibilitando que eu chegasse ao nível de mestrado. Todos esses anos me trouxeram muito conhecimento e eu só tenho a agradecer por toda a paciência, dedicação, cobrança e muito bom humor.

À minha coorientadora, Juliana Déo Dias, que foi o meu presente do mestrado. Acredito que sem ela, o trabalho não teria saído tão lindamente. Esteve sempre disposta em tirar todas as minhas dúvidas (que foram muitas), sentando e me explicando o que fosse possível e tivesse ao seu alcance. A convivência e a troca de informação me fez crescer muito como estudante e pessoa.

À Claudinha, a nossa mãe de laboratório, que está sempre disposta em nos ajudar em qualquer momento e em qualquer situação, sempre nos incentivando. Tive o prazer de ser coorientada por ela durante a graduação e isso foi feito com muita paciência e dedicação.

Ao laboratório de zooplâncton e aos amigos que formei lá. Muito obrigada pelo companheirismo, inclusive de horas sentados no microscópio identificando zooplâncton, pelas risadas diárias, conversas, trocas de informações e ajuda, coletas, pelos pães de queijo, paçoca, salgadinhos do tio da esquina e entre tantas outras coisas boas. Só tenho lembranças boas de tudo isso.

À turma de mestrado, pelas conversas, risadas e churrascos inesquecíveis com fotos e vídeos inesquecíveis. Em especial, o Rafa Rosa, Rafa Tramonte, o Matheus (Suricato boy), a Fran, Ragna e a Re por todas as quintas de relaxamento no Afonso.

Às minhas eternas amigas e irmãs de graduação, Lívia, Fran e Cake. Quando me mudei pra Maringá tinha certeza que isso me traria muitas coisas boas e pessoas especiais. Vocês são, com certeza, uma delas, são as irmãs de sangue que eu não tive e a família que precisava em Maringá.

À minha amiga Renata. Obrigada por ter aberto a porta da sua doidice boa pra mim, por me levar nas festas quando eu ainda era uma novata aqui, pelas muitas e muitas risadas, conversas, bebedeiras, fotos zoadas e viagens. Mas, principalmente, por estar presente nos momentos mais difíceis e cheios de decisão, compartilhando sempre pensamentos positivos e muito apoio.

Ao Matheus, por toda a paciência nas explicações estatísticas e os tutoriais via (qualquer) rede social e em qualquer momento de desespero.

Às meninas que foram e são minhas companheiras de apartamento e de vida, Ari, Bru, Yu e Fran.

Aos meus amigos de Itapuí (em especial a Lu) por estarem por perto mesmo estando longe, mostrando todo o amor que uma amizade pode proporcionar.

Aos funcionários do Nupélia e do Programa de Pós-Graduação em Ambientes Aquáticos Continentais, por todo auxílio, paciência e pela eficiência nas questões burocráticas requeridas durante o curso.

Ao Nupélia e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), pelo auxílio necessário no desenvolvimento de pesquisas e pela infraestrutura.

Aos professores do PEA, que nos fornecem todo conhecimento necessário para que nos tornemos verdadeiros pesquisadores, cheios de conhecimento e interesse pela Ecologia.

Ao órgão de fomento, Capes, pela bolsa de mestrado.

À toda equipe do Projeto do Sistema Nacional de Pesquisa em Biodiversidade – Sisbiota Brasil/CNPq, a qual foi imprescindível para a realização e conclusão deste trabalho.

*“A persistência é o menor caminho do êxito”*

(Charles Chaplin)



# Heterogeneidade ambiental explica os padrões de diversidade- $\beta$ taxonômica e funcional em planícies de inundação do Brasil

## RESUMO

A heterogeneidade ambiental é um fator de grande importância para a diversidade- $\beta$ . Um aumento da heterogeneidade ambiental favorece mudanças na composição de espécies e substituição de grupos funcionais, estruturada por “*species sorting*”, porque mais espécies ou traços funcionais podem coexistir devido a uma maior oportunidade de nichos para serem ocupados. Os dados de abundância e das características funcionais da comunidade zooplanctônica, e as variáveis ambientais foram usados pra analisar os padrões da diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional de microcrustáceos planctônicos em períodos de seca e cheia em quatro planícies de inundação neotropicais. Foi avaliada também a relação entre a diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional de microcrustáceos e a heterogeneidade ambiental. Os resultados mostraram que a heterogeneidade ambiental foi significativamente maior no período de seca apenas para a planície Amazônica. A diversidade- $\beta$  taxonômica dos microcrustáceos foi significativamente maior no período de seca na planície Amazônica e do Araguaia. A diversidade- $\beta$  funcional foi significativamente maior na seca para a planície Amazônica e na cheia no Araguaia e o Paraná. A heterogeneidade ambiental explicou significativamente os padrões dos dois componentes da diversidade- $\beta$ . Foi possível concluir que a relação heterogeneidade-diversidade- $\beta$  taxonômica foi mais correlacionada no período de seca, enquanto a da funcional no de cheia, destacando a importância dessas relações. Essa relação positiva e significativa indica que processos determinísticos estão atuando e promovem um aumento dos componentes da diversidade- $\beta$ , destacando assim a importância do mecanismo “*species sorting*” para a comunidade planctônica. Entretanto, é importante destacar o papel da hidrodinâmica atuando sobre os padrões de diversidade.

**Palavras-chave:** Microcrustáceos. Períodos hidrológicos. Características funcionais.

## **Environmental heterogeneity explains patterns of taxonomic and functional diversity- $\beta$ in Brazil's floodplains**

### ***ABSTRACT***

The environmental heterogeneity is a factor of great importance for diversity- $\beta$ . An increase in environmental heterogeneity favors changes in the species composition and replacement of functional groups, structured by "species sorting" because more species or functional features can coexist due to a greater opportunity to be occupied niches. The abundance data and functional traits of zooplankton community, and environmental variables were used to analyze the patterns of taxonomic and functional diversity- $\beta$  of microcrustaceans planktonic in dry and flooding periods in four Neotropical floodplains. It also evaluated the relationship between the taxonomic and functional diversity- $\beta$  of microcrustaceans and environmental heterogeneity. The results showed that environmental heterogeneity was significantly higher in the dry season only to the Amazonian floodplain. Taxonomic diversity- $\beta$  of microcrustaceans was significantly higher in the dry season in the Amazonian and Araguaia floodplain. The functional diversity- $\beta$  was significantly higher in the dry to the Amazonian floodplain and filled the Araguaia and Paraná. Environmental heterogeneity significantly explained the patterns of both facets of diversity- $\beta$ . It was concluded that the relationship heterogeneity-diversity- $\beta$  taxonomic was more correlated in the dry season, while the functional in flooding, highlighting the importance of these relations. This positive and significant relationship indicates that deterministic processes are at work and promote an increase in facets of diversity- $\beta$ , thus highlighting the importance of the mechanism "species sorting" for the planktonic community. However, it is important to highlight the role of hydrodynamics acting on diversity patterns.

**Keywords:** Microcrustaceans. Functional traits. Hydrological periods.

Dissertação elaborada e formatada  
conforme as normas de publicação  
científica *Freshwater Biology*.  
Disponível em:  
<[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-2427](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-2427)>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	16
2.1 ÁREA DE ESTUDO .....	16
2.2 AMOSTRAGEM DE CAMPO .....	17
2.3 ANÁLISE LABORATORIAL .....	18
2.4 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS .....	18
2.5 ANÁLISE DE DADOS .....	20
<b>3 RESULTADOS</b> .....	21
3.1 COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES .....	21
3.2 VARIÁVEIS AMBIENTAIS .....	21
3.3 DIVERSIDADE-B TAXONÔMICA E DIVERSIDADE-B FUNCIONAL DOS MICROCRUSTÁCEOS .....	23
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	26
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	31
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	32
APÊNDICE A - Tamanhos das espécies de microcrustáceos em cada planície de inundação nos distintos períodos hidrológicos. ....	40
APÊNDICE B - Tabela das características funcionais dos microcrustáceos das quatro planícies de inundação.....	42
APÊNDICE C - Inventário das espécies de microcrustáceos em cada período hidrológico das quatro planícies de inundação brasileiras. ....	44

## 1 INTRODUÇÃO

A diversidade- $\beta$  é um tema emergente na ecologia de comunidades e o conhecimento sobre seus padrões contribui para elucidar como as comunidades biológicas variam no tempo e no espaço. O termo diversidade- $\beta$  possui muitas definições, entretanto, em sua forma mais simples, pode ser interpretada como a dissimilaridade na composição de espécies entre localidades, incluindo desde pequenas a amplas escalas espaciais (Whittaker, 1972; Anderson *et al.*, 2006). Essa diversidade possui a capacidade de capturar melhor a dinâmica da regulação da biodiversidade em comparação com medidas mais simples como a riqueza de espécies (Wang *et al.*, 2012).

Decompor a diversidade- $\beta$  em dois componentes, “*turnover* e *nestedness*”, pode ajudar a entender os processos que podem influenciar a variação das assembléias no espaço e no tempo (Baselga, 2010). O primeiro o componente da diversidade mede a taxa de substituição de espécies de um local para outro (Whittaker, 1972; Koleff *et al.*, 2003), enquanto o segundo é responsável pelas diferenças entre as assembleias, e está ligado à perda e ao ganho de espécies de subconjuntos. Além disso, a diversidade- $\beta$  está diretamente relacionada com a diversidade- $\alpha$  (local) e com a diversidade- $\gamma$  (regional) (Whittaker, 1960, 1972; Vellend, 2001) e representa a ligação entre essas diversidades.

A diversidade- $\beta$  pode variar em função de processos determinísticos e estocásticos. Os processos determinísticos são baseados na Teoria de Nicho (Hutchinson, 1957), a qual prevê que mudanças na composição de espécies são promovidas por alterações nos filtros ambientais devido aos requerimentos das espécies e atuam em pequenas escalas espaciais. Por outro lado, os processos estocásticos atuam em grandes escalas espaciais e incluem dispersão, extinção e colonização (Hubbell, 2001; Shurin *et al.*, 2009).

A heterogeneidade ambiental é um fator de grande importância para a diversidade- $\beta$  (Heino, 2013; Astorga *et al.*, 2014). De acordo com Heino *et al.* (2014), a heterogeneidade ambiental é a variação de condições abióticas e/ou bióticas entre o conjunto de locais dentro de uma região (Anderson *et al.*, 2006). Um aumento da heterogeneidade ambiental favorece mudanças na composição de espécies, estruturada por “*species sorting*”, pois um maior número de espécies pode coexistir devido a uma maior oportunidade de nichos para serem ocupados (Leibold *et al.*, 2004; Bini *et al.*, 2014; Astorga *et al.*, 2014). Assim, a diversidade- $\beta$  responde positivamente a heterogeneidade ambiental (Astorga *et al.*, 2014; Heino *et al.*, 2014; Bozelli *et al.*, 2015; Maloufi *et al.*, 2016).

A maioria dos estudos que consideram os padrões de diversidade- $\beta$  tem analisado mudanças na composição taxonômica das espécies. No entanto, recentemente, uma nova

faceta da biodiversidade, a diversidade funcional, tem sido bastante utilizada. A diversidade funcional pode ser entendida como o valor (abundância) e a variedade (composição) das espécies e das suas características funcionais que estão relacionados com os processos do ecossistema (Tilman, 1997; Cianciaruso *et al.*, 2009; Laureto *et al.*, 2015). As características funcionais dos organismos são aquelas características fenotípicas que influenciam o seu *fitness* e o desempenho nos ecossistemas (Petchey & Gaston, 2006; Cianciaruso, 2009b; Swenson, 2014), e podem determinar, por exemplo, a capacidade competitiva das espécies (Begon & Wall, 1987; Callaway *et al.*, 2003), a habilidade de invasão (Sexton *et al.*, 2001; Richards *et al.*, 2006) e a resistência às perturbações (Reusch *et al.*, 2005, Gamfeldt & Kallstrom, 2007).

Independentemente da definição usada, é consenso que os estudos de diversidade funcional sempre consideram que os organismos interagem com o ambiente de uma forma dinâmica (Calow, 1987), analisando, assim, o verdadeiro papel dos organismos no ecossistema (Sobral & Cianciaruso, 2012). A vantagem da diversidade- $\beta$  funcional, quando comparada à diversidade- $\beta$  taxonômica, é que esta última considera as espécies como unidades equivalentes, onde todas as espécies têm a mesma importância no que diz respeito à quantidade de informação que carregam (Magurran, 2004). Enquanto que, a partir de um ponto de vista funcional, duas comunidades podem ser muito desiguais em termos de composição de espécies, com poucas espécies em comum, mas muito semelhantes funcionalmente (Villéger *et al.*, 2013; Cardoso *et al.*, 2014). Assim como na diversidade- $\beta$  taxonômica, a relação entre a diversidade- $\beta$  funcional e a heterogeneidade ambiental pode ser positiva. Isso ocorre porque a heterogeneidade ambiental pode promover a substituição de grupos funcionais (Loreau *et al.*, 2001), com consequente aumento da diversidade- $\beta$  funcional.

Planícies de inundação possuem uma elevada biodiversidade como resultado da variabilidade temporal, mediada pelo nível hidrológico, e da heterogeneidade espacial (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990; Opperman & Luster, 2010). O regime hidrológico é responsável por uma considerável troca de matéria e energia entre a planície e o rio principal, constituindo assim o principal fator de organização de comunidades aquáticas, levando os organismos a desenvolver diversas modificações funcionais, como o tamanho da população e a capacidade de colonizar novos *habitats* (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990).

A variação do nível de água em planícies de inundação pode afetar a variabilidade espacial de fatores biológicos e ambientais, pois de acordo com a “hipótese da homogeneização” (Thomaz *et al.*, 2007; Bozelli *et al.*, 2015), essa variabilidade é reduzida

nos períodos de cheia. Nesse período, uma grande quantidade de água do canal principal do rio é transportada com condições ambientais particulares e organismos aos ambientes próximos, conectando-os (Bozelli, 1992; Tockner *et al.*, 2000; Thomaz *et al.*, 2007; Bozelli *et al.*, 2015). Pelo contrário, no período de seca, os *habitats* possuem características diferentes por estarem mais isolados uns dos outros fazendo com que forças locais (por exemplo, as condições ambientais e a predação) atuem com intensidades diferentes em cada ambiente (Bozelli *et al.*, 2015; Dias *et al.*, 2016).

O zooplâncton tem grande importância para a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, participando ativamente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia entre os níveis tróficos, sendo um elo entre produtores e consumidores em *habitats* pelágicos (Melão, 1999; Gliwicz & Pijanowska, 1989; Dias *et al.*, 2014; Dias *et al.*, *subm.*). Além disso, essa comunidade é constituída por organismos com diferentes características funcionais, como o tamanho corporal, taxa reprodutiva e ciclo de vida, facilitando a colonização de distintos ambientes e respondendo rapidamente ao gradiente ambiental. Entre os organismos zooplanctônicos, destacam-se os microcrustáceos (cladóceros e copépodes), que foram o foco do estudo.

Entender os padrões de diversidade- $\beta$  do zooplâncton e seus fatores determinantes contribui para o entendimento dos processos dos ecossistemas aquáticos (Lopes *et al.*, 2014; Bozelli *et al.*, 2015; Soares *et al.*, 2015; Simões *et al.*, 2013). Contudo, ainda existem poucos estudos que avaliaram a diversidade funcional do zooplâncton de ambientes de água doce (e.g. Barnett *et al.*, 2007, 2013; Barnett & Beisner, 2007; Vogt *et al.*, 2013). Mais especificamente, estudos de diversidade- $\beta$  funcional relacionados com esse grupo (e.g. Pomerleau *et al.*, 2015) são escassos na área. A abordagem desses temas em conjunto é inovador no sentido de analisar a relação da heterogeneidade ambiental com a diversidade- $\beta$  incorporando além da diversidade taxonômica, aspectos funcionais dos microcrustáceos planctônicos e as diferenças entre períodos hidrológicos.

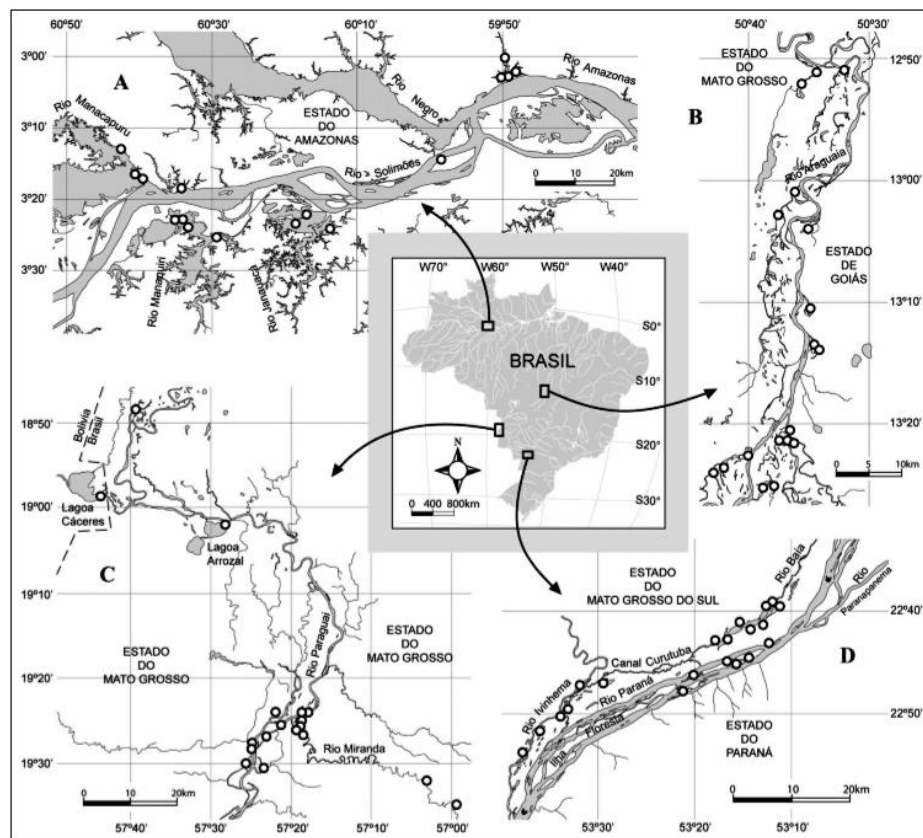
O objetivo foi analisar os padrões da diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional de microcrustáceos planctônicos em períodos de seca e cheia em planícies de inundação neotropicais. Foi avaliada ainda a relação entre a diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional de microcrustáceos e a heterogeneidade ambiental. As seguintes hipóteses foram formuladas: (i) a inundação promove uma diminuição da diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional de microcrustáceos e da heterogeneidade ambiental; (ii) a diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional aumentam com o aumento da heterogeneidade ambiental (iii) a relação diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional com a heterogeneidade ambiental é mais forte no período de seca,

quando essa heterogeneidade ambiental é maior e favorece uma maior dissimilaridade dos microcrustáceos.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado pelo projeto Sisbiota, em quatro grandes sistemas de planície de inundação brasileiros: planície de inundação do rio Amazonas, do rio Araguaia, do Pantanal Mato-grossense e do alto rio Paraná (Fig. 1).



**Fig. 1** Mapa da área de estudo com a localização dos pontos amostrados (círculos) em cada planície de inundação: A) Amazônica; B) Araguaia; C) Pantanal Mato-grossense e D) alto rio Paraná. Os círculos representam os pontos de amostragem.

A Amazônia é considerada um dos biomas mais importantes do planeta, abrindo mais de um terço das espécies de seres vivos existentes. A bacia hidrográfica amazônica é a maior do planeta Terra, com cerca de 7 milhões de quilômetros quadrados. Ao todo, seus rios despejam cerca de 12% de toda água superficial que chega aos oceanos, com uma vazão média de cerca de  $210.000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

A bacia do rio Araguaia possui cerca de 76 % da área de drenagem coberta pelo bioma Cerrado, que é considerado um dos 25 *hotspots* de biodiversidade do planeta. Além disso,



parte da sua área ainda compreende uma região de transição da floresta tropical úmida da Amazônica.

O Pantanal Mato-grossense é uma das maiores áreas úmidas contínuas do planeta. É um bioma único qualificado por alta produtividade biológica que se reflete em grande abundância de vida selvagem. Divide-se em onze sub-regiões muito distintas com características geomorfológicas e ecológicas próprias, e diferenças na época, altura e duração das enchentes (Silva & Abdon, 1998).

A área em estudo da planície de inundação do alto rio Paraná constitui o último trecho livre de represamento desse rio com importância fundamental na manutenção da biodiversidade na área. O rio Paraná, principal rio da bacia do Plata, é o décimo maior do mundo em descarga, e o quarto em área de drenagem (5,0.108 m<sup>3</sup>/ano; 2,8.106 km<sup>2</sup>, respectivamente), drenando todo o centro-sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar, nas proximidades da costa atlântica.

## 2.2 AMOSTRAGEM DE CAMPO

As amostragens dos microcrustáceos planctônicos ocorreram em 72 lagoas distribuídas nas quatro planícies: Amazonas (16 lagoas), Araguaia (18 lagoas), Pantanal (18 lagoas) e Paraná (20 lagoas). Essas amostras foram obtidas em dois períodos hidrológicos distintos (seca e cheia), nos anos de 2011 e 2012.

Esses organismos foram amostrados à sub-superfície da região limnética de cada lagoa, sendo filtrados 500 litros de água por amostra, com o auxílio de uma moto-bomba e uma rede de plâncton de 68- $\mu$ m de abertura de malha. As amostras foram fixadas com solução de formaldeído 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

As seguintes variáveis físicas e químicas da água foram obtidas à sub-superfície das regiões limnética de cada lagoa, para avaliar a heterogeneidade ambiental: profundidade (m), a qual foi usada como medida de variação entre os períodos hidrológicos (seca e cheia); pH e condutividade elétrica ( $\mu$ S cm<sup>-1</sup>) através de potenciômetros digital portátil (Digimed); alcalinidade total (Carmouze, 1994); oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>) e temperatura (°C) do ar e água com o auxílio de oxímetro digital portátil YSI, com termômetro acoplado. A transparência da coluna de água (m) foi determinada através de um disco de Secchi; a turbidez (NTU) através de turbidímetro portátil. As concentrações de nitrogênio total ( $\mu$ g L<sup>-1</sup>) e fosfato foram determinadas segundo Mackereth *et al.* (1978) e as de nitrato, amônia e fósforo total ( $\mu$ g L<sup>-1</sup>), de acordo com Giné *et al.* (1980), Koroleff (1976) e Golterman *et al.* (1978), respectivamente. As concentrações de clorofila-a ( $\mu$ g L<sup>-1</sup>) obtidas a partir de alíquotas de água

filtradas em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F), e os pigmentos foram extraídos com acetona 90%. A leitura foi realizada em espectrofotômetro (663 nm), sendo feita a correção para outros compostos dissolvidos e turbidez (Golterman *et al.*, 1978). O perímetro das lagoas (m) foi obtido através do programa de imagens Google Earth.

### 2.3 ANÁLISE LABORATORIAL

A identificação das espécies de microcrustáceos foi realizada com bibliografias especializadas: Dussart, 1984; Reid, 1985; Elmoor-Loureiro, 1997; Santos-Silva, 2000; Lansac-Tôha *et al.*, 2002 e Perbiche-Neves *et al.*, 2011. A abundância dos microcrustáceos (expressa em ind.m<sup>-3</sup>) foi determinada a partir da contagem dos organismos de três subamostragens com pipeta do tipo Hensen-Stempel (2,5 mL) em câmaras de Sedgewick-Rafter (modificado de Bottrell *et al.*, 1976) e contagem de 10% da amostra concentrada.

O tamanho do corpo dos microcrustáceos foi obtido usando um retículo micrométrico e uma objetiva de magnitude de 4x, em microscópio óptico, com precisão de 10 µm. Para os cladóceros, o comprimento do corpo foi estimado a partir da distância entre a extremidade superior da cabeça, sem o elmo, e o fim da carapaça, sem os espinhos (Hardy, 1989). Para a medida de comprimento do corpo dos copépodes foi considerada a distância entre a cabeça e o último segmento abdominal (Azevedo *et al.*, 2012). Essas medidas foram obtidas para as espécies de cada lagoa em cada planície de inundação, nos distintos períodos hidrológicos e, posteriormente, feita uma média com esses valores, a fim de capturar toda a variação no tamanho do corpo dos microcrustáceos (Apêndice A).

### 2.4 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS

A escolha das características funcionais é um aspecto importante para o cálculo de qualquer índice de diversidade funcional. As principais características de um organismo estão representadas por aqueles traços que melhor caracterizam a sua condição física e que se relacionam com funções fundamentais como alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência (Litchman *et al.*, 2013). Estas funções, por sua vez, dependem da combinação de características morfológicas, fisiológicas, comportamentais e da história de vida de cada organismo (Litchman *et al.*, 2013), o que permite a exploração de uma maior diversidade de nichos ecológicos (Fryer, 1968). As características funcionais usadas neste estudo foram escolhidas por terem a capacidade de descrever a resposta de um organismo às condições ambientais, por exemplo, tamanho do corpo, resposta de escape do predador e as relacionadas à alimentação (Barnett *et al.*, 2007).

O tamanho do corpo foi a primeira característica funcional selecionada, pois pode influenciar e controlar funções fundamentais para o organismo como as taxas de alimentação, de crescimento, metabólica, tempo de maturidade e fecundidade (e.g. Schmidt-Nielsen, 1984; Sibly & Calow, 1986; Brown & West, 2000) e, assim, determinar muitos atributos da ecologia de cada espécie, como, por exemplo, a capacidade competitiva e o desempenho demográfico (Hart & Bychek, 2011).

As demais características funcionais foram obtidas da literatura. No entanto, devido às dificuldades em obter os dados para todas as espécies, a maioria foi generalizada por gênero ou família (Apêndice B). A segunda característica funcional escolhida foi o *habitat* e os microcrustáceos foram classificados em litorâneos e pelágicos, de acordo com o local em que cada organismo pode ser encontrado com mais probabilidade. Os litorâneos foram definidos como os organismos que vivem associados a algum tipo de substrato, como sedimento, macrófitas ou algas filamentosas. E os pelágicos como organismos que vivem livremente na coluna de água aberta e são totalmente adaptados à vida planctônica.

Em relação à alimentação, duas principais características funcionais foram usadas: grupo trófico e hábito alimentar. O grupo trófico está relacionado com a preferência alimentar das espécies, as quais foram divididas, de uma maneira generalizada, em herbívoras e omnívoras. O hábito alimentar refere-se à forma de aquisição de alimentos e os cladóceros foram classificados em diferentes categorias de acordo com Barnett *et al.* (2007). Essas categorias estão relacionadas com a posição do aparelho de filtração de cada família: D-Filtrador (Família Moinidae e Daphniidae), B-Filtrador (Família Bosminidae), S-Filtrador (Família Sididae) e raspador (Família Chydoridae). Os raspadores se alimentam predominantemente por raspagem de partículas de algas. Os copépodes foram classificados em raptorial e filtrador, sendo os filtradores organismos que geram correntes de água, a qual é passada por algum tipo de estrutura filtradora e os raptorais, aqueles que buscam e capturam a presa ativamente.

A resposta de escape do predador está relacionada com a sobrevivência do organismo, pois é a capacidade que uma espécie possui em fugir de um ataque predatório (Allan, 1976). Pode ser afetada, por exemplo, pelo tamanho e formato do corpo (Brooks & Dodson, 1965), pela agilidade da natação e visibilidade de captura de um predador (Zaret, 1972). Todas as espécies foram classificadas numericamente de 1 a 4 (1= mais lento; 4= mais rápido) de acordo com a possível velocidade de escape.

## 2.5 ANÁLISE DE DADOS

Para caracterizar o ambiente a partir das variáveis físicas e químicas da água, nas lagoas e períodos hidrológicos amostrados, em cada planície de inundação, foi realizada uma análise de Componentes Principais (Principal Components Analysis – PCA). As variáveis ambientais, exceto o pH, foram transformadas em  $\log_{10}(x+1)$  e os eixos significativos foram selecionados seguindo o critério de Broken-Stick (Jackson, 1993).

Um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP), proposto por Anderson *et al.* (2006), foi realizado para estimar a heterogeneidade ambiental, a partir das variáveis limnológicas padronizadas, entre o conjunto de lagoas de cada período hidrológico dentro de cada planície de inundação. Neste caso, quanto maior for a distância média para o centróide em um espaço multivariado de uma ordenação PCoA (Anderson *et al.*, 2006), maior será a heterogeneidade ambiental. A matriz de dissimilaridade utilizada tipo de matriz foi a distância Euclidiana. A significância ( $p < 0,05$ ) das diferenças da variabilidade das condições ambientais entre os períodos hidrológicos foi testada através de um teste de permutação com 999 permutações.

A diversidade- $\beta$  taxonômica foi calculada pelo mesmo procedimento descrito acima (PERMDISP, Anderson *et al.*, 2006). Entretanto, neste caso, a matriz de distância utilizada, com base nos dados de composição taxonômica, foi altGower. As diferenças na diversidade- $\beta$  taxonômica entre os períodos hidrológicos dentro de cada planície de inundação foram testadas por meio de um teste de permutação com 999 aleatorizações.

Para o cálculo da diversidade- $\beta$  funcional foi construída uma matriz de composição funcional, composta pelo valor médio das características funcionais ponderado pela distância média das espécies em cada lagoa (CWM; Lavorel *et al.*, 2008). Nesse procedimento, é realizada uma multiplicação da matriz de traços funcionais (espécies x traços) pela matriz das comunidades (lagoas x espécies). Posteriormente, aplicou-se o mesmo procedimento citado acima (PERMDISP, Anderson *et al.*, 2006), sendo que a matriz de distância utilizada foi altGower, baseada nos dados de composição funcional (CWM). As diferenças na diversidade- $\beta$  funcional entre os períodos hidrológicos dentro de cada planície de inundação foram testadas por meio de um teste de permutação com 999 aleatorizações. Dessa forma, a métrica utilizada para calcular a diversidade- $\beta$  funcional foi a mesma da diversidade- $\beta$  taxonômica, o que as diferencia é a matriz, uma de composição funcional e a outra taxonômica, respectivamente.

A relação da diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional dos microcrustáceos planctônicos (variáveis resposta) com a heterogeneidade ambiental (variável preditora) foi testada através

de uma Análise de Covariância (ANCOVA; Gotelli & Ellison, 2004) para cada faceta da diversidade- $\beta$ . A covariável utilizada foi o período hidrológico. A hipótese do paralelismo foi testada antes, para analisar diferenças significativas na inclinação. Quando as diferenças significativas na inclinação foram encontradas, isto é, a falta de paralelismo, foi aplicado um modelo para "separate slopes". Por outro lado, quando diferenças não significativas na inclinação foram encontradas, foi aplicada a ANCOVA tradicional.

Os cálculos dos índices foram realizados no ambiente estatístico R (R Core Team 2012), com os pacotes "vegan" (Oksanen *et al.*, 2011) e "FD" (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté & Shipley 2011). As análises da ANCOVA foram feitas através do software Statistica 7.1 (Statsoft, 2005).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

A comunidade de microcrustáceos planctônicos está representada por 96 espécies (67 de cladóceros e 29 de copépodes). A planície Amazônica foi a que apresentou o maior número de espécies (66), sendo 39 espécies registradas no período de seca e 58 no período de cheia. Na do rio Araguaia foram registradas 48 espécies (25 no período de seca e 40 no período de cheia). Na planície do Pantanal Mato-Grossense, 59 espécies (42 no período de seca e 39 no período de cheia) e no rio Paraná, 53 espécies (44 no período de seca e 35 no período de cheia) e (Anexo 3). O maior número de espécies de microcrustáceos foi registrado no período de seca para as planícies do Pantanal Mato-Grossense e do rio Paraná, enquanto, nas planícies Amazônica e do Araguaia foi no período de cheia (Apêndice C).

#### 3.2 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

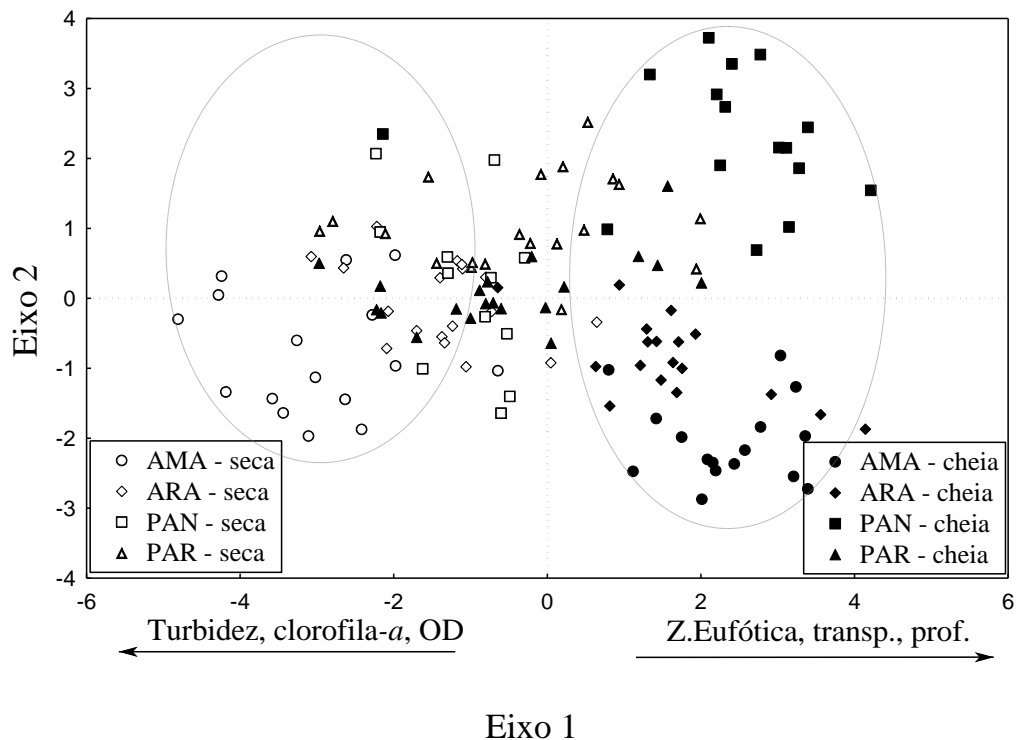
O primeiro eixo da PCA explicou sozinho 33,65% da variação dos dados. Esse eixo separou claramente a variação temporal, diferenciando as condições ambientais entre os períodos hidrológicos (seca e cheia) para a maioria das planícies. Apenas para a planície do alto rio Paraná não houve essa diferença marcante entre os períodos hidrológicos (Tabela 2; Fig. 2). O período de cheia foi influenciado positivamente pela profundidade da zona eufótica, transparência da água e profundidade e o período de seca, pelas variáveis turbidez, clorofila-a e oxigênio dissolvido (Tabela 1; Fig. 2).

O segundo eixo da PCA não foi significativo, mas separou as variáveis ambientais espacialmente, nos ambientes amostrados das planícies.

**Tabela 1** Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) a partir dos dados das variáveis físicas e químicas da água, nos diferentes locais e períodos de amostragem, obtidos para as quatro planícies de inundação brasileiras.

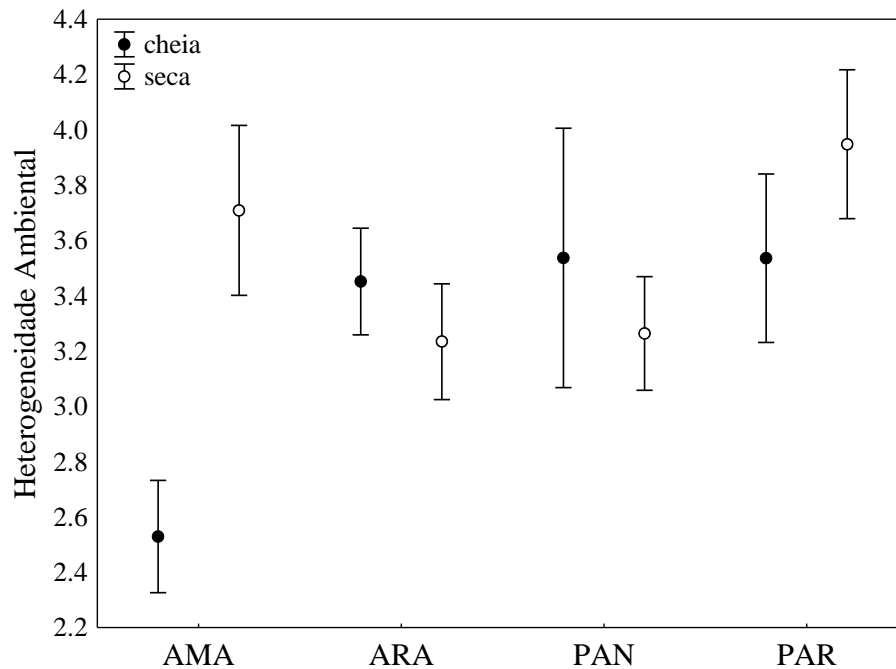
Variáveis Limnológicas	PCA 1
Perímetro	-0,06
Profundidade (m)	0,7*
Zona eufótica (m)	0,9*
Transparência	0,87*
Turbidez (NTU)	-0,88*
Temperatura água (°C)	-0,29
Oxigênio Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	-0,51*
pH	0,28
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	0,23
Clorofila-a (µg L <sup>-1</sup> )	-0,78*
Nitrato (µg L <sup>-1</sup> )	0,01
Amônia (µg L <sup>-1</sup> )	-0,47
Fosfato (µg L <sup>-1</sup> )	-0,41
<b>% de explicação</b>	<b>33,65</b>

\*Correlação significativa das variáveis no respectivo eixo.



**Fig. 2** Ordenação dos ambientes das planícies amostradas, representando as diferenças temporais e espaciais das variáveis ambientais, sumarizadas pela PCA (OD= oxigênio dissolvido; Z. Eufótica = zona eufótica; Transp. = transparência; Prof.= profundidade) (AMA = Amazônia; ARA = Araguaia; PAN = Pantanal; PAR = Paraná).

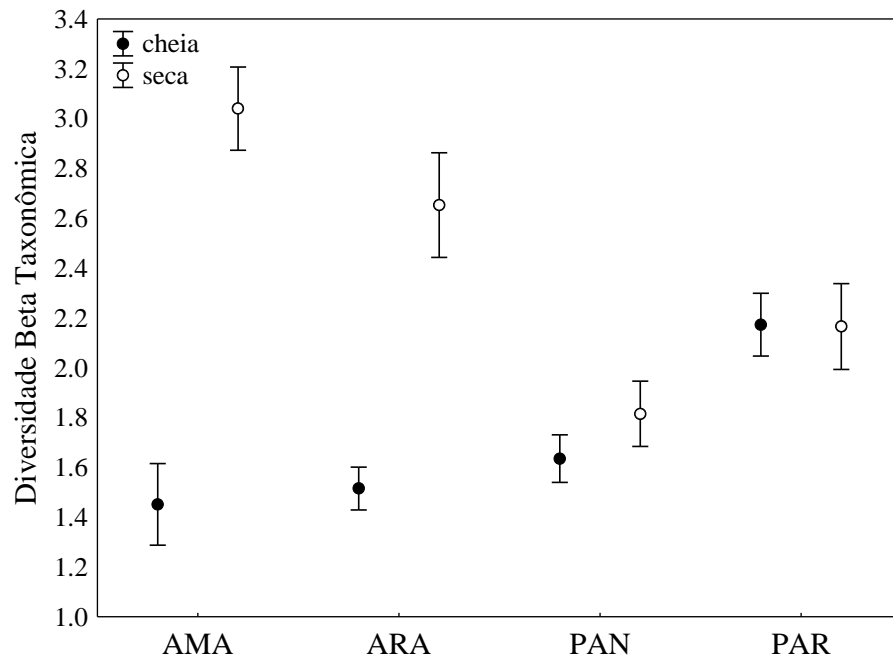
A heterogeneidade ambiental variou significativamente entre os períodos hidrológicos na planície Amazônica (Pseudo-F = 10,26;  $P = 0,003$ ) e foi maior no período de seca (distância média do centróide = 3,71) do que no período de cheia (distância média do centróide = 2,53). Não foram observadas diferenças significativas entre os períodos hidrológicos nas planícies do rio Araguaia (Pseudo-F = 0,58;  $P = 0,444$ ), do Pantanal (Pseudo-F = 0,23;  $P = 0,664$ ) e do rio Paraná (Pseudo-F = 1,03;  $P = 0,335$ ) (Fig. 3).



**Fig. 3** Heterogeneidade ambiental nos diferentes períodos hidrológicos e planícies de inundação (AMA = Amazônia; ARA = Araguaia; PAN = Pantanal; PAR = Paraná) (símbolo de círculo representa a média e barra, o erro padrão).

### 3.3 DIVERSIDADE-B TAXONÔMICA E DIVERSIDADE-B FUNCIONAL DOS MICROCRUSTÁCEOS

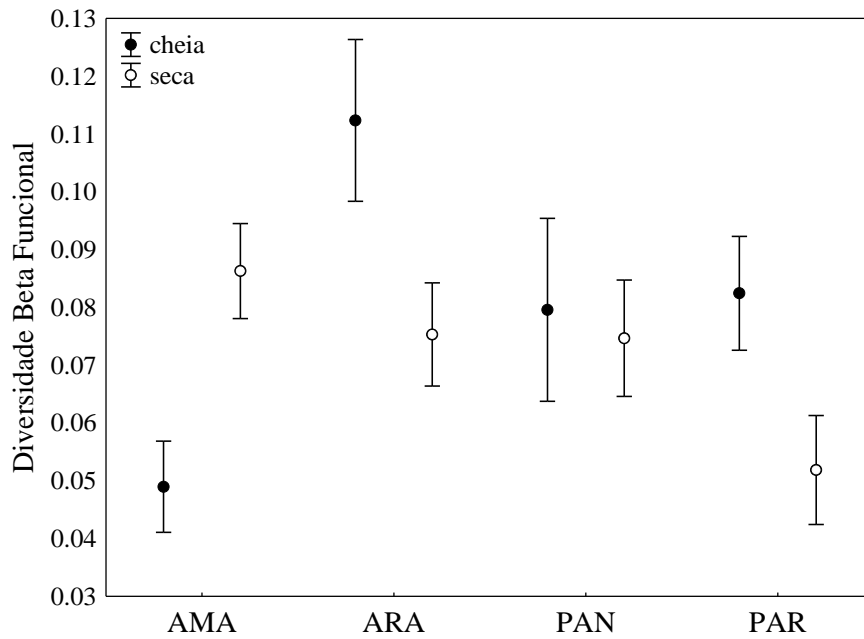
Na planície Amazônica, a diversidade- $\beta$  taxonômica foi significativamente maior durante o período de seca (Pseudo-F = 46,15;  $P < 0,001$ ). O mesmo ocorreu para a planície do rio Araguaia, onde a diversidade- $\beta$  taxonômica dos microcrustáceos também foi significativamente maior durante o período de seca do que na cheia (Pseudo-F = 25,18;  $P < 0,001$ ). Não foram observadas diferenças significativas na diversidade- $\beta$  taxonômica entre os períodos hidrológicos para as planícies do Pantanal (Pseudo-F = 1,29;  $P = 0,265$ ) e do rio Paraná (Pseudo-F < 0,01;  $P = 0,958$ ) (Fig. 4).



**Fig. 4** Diversidade- $\beta$  taxonômica de microcrustáceos planctônicos nos diferentes períodos hidrológicos e planícies de inundação (AMA = Amazônia; ARA = Araguaia; PAN = Pantanal; PAR = Paraná).

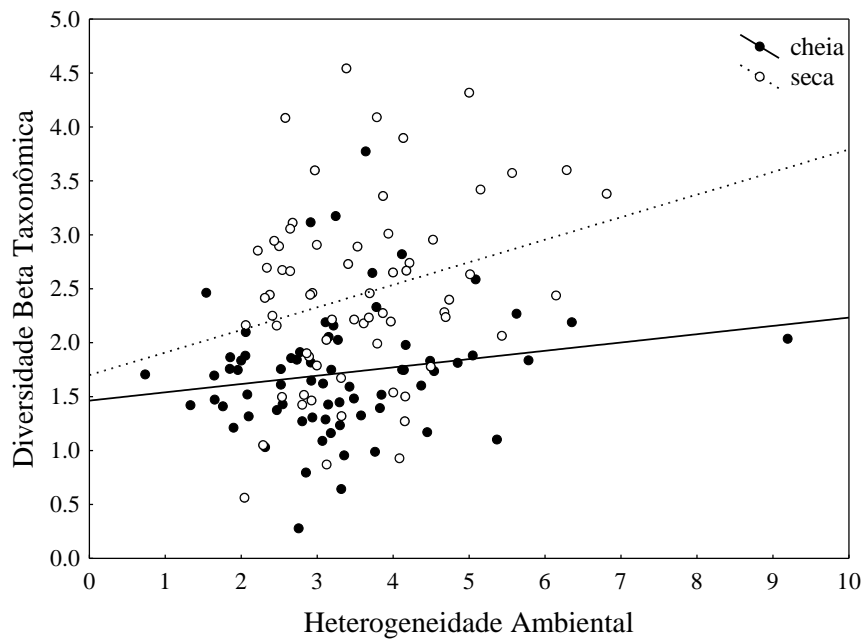
A diversidade- $\beta$  funcional dos microcrustáceos foi significativamente maior durante o período de seca na planície Amazônica (Pseudo-F = 10,72;  $P = 0,002$ ). Para a planície dos rios Araguaia (Pseudo-F = 4,97;  $P = 0,03$ ) e Paraná (Pseudo-F = 5,02;  $P = 0,026$ ), a diversidade- $\beta$  funcional dos microcrustáceos foi significativamente maior no período de cheia. Na planície do Pantanal, a diversidade- $\beta$  funcional não foi significativamente diferente entre os períodos hidrológicos (Pseudo-F = 0,05;  $P = 0,819$ ) (Fig. 5).





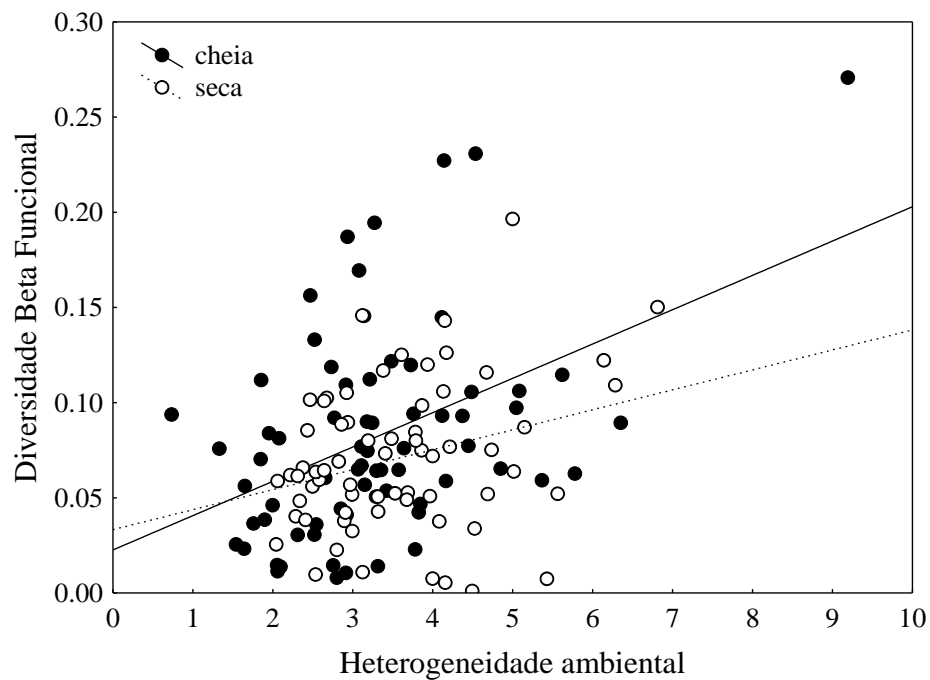
**Fig. 5** Diversidade- $\beta$  funcional de microcrustáceos planctônicos nos diferentes períodos hidrológicos e planícies de inundação (AMA = Amazônia; ARA = Araguaia; PAN = Pantanal; PAR = Paraná).

A diversidade- $\beta$  taxonômica dos microcrustáceos planctônicos teve uma relação positiva e significativa com a heterogeneidade ambiental (ANCOVA,  $F = 6,43$ ;  $P = 0,012$ ) e essa relação foi diferente entre os períodos. A taxa de incremento na diversidade- $\beta$  taxonômica foi maior no período de seca ( $R^2 = 0,05$ ;  $P = 0,03$ ) do que para o período de cheia ( $R^2 = 0,01$ ;  $P = 0,14$ ) (Fig. 6).



**Fig. 6** Relação entre a diversidade- $\beta$  taxonômica de microcrustáceos planctônicos e a heterogeneidade ambiental em cada período hidrológico das planícies de inundação.

A diversidade- $\beta$  funcional de microcrustáceos planctônicos também teve uma relação positiva e significativa com a heterogeneidade ambiental ( $F= 12,22$ ;  $P < 0,001$ ). Foi observada uma interação significativa entre a heterogeneidade ambiental e os períodos hidrológicos. A taxa de incremento na diversidade- $\beta$  funcional foi maior no período de cheia ( $R^2 = 0,17$ ;  $P < 0,001$ ) do que para o período de seca ( $R^2 = 0,06$ ;  $P = 0,010$ ) (Fig. 7).



**Fig. 7** Relação entre a diversidade- $\beta$  funcional de microcrustáceos planctônicos e a heterogeneidade ambiental em cada período hidrológico das planícies de inundação.

#### 4 DISCUSSÃO

A inundação promoveu a homogeneização das condições ambientais e da diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional na planície Amazônica, corroborando com a primeira hipótese. Resultado semelhante foi encontrado por Bozelli *et al.* (2015) para essa mesma planície para as condições ambientais e a diversidade- $\beta$  taxonômica. Elaborada com base na hipótese da “homogeneização pelo pulso de inundação” (Thomaz *et al.*, 2007), a qual sugere que com o aumento do nível de água do rio, há um aumento da conexão entre esse e os *habitats* aquáticos da planície de inundação, assim, fluxos horizontais são produzidos a partir do curso do rio para a planície (Neiff, 2001; Thomaz *et al.*, 2007; Bozelli *et al.*, 2015). Esse aumento da conectividade aumenta a troca de água, sedimentos e minerais entre os diferentes *habitats*. Portanto, a variabilidade das variáveis limnológicas diminui com o aumento dos níveis de água (Bozelli *et al.*, 2015). Observando os valores de algumas das variáveis ambientais mais

importantes para a variação temporal das condições ambientais, turbidez, oxigênio dissolvido e clorofila-a, é possível notar que essas variaram menos no período de cheia.

O pulso de inundação é a principal força motriz das planícies de inundação, pois determina o grau de conectividade e influencia a troca de material entre o canal do rio principal e a planície de inundação (Junk *et al.*, 1989). É também uma importante força de dispersão dos organismos zooplancônicos, cuja locomoção ativa é mais limitada (Simões *et al.*, 2013; Battauz *et al.*, 2015; Dias *et al.*, 2016). A abordagem do conceito do pulso de inundação (FPC; Junk *et al.*, 1989) promulgou a visão de que os rios e suas planícies de inundação são componentes integrados de um sistema único e dinâmico, ligados por fortes interações entre processos hidrológicos e ecológicos. A homogeneização das condições ambientais e dos componentes da diversidade- $\beta$  apenas para a planície Amazônica pode ter ocorrido pela maior intensidade da cheia causada pelo pulso de inundação (> 10 metros). Essa intensidade pode ser observada pelos altos valores de profundidade das lagoas durante o período de cheia, o que favorece uma conexão maior entre os *habitats* (valor médio de profundidade no período de seca 1,21m e 12,74m na cheia).

Para as demais planícies, não foi observado um padrão claro de homogeneização das condições ambientais e diminuição da diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional dos microcrustáceos. Em relação às condições ambientais, as planícies do Araguaia e do Pantanal apresentaram uma heterogeneidade maior na cheia, enquanto que a do Paraná na seca, mas nenhuma dessas relações foi significativa. Isso pode ter sido em função da ausência de uma cheia intensa que conectasse todos os ambientes, promovendo uma homogeneização ambiental, biótica e funcional. É possível observar para essas planícies uma baixa variação dos valores de profundidade entre os períodos hidrológicos.

Além das características limnológicas que se tornam mais semelhantes entre os *habitats* durante as cheias e que resultam na diminuição da diversidade- $\beta$  taxonômica como resposta (Bozzeli *et al.*, 2015), as cheias também aumentam as taxas de dispersão passiva, redistribuindo os organismos entre as lagoas (Gurnell *et al.*, 2008), contribuindo para a homogeneização das espécies (Gonzalez, 2009). Essa troca de organismos durante os períodos de cheia foi encontrada em outros estudos de zooplâncton (Lansac-Tôha *et al.*, 2004a; José de Paggi & Paggi, 2007; Simões *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2016) e pode ocorrer também entre os compartimentos de uma lagoa e não apenas entre os ambientes, devido à expansão horizontal dos mesmos (Simões *et al.*, 2012). A dispersão dos organismos também causa, conseqüentemente, a distribuição de mais características funcionais, principalmente, pelas interações entre os diferentes *habitats* de uma lagoa, cada um com características próprias.

A diminuição da diversidade- $\beta$  taxonômica no período de cheia foi corroborada para as planícies Amazônica e do Araguaia, e essa relação foi encontrada em outros estudos com zooplâncton (Bonecker *et al.*, 2005; Bozelli *et al.*, 2015). Para as demais planícies desse estudo, Pantanal Mato-grossense e Paraná, essa homogeneização não aconteceu e isso pode ter ocorrido devido à ausência de uma grande inundação, capaz de conectar todos os ambientes, como mencionado acima. Nesse sentido, a diminuição da dispersão dos microcrustáceos em períodos de seca promove um aumento da diversidade- $\beta$ , pois os organismos não conseguem atingir todos os ambientes, ou seja, são limitados pela dispersão (Heino *et al.*, 2013, Bini *et al.*, 2014). Em concordância com os resultados deste estudo, Dias *et al.* (2016) encontraram que os microcrustáceos foram mais limitados pela dispersão durante períodos de seca em lagoas da planície de inundação do Alto rio Paraná, em comparação com os demais organismos do zooplâncton.

Apenas a planície Amazônica mostrou uma homogeneização funcional dos microcrustáceos no período de cheia, indicando que houve uma grande diluição das características funcionais nesse período devido à presença de uma cheia intensa. A inundação favoreceu uma diminuição da diversidade- $\beta$  funcional. A planície do Pantanal não apresentou, novamente, uma diferença significativa na diversidade- $\beta$  funcional entre os períodos, o que mostra mais uma vez a ausência de uma inundação que favorecesse a troca de fauna e características funcionais entre os locais.

Para as planícies do Araguaia e do Paraná, o oposto foi encontrado, a diversidade- $\beta$  funcional foi maior durante o período de cheia, e isso pode ter ocorrido pela contribuição de espécies nesse período a partir de outros ambientes que são isolados durante a seca e que na cheia se conectam por causa do pulso de inundação (Lansac-Tôha *et al.*, 2004b). Estudos têm evidenciado a importância do carreamento de espécies da região litorânea para o compartimento planctônico com o aumento do nível de água (Maia-Barbosa *et al.*, 2008; Lansac-Tôha *et al.*, 2009). Outro fator que pode contribuir para o aumento da diversidade- $\beta$  funcional é a presença de macrófitas aquáticas, um importante fator estruturador do plâncton (Braghin *et al.*, 2016). Observando os dados de macrófitas desse estudo, pode-se observar uma diferença significativa da riqueza de espécies entre os períodos hidrológicos, sendo que o período de cheia apresenta a maior riqueza. Essa relação não foi encontrada apenas para o Paraná, embora essa planície tenha apresentado uma grande quantidade de espécies de macrófitas. Um recente estudo (Bolduc *et al.*, 2016) mostrou que a vegetação aquática submersa juntamente com variáveis ambientais são importantes fatores que influenciam a biomassa total do zooplâncton, a estrutura dessa comunidade e a diversidade funcional.

Dentro de ambientes aquáticos, a fauna de zooplâncton pode variar muito entre os compartimentos da região litorânea e pelágica. Dessa forma, quando ocorre a inundação, esta atinge a região litorânea, onde pode haver uma maior quantidade de determinadas características funcionais, como o *habitat* (litorâneo) e o hábito alimentar (raspador), diferentes das características da região pelágica. Afinal, é esperado que a região litorânea de lagoas tenha ambientes estruturalmente mais complexos, em função da presença de diferentes tipos de substratos e de populações locais de macrófitas aquáticas, favorecendo uma maior quantidade de nichos (Walseng *et al.*, 2006; Van Onsem *et al.*, 2010). Deste modo, também é esperado que estas regiões abriguem comunidades aquáticas mais diversificadas de espécies do que as regiões pelágicas (Warfe & Barmuta, 2006; Meerhoff *et al.*, 2007; Thomaz *et al.*, 2008), bem como, mais diversificadas funcionalmente. Essa perspectiva é válida para as comunidades zooplanctônicas (Manatunge *et al.*, 2000; Duggan *et al.*, 2001; Walseng *et al.*, 2006; Almeida *et al.*, 2006).

A segunda (ii) hipótese foi corroborada para ambos os componentes da diversidade- $\beta$ , os quais aumentaram com o aumento da heterogeneidade ambiental, mostrando que esta pode explicar os padrões das diversidades- $\beta$ . Essa mesma relação positiva foi encontrada em outros estudos de macroinvertebrados (Astorga *et al.*, 2015) e ciliados planctônicos (Segóvia *et al.*, em prep), contrastando com alguns outros que não encontraram essa mesma relação para o zooplâncton (Lopes *et al.*, 2014; Soares *et al.*, 2015) e para macroinvertebrados (Heino *et al.*, 2013).

Assim, como observado por Anderson (2006), houve uma associação positiva entre a variabilidade biológica e ambiental. Os locais de amostragem também podem ter auxiliado nos resultados, pois lagoas de planícies de inundação são altamente heterogêneas, diferindo no que diz respeito à origem, limnologia, hidrologia e características morfométricas (Carvalho *et al.*, 2001). Outros resultados mostraram que a heterogeneidade ambiental aumentaria a coexistência de espécies (Cardinale, 2011) e a variação da composição de espécies dentro de uma região (Ellingsen & Gray, 2002), através de um aumento na oportunidade de nichos a serem ocupados. Essa heterogeneidade ambiental pode ter oferecido diferentes e amplos nichos ambientais para as espécies de microcrustáceos, podendo elevar, nesses locais, a diversidade de espécies e de características funcionais. Isto poderia aumentar a diversidade funcional, levando a um conjunto de espécies mais complexas funcionalmente (Barnett & Beisner, 2007).

Os resultados do aumento dos componentes da diversidade- $\beta$  aumentando com a heterogeneidade ambiental são suportados pelas ideias de Grinnell (1917) e Hutchinson

(1957), que mostram que o nicho de uma espécie é determinado pelas características que lhe permitem reunir recursos, escapar de predadores e qualquer outro fator que possa influenciar as taxas relativas de natalidade e mortalidade. Por isso, as características funcionais são importantes para o cálculo da diversidade, por estarem ligadas a essas funções ecológicas dos organismos. O nicho também pode ser descrito como as interações que uma espécie tem com os fatores bióticos e abióticos do ambiente e que condicionam a existência desta (Elton, 1927). Em outras palavras, o nicho une as distribuições dos organismos com o seu ambiente, de tal modo que as condições ambientais influenciam a abundância, composição, características funcionais e distribuição destes.

De acordo com a terceira hipótese, a relação diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional seria mais forte no período de seca quando a heterogeneidade ambiental é maior e favorece uma maior dissimilaridade dos microcrustáceos. Os resultados suportaram essa terceira hipótese apenas para a diversidade- $\beta$  taxonômica, a qual apresentou uma taxa de incremento maior para o período de seca do que para o período de cheia. A heterogeneidade ambiental pode ter facilitado uma maior diferenciação de nichos e isso foi refletido em uma maior diversidade de espécies não similares. No período de seca, forças locais atuam mais fortemente e com diferentes intensidades em cada ambiente, criando *habitats* com diferentes características (Thomaz *et al.*, 2007; Simões *et al.*, 2012; Bozelli *et al.*, 2015), o que pode facilitar o aumento dessa diversidade de espécies. O resultado da PCA mostrou que a turbidez, a clorofila-a e o oxigênio dissolvido podem ter sido essas forças locais que atuaram no período de seca e essas variáveis tem o poder de influenciar diretamente os microcrustáceos. A turbidez e clorofila-a podem representar uma medida da produtividade do sistema e isso favorece uma maior quantidade de nichos, aumentando a diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional.

Para a diversidade- $\beta$  funcional a relação com a heterogeneidade ambiental foi positiva e significativa, mas foi dependente do período hidrológico. A diversidade- $\beta$  funcional apresentou um padrão inverso daquele da diversidade- $\beta$  taxonômica, sendo que a relação foi mais forte no período de cheia, exceto para a Amazônia que se enquadrou em todas as hipóteses. Essa relação pode estar relacionada com a grande contribuição funcional das espécies litorâneas, dispersando características funcionais diferentes das encontradas nas regiões pelágicas. Nesse período, as espécies litorâneas são carregadas para o plâncton e contribuem para manter os processos ecossistêmicos, como a produção secundária do plâncton. É sabido por meio de outros estudos da alta contribuição dessa região litorânea para o aumento do número de espécies (Rossa *et al.*, 2001; Maia-Barbosa *et al.*, 2008). Analisando

as espécies encontradas nos ambientes de coleta (*Alona guttata*, *Macrothrix mira*, *Macrocyclops albidus* e *Mesocyclops ellipticus*, entre outras) e suas características funcionais é possível ver que a maioria das espécies de microcrustáceos de hábito litorâneo e raspadores estão presentes no período de cheia. É como se houvesse um acréscimo de função no ecossistema durante esse período. Esse aumento de traços funcionais explica a dependência dos períodos hidrológicos na relação entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade- $\beta$  funcional.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ambas as diversidade- $\beta$ , taxonômica e funcional, foram explicadas pela heterogeneidade ambiental, pois de uma maneira geral, a beta funcional foi maior no período de cheia e a beta taxonômica no período de seca. E a relação heterogeneidade-diversidade- $\beta$  taxonômica foi mais correlacionada no período de seca, enquanto a da funcional no de cheia. Os resultados destacam a importância dessas relações. A relação positiva e significativa entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade- $\beta$  taxonômica e funcional indica que processos determinísticos estão atuando e promovem um aumento dos componentes da diversidade- $\beta$ , destacando, assim, a importância do mecanismo “species sorting” para a comunidade planctônica. Entretanto, é importante destacar o papel da hidrodinâmica atuando sobre os padrões de diversidade.

## REFERÊNCIAS

- Allan J.D (1976) Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110, 165-180.
- Almeida V.L.S., Larrazábal M.E.L., Moura A.N. & Júnior M.M. (2006) Rotifera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(4), 445-451.
- Anderson M.J., Ellingsen K.E. & McArdle B.H. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9, 683– 693.
- Astorga A., Death R., Death F., Paavola R., Chakraborty M. & Muotka T. (2014) Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, 4, 2693–2702.
- Azevedo F., Dias J.D., Braghin L.S.M., Bonecker C.C. (2012) Length–weight regressions of the microcrustacean species from a tropical floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 01-11.
- Barnett A.J., Finlay K. & Beisner B.E. (2007) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52, 796–813.
- Barnett A.J. & Beisner B.E. (2007) Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. *Ecology*, 88, 1675–1686.
- Barnett A.J., Finlay K. & Beisner B.E. (2013) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52, 796–813.
- Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global. Ecology and Biogeography*, 19, 134-143.
- Battaaz Y.S., José De Paggi S.B. & Paggi J.C. (2015) Endozoochory by an ilyophagous fish in the Paraná River floodplain: a window for zooplankton dispersal. *Hydrobiologia*, 755,161–171.
- Begon M. & Wall R. (1987) Individual variation and competitor coexistence: a model. *Functional Ecology*, 1, 237–241.
- Bini L.M., Landeiro V.L., Padial A.A., Siqueira T. & Heino J. (2014) Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology*, 95, 1569–1578.
- Bolduc P., Bertolo A. & Pinel-Alloul B. (2016) Does submerged aquatic vegetation shape zooplankton community structure and functional diversity? A test with a shallow fluvial lake system. *Hydrobiologia*, 778, 151–165.
- 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 Paraná River floodplain (Paraná State – Mato Grosso do Sul State, Brazil). *Hydrobiologia*, 546, 405–414.



Bottrell H.H., Duncan A., Gliwicz Z.M., Gryiek E., Hezig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P. & Weglenska T. (1976) A Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24, 419–456.

Bozelli R.L., Thomaz S.M., Roland F. & Esteves F.A. (1992) Variações nictemerais e sazonais de alguns fatores limnológicos na represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 6, 53-66.

Bozelli R.L., Thomaz S.M., Padial A.A., Lopes P.M., Bini L.M. (2015) Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753, 233-241.

Braghin L.S.M, Simões N.R & Bonecker C.C. (2016) Hierarchical effects of local factors on zooplankton species diversity. *Inland Waters* (in press).

Brooks J.L., Dodson S.I. (1965) Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150 (3692), 28–35.

Brown J.H. & West G.B. (2000) *Scaling in Biology*. Oxford University Press, Oxford.

Callaway R.M., Pennings S.C. & Richards C.L. (2003) Phenotypic plasticity and interactions among plants. *Ecology*, 84, 1115–1128.

Calow P. (1987) Towards a definition of functional ecology. *Functional Ecology*, 1, 57-61.

Cardinale B. J. (2011) Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472, 86–89.

Cardoso P., Rigal F., Carvalho J.C., Fortelius M., Borges P.A.V., Podani J. & Schmera D. (2014) Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, 41, 749–761.

Carmouze J.P. (1994) *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. Edgard Blüncher/SBL, São Paulo.

Carvalho P., Bini L.M., Thomaz S.M., Oliveira L.G., Robertson B., Tavechio W.L.G., Darwisch A.J. (2001) Comparative limnology of South-American lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, 23, 265–273.

Chase, J. M. 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science*, 328, 1388–1391.

Cianciaruso M.V., Silva I.A. & Batalha M.A. (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9, 93-103.

Dias J.D., Bonecker C.C. & Miracle M.R. (2014) The rotifer community and its functional role in lakes of a neotropical floodplain. *International Review of Hydrobiology*, 99, 72–83.

- Dias J.D., Simões N.R., Meerhoff M., Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bonecker C.C. (2016) Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, 1–17.
- Duggan I.C., Green J.D., Thompson K. & Shiel R.J. (2001) The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biology*, 46, 777–786.
- Dussart B.H. (1984) Some Crustacea Copepoda from Venezuela. *Hydrobiologia*, 113, 25–67.
- Ellingsen K. & Gray J.S. (2002) Spatial patterns of benthic diversity: Is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *Journal of Animal Ecology*, 71, 373–389.
- Elmoor-Loureiro M.A.L. (1997) Manual de Identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília, 155pp.
- Elton C. (1927). *Animal Ecology*. Sedgwick and Jackson, London.
- Fryer G. (1968). Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 254, 221–285.
- Gamfeldt L. & Kallstrom B. (2007) Increasing intraspecific diversity increases predictability in population survival in the face of perturbations. *Oikos*, 116, 700–705.
- Giné M.F., Bergamin F., Zagatto E.A.G., & Reis B.F. (1980). Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta*, 114, 191–197.
- Gliwicz Z.M. & Pijanowska J. (1989). The role of predation in zooplankton succession. In: *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities* (Eds U. Sommer), pp. 253–296. Springer-Verlag, New York.
- Golterman H.L., Clymo R.S., & Ohmstad M.A.M. (1978). Methods for physical and chemical analyses of fresh waters. *Blackwell Scientific Publication*, Oxford.
- Gonzalez A. (2009) Metacommunities: spatial community ecology. In: *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. Wiley, Chichester.
- Gotelli N.J. & Ellison A.M. (2004) *A primer of ecological statistics*. Massachusetts: Sinauer Associates. 479 p.
- Grinnell J. (1917) The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk*, 34, 427–433.
- Gurnell A., Thompson K., Goodson J. & Moggridge H. (2008) Propagule deposition along river margins: linking hydrology and ecology. *Journal of Ecology*, 96, 553–565.
- Hardy E.R. (1989) Effect of temperature, food concentration and turbidity on the life cycle characteristics of planktonic cladocerans in a tropical lake. Central Amazon: Field and Experimental work. London: University of London.

- Hart R.C., Bychek E.A. (2011) Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. *Hydrobiologia*, 668, 61-108.
- Heino J., Gröönroos M., Ilmonen J., Karhu T., Niva M. & Paasivirta L. (2013) Environmental heterogeneity and beta diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, 32, 142–154.
- Heino J., Melo A.S. & Bini L.M. (2014) Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, 60, 223-235.
- Hubbell S.P. (2001) *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University, Princeton.
- Hutchinson G.E. (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22, 415–427.
- Jackson D.A. (1993) Stopping rules in principal components analysis: Comparison of heuristic and statistical approaches. *Ecology*, 74, 2204-2214.
- José De Paggi S.J. & Paggi J.C. (2007) Zooplankton. In: *The Middle Paraná River: limnology of a subtropical Wetland* (Eds M.H. Iriondo, J.C. Paggi & M.J. Parma), pp. 229-245. New York: Springer.
- Junk W.J., Bayley P.B. & Sparks R.E. (1989) The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science*, 106, 110–117.
- Koleff P., Gaston K.J. & Lennon J.J. (2003) Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72, 367–382.
- Koroleff K.J.H. (1976) Determination of ammonia. In: *Methods of seawater analysis* (Eds E. Grasshoff & E. Kremling), pp. 117-181. Verlag Chemie Wheinhein, New York.
- Laliberté E. & Legendre P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305.
- Laliberté E. & Shipley B. (2011) Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. Package FD. R statistical framework. 1–27.
- Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M., Higuti J., Takahashi E.M. (2002) Cyclopidae (Crustacea, Copepoda) from the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62, 125-133.
- Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bonecker C.C. (2004a) Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation* (Eds S.M. Thomaz, A.A. Agostinho & N.S. Hahn), pp. 145-190. Leiden: Backhuys Publishers.
- Lansac-Tôha F.A., Bonecker C.C., Velho L.F.M., Takahashi E.M. & Nagae M.Y. (2004b) Zooplankton in the Upper Paraná River Floodplain: Composition, Richness, Abundance and

Relationships with the Hydrological Level and the Connectivity. In: *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. LTER - Site 6 - (PELD-Sítio 6) (Eds A.A. Agostinho, L. Rodrigues, L.C. Gomes, S.M. Thomaz & L.E. Miranda, pp. 75–84. Eduem.

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*, 69, 539-549.

Laureto L.M.O, Cianciaruso M.V., & Samia D.S.M. (2015) Functional diversity: an overview of its history and Applicability. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 13, 112–116.

Lavorel S., Grigulis K., McIntyre S., Williams N.S.G., Garden D., Dorrough J., Berman S., Quétier F., Thébault A. & Bonis A. (2008) Assessing functional diversity in the field - methodology matters! *Functional Ecology*, 22,134-147.

Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., Holt R.D., Shurin J.B, Law R., Tilman D., Loreau M. & Gonzalez A. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613.

Litchman E., Ohman M.D. & Kiorboe T. (2013) Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, 35, 473–484.

Lopes P.M., Bini L.M., Declerck S.A.J., Farjalla V.F., Vieira L.C.G., Bonecker C.C. et al. (2014) Correlates of zooplankton beta diversity in tropical lake systems. *PLoS One*, 9, e109581.

Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P, Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & Wardle D.A. (2001) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, 294 (5543), 804-808.

Mackereth F.J.H., Heron J., Talling J.F. (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biology Association Science Publication*, 36, Titus Wilson e Sons, Kendal.

Magurran A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.

Maia-Barbosa P.M., Peixoto R.S. & Guimarães A.S. (2008) Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 68 (4, Suppl.), 1069-1078.

Maloufi S., Catherine A., Mouillot D., Louvard C., Couté A., Bernard C. & Troussellier M. (2016) Environmental heterogeneity among lakes promotes hyper b-diversity across phytoplankton communities. *Freshwater biology*, 61, 633–645.

Manatunge J., Asaeda T. & Priyadarshana T. (2000) The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: A study using artificial submerged macrophytes, *Environmental Biology of Fishes*, 58, 425-438.

Meerhoff M., Iglesias C., De Mello F.T., Clemente J.M., Jensen E., Lauridsen T.L. & Jeppesen E. (2007) Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, 52, 1009-1021.

Melão M.G.G. (1999) Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de Cladóceros e Copépodos de águas continentais brasileiras. In: *Perspectivas da Limnologia no Brasil* (Eds M.L.M. Pompêo), pp. 45-57. São Luís, Gráfica e Editora União.

Neiff J.J. (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 5, no. 6, 424-441.

Neiff J.J. (2001) Diversity in some tropical wetlands systems of South America. In: *Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation* (Eds B. Gopal, W.J. Junk, & J.A. Davis), pp. 157-186. Leiden: Backhuys.

Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O'Hara R.B., Simpson G.L., Stevens M.H.H. & Wagner H. (2011) Vegan: community ecology package. Version 1.17-11. Available from: <<http://vegan.r-force.r-project.org/>>.

Opperman J., Luster R. (2010) Ecologically functional floodplains: connectivity, flow regime, and scale. *Journal of the American Water Resources Association*, 46, 211–226.

Perbiche-Neves G., Boxshall G., Previattelli D., Rocha, C.E.F. & Nogueira, M.G. (2015) Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of de la Plata River Basin (South America). *ZooKeys* (Online), 497, 1-111.

Petchey O.L. & Gaston K.J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741-758.

Pomerleau C., Sastri A.R., Beisner B.E. (2015) Evaluation of functional trait diversity for marine zooplankton communities in the Northeast subarctic Pacific Ocean. *Journal of Plankton Research*, 37(4), 712–726.

R Core Team. (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Available: <http://www.R-project.org/>.

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). *Bolletim de Zoologia*, 9, 17-143.

Reusch T.B.H., Ehlers A., Hammerli A. & Worm B. (2005) Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Science*, 102, 2826–2831.

Richards C.L., Bossdorf O., Muth N.Z., Gurevitch J. & Pigliucci M. (2006) Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters*, 9, 981–993.

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 Paraná river floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(1), 45-53.

Santos-Silva E.M. (2000) Revisão das espécies do “complexo nordestinus” (Wright, 1935) de *Notodiaptomus* Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae). Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.

Schmidt-Nielsen K. (1984) *Scaling: Why Is Animal Size So Important?*. Cambridge University Press, Cambridge.

Sexton J.P., McKay J.K. & Sala A. (2001) Plasticity and the genetic diversity may allow saltcedar to invade cold climates in North America. *Ecological Applications*, 12, 1652–1660.

Shurin J.B., Cottenie K. & Hillebrand H. (2009) Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, 159, 151–159.

Sibly R.M. & Calow P. (1986) *Physiological Ecology of Animals*. Blackwell, Oxford.

Silva J.S.V. & Abdon M.M. (1998) Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33, 1703-1711.

Simões N.R., Lansac-Tôha F.A., Velho L.F.M. & Bonecker C.C. (2012) Intra and inter-annual structure of zooplankton communities in floodplain lakes: a long-term ecological research study. *Revista de Biologia Tropical*, 60, 1819-1836.

Simões N.R., Lansac-Tôha F.A. & Bonecker C.C. (2013) Drought disturbances increase temporal variability of zooplankton community structure in floodplains. *International Review of Hydrobiology*, 98, 24–33.

Soares C. E., Velho L.F.M, Lansac-Tôha F.A., Bonecker C.C., Landeiro V.L. & Bini L.M. (2015) The likely effects of river impoundment on beta-diversity of a floodplain zooplankton metacommunity. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 13, 74–79.

Statsoft Incorporation. (2005) *Statistica*. Tulsa: Statsoft Inc.

Sobral F.L. & Cianciaruso M.V. (2012) Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re) montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal*, 28, 617-631.

Swenson N.G., (2014). *Functional and Phylogenetic Ecology in R*. Springer, New York.

Thomaz S.M., Bini L.M., Bozelli R.L. (2007) Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1–13.

Thomaz S.M., Dibble E.D., Evangelista L.R., Higuti J. & Bini L.M. (2008) Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53, 358-367.

- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie P. & Siemann E. (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277, 1300–1302.
- Tockner K., Malard F. & Ward J.V. (2000) An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14, 2861–2883.
- Van Onsem S., De Backer S. & Triest L. (2010) Microhabitat-zooplankton relationship in extensive macrophyte vegetations of eutrophic clear-water ponds. *Hydrobiologia*, 656(1), 67–81.
- Vellend M. (2001) Do commonly used indices of b-diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science*, 12, 545–552.
- Villéger S., Grenouillet G. & Brosse S. (2013) Decomposing functional  $\beta$ -diversity reveals that low functional  $\beta$ -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 671–681.
- Vogt R.J., Peres-Neto P.R. & Beisner B. (2013) Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, 122, 1700–1709.
- Walseng B., Hessen D.O., Halvorsen G. & Schartau A.K. (2006) Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnology and Oceanography*, 51, 2600–2606.
- Wang J., Soininen J., Zhang Y., Wang B., Yang X. & Shen J. (2012) Patterns of elevational beta diversity in microand macroorganisms. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 743–750.
- Warfe D.M. & Barmuta L.A. (2006) Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia*, 150, 141–154.
- Whittaker R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279–338.
- Whittaker R.H. (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- Zaret T.M. (1972) Predator-Prey interaction in a tropical lacustrine ecosystem. *Ecology*, 53, 248–257.

APÊNDICE A - Tamanhos das espécies de microcrustáceos em cada planície de inundação nos distintos períodos hidrológicos.

Tamanhos (mm)	Amazônica			Araguaia			Pantanal			Paraná		
	seca	cheia	Média	seca	cheia	Média	seca	cheia	Média	seca	cheia	Média
<i>Moina minuta</i>	0.411	0.435	0.423	0.396	0.37	0.383	0.346	0.424	0.385	0.4	0.375	0.3875
<i>Moina micrura</i>	0.461	0.392	0.4265	0.386	0.36	0.373	0.371	0.382	0.3765		0.402	0.402
<i>Moina reticulata</i>	0.54	0.489	0.5145				0.366	0.478	0.422		0.75	0.75
<i>Moina rostrata</i>	0.496	0.487	0.4915					0.565	0.565			
<i>Bosmina hagmanni</i>	0.35	0.35	0.35	0.321	0.315	0.318	0.257	0.264	0.2605	0.294	0.311	0.3025
<i>Bosmina frey</i>	0.346		0.346				0.405	0.375	0.39		0.248	0.248
<i>Bosmina tubicen</i>	0.337	0.337	0.337	0.305		0.305		0.267	0.267	0.289	0.29	0.2895
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0.251	0.265	0.258	0.223	0.222	0.2225	0.218	0.238	0.228	0.225	0.229	0.227
<i>Bosminopsis brandorffi</i>		0.375	0.375			0.337						
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0.363	0.317	0.34	0.314	0.277	0.2955	0.285	0.317	0.301	0.337	0.304	0.3205
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>		0.317	0.317									
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>								0.3	0.3			
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>		0.425	0.425	0.314		0.314	0.391	0.391				
<i>Ceriodaphnia richardi</i>		0.55	0.55									
<i>Daphnia gessneri</i>	0.816	0.595	0.7055		0.575	0.575				0.604	0.616	0.61
<i>Simocephalus latirostris</i>		1.4	1.4									
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0.588	0.588	0.588	0.525	0.462	0.4935	0.542		0.542	0.54	0.501	0.5205
<i>Diaphanosoma brevireme</i>		0.6	0.6	0.565	0.433	0.499	0.443	0.61	0.5265	0.7	0.577	0.6385
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	0.619	0.639	0.629	0.565	0.7	0.6325	0.487		0.487	0.574		0.574
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	0.641	0.6	0.6205		0.515	0.515				0.42	0.8	0.61
<i>Diaphanosoma polypina</i>		0.675	0.675	0.58		0.58						
<i>Latonopsis australis</i>								0.35	0.35			
<i>Sarsilatonella serricauda</i>							1.91		1.91			
<i>Acroperus tupinamba</i>		0.437	0.4375					0.375	0.375	0.3	0.3	0.3
<i>Alona broanensis</i>					0.3	0.3	0.258		0.258			
<i>Alonella clathratula</i>		0.3	0.3									
<i>Alona dentifera</i>							0.225		0.225	0.337		0.337
<i>Alona guttata</i>		0.42	0.42		0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25		0.25
<i>Alona intermedia</i>		0.45	0.45				0.25		0.25	0.425		0.425
<i>Coronatella monocantha</i>	0.25		0.25		0.25	0.25	0.225	0.227	0.226	0.237	0.291	0.264
<i>Alona ossiani</i>								0.45	0.45	0.337		0.337
<i>Coronatella poppei</i>	0.312	0.287	0.2995	0.283	0.312	0.2975	0.271	0.241	0.256	0.313	0.258	0.2855
<i>Anthalona verrucosa</i>	0.325	0.275	0.3		0.284	0.284	0.266		0.266	0.243		0.243
<i>Alonella dadayi</i>	0.204	0.217	0.2105	0.262	0.262	0.262	0.258	0.228	0.243	0.214	0.212	0.213
<i>Bergamina lineolata</i>							0.31		0.31	0.31		0.31
<i>Camptocercus australis</i>		0.525	0.525		0.475	0.475				0.49		0.49
<i>Chydorus eurynotus</i>	0.3	0.315	0.3075		0.3	0.3	0.175	0.269	0.222	0.225	0.25	0.2375
<i>Chydorus nitidulus</i>							0.225	0.2	0.2125			
<i>Chydorus parvareticulatus</i>		0.302	0.3025					0.225	0.225	0.35	0.25	0.3
<i>Chydorus pubescens</i>	0.25	0.25	0.25				0.3	0.3	0.3		0.2875	0.2875
<i>Dadaya macrops</i>							0.31		0.31			
<i>Dunhevedia odontoplax</i>		0.25	0.25							0.46	0.46	0.46
<i>Ephemeroporus barroisi</i>										0.27		0.27
<i>Ephemeroporus hybridus</i>					0.25	0.25	0.245		0.245	0.26		0.26
<i>Ephemeroporus tridentatus</i>					0.225	0.225		0.245	0.245	0.31		0.31
<i>Euryalona brasiliensis</i>		0.382	0.3821429	0.475		0.475	0.35	0.4	0.375	0.362	0.362	0.362
<i>Euryalona orientalis</i>	0.575	0.452	0.5135		0.625	0.625		0.5875	0.5875			
<i>Graptoleberis occidentalis</i>					0.391	0.391						
<i>Karualona muelleri</i>	0.275	0.275	0.275		0.49	0.49	0.325	0.325	0.325			
<i>Kurzia polypina</i>		0.45	0.45							0.6		0.6
<i>Kurzia longirostris</i>		0.5	0.5									
<i>Leydigia ipojucae</i>										0.7		0.7
<i>Leydigopsis brevirostris</i>		0.76	0.76		0.475	0.475						
<i>Leydigopsis curvirostris</i>				0.475	0.475	0.475		0.375	0.375			
<i>Niesmirnovius cf. fitzpatricki</i>		0.312	0.312		0.35	0.35	0.325	0.337	0.331		0.325	0.325
<i>Niesmirnovius incredibilis</i>		0.312	0.312									
<i>Notoalona sculpta</i>	0.325	0.387	0.356	0.355	0.355	0.355	0.312	0.312	0.312	0.375	0.375	0.375
<i>Oxyurella ciliata</i>				0.44		0.44						
<i>Picripleuroxus similis</i>								0.258	0.258			
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	0.329	0.432	0.3805	0.352	0.352	0.352	0.362	0.413	0.3875	0.244	0.25	0.247
<i>Guermella raphaelis</i>		0.287	0.287		0.3	0.3						
<i>Grimaldina brazzai</i>		0.412	0.412		0.46	0.46	0.425	0.408	0.4165	0.9		0.9
<i>Macrothrix elegans</i>	0.39		0.39		0.305	0.305	0.262	0.225	0.2435	0.375	0.25	0.3125
<i>Macrothrix laticornis</i>					0.262	0.262				0.375		0.375
<i>Macrothrix superaculeata</i>	0.483	0.416	0.4495									
<i>Macrothrix squamosa</i>	0.275		0.275		0.265	0.265	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4
<i>Macrothrix mira</i>		0.416	0.416									
<i>Macrocyclops albidus</i>		0.128	0.128									
<i>Mesocyclops ellipticus</i>								0.914	0.914			
<i>Mesocyclops longisetus curvatus</i>	0.86		0.86				0.743		0.743			
<i>Mesocyclops meridianus</i>	0.86	0.96	0.91	0.75	0.75	0.75	0.743	0.914	0.8285	0.887	0.731	0.809
<i>Metacyclops laticornis</i>		0.695	0.695				0.812	0.812	0.812			
<i>Microcyclops alius</i>		0.574	0.574								0.575	0.575
<i>Microcyclops anceps</i>	0.521	0.574	0.5475	0.6	0.59	0.595	0.555	0.6	0.5775	0.75		0.75
<i>Microcyclops finitimus</i>				0.545	0.545	0.545	0.555		0.555			





APÊNDICE B - Tabela das características funcionais dos microcrustáceos das quatro planícies de inundação.

	Hábitat	Grupo Trófico	Hábito Alimentar	Escape de predador
<i>Moina minuta</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Moina micrura</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Moina reticulata</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Moina rostrata</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Bosmina hagmanni</i>	pelágico	herbívoro	B-filtrador	2
<i>Bosmina frey</i>	pelágico	herbívoro	B-filtrador	2
<i>Bosmina tubicen</i>	pelágico	herbívoro	B-filtrador	2
<i>Bosminopsis deitersi</i>	pelágico	herbívoro	B-filtrador	2
<i>Bosminopsis brandorffi</i>	pelágico	herbívoro	B-filtrador	2
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Ceriodaphnia richardi</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Daphnia gessneri</i>	pelágico	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Simocephalus latirostris</i>	litorâneo	herbívoro	D-filtrador	2
<i>Diaphanosoma birgei</i>	pelágico	herbívoro	S-filtrador	2
<i>Diaphanosoma brevireme</i>	pelágico	herbívoro	S-filtrador	2
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	pelágico	herbívoro	S-filtrador	2
<i>Diaphanosoma spimulosum</i>	pelágico	herbívoro	S-filtrador	2
<i>Diaphanosoma polyspina</i>	pelágico	herbívoro	S-filtrador	2
<i>Latonopsis australis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	2
<i>Sarsilatona serricauda</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	2
<i>Acroperus tupinamba</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alona broanensis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alonella clathratula</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alona dentifera</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alona guttata</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alona intermedia</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Coronatella monocantha</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alona ossiani</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Coronatella poppei</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Anthalona verrucosa</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Alonella dadayi</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Bergamina lineolata</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Camptocercus australis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Chydorus eurynotus</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Chydorus nitidulus</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Chydorus parvareticulatus</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Chydorus pubescens</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Dadaya macrops</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Dunhevedia odontoplax</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Ephemeroporus barroisi</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Ephemeroporus tridentatus</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Euryalona brasiliensis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Euryalona orientalis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Graptoleberis occidentalis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Karualona muelleri</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Kurzia polyspina</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1

<i>Kurzia longirostris</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Leydigia ipojucae</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Leydigiaopsis brevisrostris</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Leydigiaopsis curvisrostris</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Nicsmirmovius cf fitzpatricki</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Nicsmirmovius incredibilis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Notoalona sculpta</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Oxyurella ciliata</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Picripleuroxus similis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Guernella raphaelis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Grimaldina brazzai</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Macrothrix elegans</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Macrothrix laticornis</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Macrothrix superaculeata</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Macrothrix squamosa</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Macrothrix mira</i>	litorâneo	herbívoro	raspador	1
<i>Macrocyclus albidus</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Mesocyclops ellipticus</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Mesocyclops longisetus curvatus</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Mesocyclops meridianus</i>	pelágico	omnívoro	raptorial	3
<i>Metacyclops laticornis</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Microcyclus alius</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Microcyclus anceps</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Microcyclus finitimus</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Paracyclops chiltoni</i>	litorâneo	omnívoro	raptorial	3
<i>Thermocyclops decipiens</i>	pelágico	omnívoro	raptorial	3
<i>Thermocyclops minutus</i>	pelágico	omnívoro	raptorial	3
<i>Argyrodiaptomus nhumirim</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Dactyloidiaptomus pearsei</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Dasydiaptomus coronatus</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Diaptomus ohlei</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus anisitsi</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus coniferoides</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus deitersi</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus henseni</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus iheringi</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus isabelae</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus simmilimus</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Rhacodiaptomus calatus</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i>	pelágico	herbívoro	filtrador	4
<i>Oithona amazonica</i>	pelágico	omnívoro	raptorial	4
<i>Oithona gessneri</i>	pelágico	omnívoro	raptorial	4

APÊNDICE C - Inventário das espécies de microcrustáceos em cada período hidrológico das quatro planícies de inundação brasileiras.

CLADÓCEROS	Amazônica		Araguaia		Pantanal		Paraná	
	seca	cheia	seca	cheia	seca	cheia	seca	cheia
<b>Bosminidae</b>								
<i>Bosmina haggmanni</i> Stügelin, 1904	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bosmina frey</i> De Melo & Hebert, 1994	+				+	+	+	
<i>Bosmina tubicen</i> Brehm, 1939	+	+	+			+	+	+
<i>Bosminopsis brandorffi</i> Rey & Vásquez, 1989		+		+				
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>Chydoridae</b>								
<i>Acroperus tupinamba</i> Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010		+				+	+	+
<i>Alona broanensis</i> Smirnov & Matsumura-Tundisi, 1984				+	+			
<i>Alona dentifera</i> (Sars, 1901)					+		+	
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862		+		+	+	+	+	
<i>Alona intermedia</i> Sars, 1862		+			+		+	
<i>Alona ossiani</i> Sinev, 1998						+	+	
<i>Alonella dadayi</i> Birge, 1910	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alonella clathratula</i> Sars, 1896		+						
<i>Anthalona verrucosa</i> (Sars, 1901)	+			+	+		+	
<i>Bergamina lineolata</i> (Sars, 1901)					+		+	
<i>Camptocercus australis</i> Sars, 1896		+		+			+	
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	+	+		+	+	+	+	+
<i>Chydorus nitidulus</i> (Sars, 1901)					+	+		
<i>Chydorus parvireticulatus</i> Frey, 1897		+				+	+	+
<i>Chydorus pubescens</i> Sars, 1901	+	+			+	+		+
<i>Coronatella monacantha</i> (Sars, 1901)	+			+	+	+	+	+
<i>Coronatella poppei</i> (Richard, 1897)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dadaya macrops</i> (Dadaya, 1898)					+			
<i>Dunhevedia odontoplax</i> Sars, 1901		+					+	+
<i>Ephemeroporus barroisi</i> (Richard, 1894)							+	
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Dadaya, 1905)				+	+		+	
<i>Ephemeroporus tridentatus</i> (Bergamin, 1931)				+		+	+	
<i>Euryalona brasiliensis</i> Brehm & Thomsen, 1936		+	+		+	+	+	+
<i>Euryalona orientalis</i> (Dadaya, 1898)	+	+		+		+		
<i>Graptoleberis occidentalis</i> Sars, 1901				+				
<i>Karualona muelleri</i> (Richard, 1897)	+	+		+	+			
<i>Kurzia polyspina</i> Hudec, 2000		+					+	
<i>Kurzia longirostris</i> (Dadaya, 1898)		+						
<i>Leydigia ipojucae</i> Brehm, 1938							+	
<i>Leydigiaopsis brevirostris</i> Brehm, 1938		+		+				
<i>Leydigiaopsis curvirostris</i> Sars, 1901			+	+		+		
<i>Nicsmirnovius cf. fitzpatricki</i> (Chien, 1970)		+		+	+	+		+
<i>Nicsmirnovius incredibilis</i> (Smirnov, 1984)		+						
<i>Notoalona sculpta</i> (Sars, 1901)		+	+	+	+	+	+	+
<i>Oxyurella ciliata</i> Bergamin, 1939			+					
<i>Picripleuroxus similis</i> (Vávra, 1900)						+		
<b>Daphniidae</b>								
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902		+	+			+		
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E. Müller, 1867						+		
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)		+						
<i>Ceriodaphnia richardi</i> Sars, 1901		+						
<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967	+	+		+			+	+
<i>Simoccephalus latirostris</i> Stügelin, 1906		+						

<b>Ilyocriptidae</b>								
<i>Ilyocryptus spinifer</i> Herrich, 1884	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>Macrothricidae</b>								
<i>Grimaldina brazzai</i> Richard, 1892		+		+	+	+	+	
<i>Guernella raphaelis</i> Richard, 1892		+		+				
<i>Macrothrix elegans</i> Sars, 1901	+				+	+	+	+
<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)					+			+
<i>Macrothrix mira</i> Smirnov, 1982		+						
<i>Macrothrix squamosa</i> Sars, 1901	+				+	+	+	+
<i>Macrothrix superaculeata</i> ( Smirnov, 1982)	+	+						
<b>Moinidae</b>								
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	+	+	+	+	+	+		+
<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Moina reticulata</i> (Daday, 1905)	+	+			+	+		+
<i>Moina rostrata</i> McNair, 1980	+	+				+		
<b>Sididae</b>								
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korineck, 1981	+	+	+	+	+		+	+
<i>Diaphanosoma brevireme</i> Sars, 1901		+	+	+	+	+	+	+
<i>Diaphanosoma fluviatile</i> Hansen, 1899	+	+	+	+	+		+	
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975	+	+		+			+	+
<i>Diaphanosoma polyospina</i> Korovchink, 1982			+	+				
<i>Latonopsis australis</i> Sars, 1888						+		
<i>Sarsilatona serricauda</i> Sars, 1901					+			
<b>COPÉPODES</b>								
<b>Cyclopidae</b>								
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)		+						
<i>Mesocyclops ellipticus</i> Kiefer, 1936						+		
<i>Mesocyclops longisetus curvatus</i> (Trhieband, 1914)	+				+			
<i>Mesocyclops meridianus</i> (Kiefer, 1926)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Metacyclops laticornis</i> (Lowndes, 1934)		+			+	+		
<i>Microcyclops alius</i> (Kiefer, 1935)		+						+
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1887)	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Microcyclops finitimus</i> Dussart, 1984			+	+	+			
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson, 1882)				+	+			
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>Diaptomidae</b>								
<i>Argyrodiaptomus nhumirim</i> Reid, 1997						+		
<i>Dactyloidiaptomus pearsei</i> (Wright, 1927)	+	+						
<i>Dasyloidiaptomus coronatus</i> (Sars, 1901)	+							
<i>Diaptomus ohlei</i> Brandorff, 1978	+	+						
<i>Notodiaptomus amazonicus</i> (Wright, 1935)	+	+						
<i>Notodiaptomus anisitsi</i> (Daday, 1905)							+	
<i>Notodiaptomus cearensis</i> (Wright, 1936)			+					+
<i>Notodiaptomus coniferoides</i> (Wright, 1927)					+	+		+
<i>Notodiaptomus deütersi</i> (Poppe, 1891)								+
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)			+	+	+	+	+	+
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)								+
<i>Notodiaptomus isabelae</i> (Wright, 1936)					+		+	+
<i>Notodiaptomus similimus</i> Cicchino <i>et al.</i> , 2001	+	+						
<i>Notodiaptomus</i> cf. <i>spiniferus</i> (Dussart, 1985)			+		+			
<i>Rhacodiaptomus calatus</i> Brandorff, 1973	+							
<i>Rhacodiaptomus retroflexus</i> Brandorff, 1973	+	+						
<b>Oithonidae</b>								
<i>Oithona amazonica</i> Burckhardt, 1913	+	+						
<i>Oithona guessneri</i> Kiefer, 1954	+	+						