

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

TAISE MIRANDA LOPES

**Determinantes da diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região  
litorânea de lagoas de inundação**

Maringá  
2013

TAISE MIRANDA LOPES

**Determinantes da diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região  
litorânea de lagoas de inundação**

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. Luiz Carlos Gomes

Maringá  
2013

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

L864d

Lopes, Taise Miranda, 1986-

Determinantes da diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região litorânea de lagoas de inundação / Taise Miranda Lopes. -- Maringá, 2013.  
38 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

1. Peixes de água doce - Nichos ecológicos - Região litorânea de lagoas - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Peixes de água doce, Assembleia de - Variáveis ambientais - Região litorânea de lagoas - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Peixes de água doce - Regressão múltipla - Diversidade  $\alpha$  - Variáveis ambientais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.178209816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

TAISE MIRANDA LOPES

**Determinantes da diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região  
litorânea de lagoas de inundação**

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 pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
DBI-Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rosemara Fugi  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui  
Universidade do Estado do Mato Grosso do Sul

Prof. Dr. Ricardo Massato Takemoto  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Suplente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maristela Cavicchioli Makrakis  
Universidade do Oeste do Paraná (Suplente)

Aprovada em: 01 de março de 2013.

Local de defesa: Sala de aula 101, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico esse trabalho aos meus pais Edison Lopes e Ivana Miranda Lopes, meus maiores incentivadores.

## AGRADECIMENTOS

Acima de tudo agradeço a Deus, sempre guiando meus passos e iluminando meus caminhos, és a minha força para seguir em frente em todos os momentos de dificuldade; Em especial aos meus pais, Edison e Ivana, que sempre me apoiaram para nunca desistir dos meus sonhos;

Aos meus irmãos Talita e Thiago, que sempre se orgulharam do que eu faço;

Ao André Peterlini, pelo incentivo e companheirismo desde o início do mestrado;

Ao meu orientador Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes, pela orientação, pelo incentivo e todo o tempo disponibilizado, sempre me ajudando muito, sendo muitas vezes um paizão;

Aos membros da banca, Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Rosemana Fugi, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui, Prof. Dr. Ricardo Massato Takemoto e Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Maristela Cavicchioli Makrakis pelo tempo disponibilizado e pelas possíveis contribuições ao trabalho;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia em Ambientes Aquáticos Continentais (PEA);

A todos os professores do PEA que contribuíram grandemente a minha formação;

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização deste trabalho;

A todos os funcionários do Nupélia que de maneira direta e indireta contribuíram para a realização dessa pesquisa;

A Pesquisa de Longa Duração (PELD) pelo financiamento dessa pesquisa;

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa de estudos concedida;

Ao amigo Rômulo Behrend pelas contribuições nas análises estatísticas e na correção do texto;

A todos meus amigos que sempre estiveram presente de certa forma em minha vida, apoiando e incentivando;

Em especial as amigas Nathália Chioro, Camila Costa e Grazieli Taietti

A amiga Bruna Belini, pela amizade e por todas as nossas conversas no banquinho da UEM;

A todos meus amigos de laboratório, pelas contribuições em meus trabalhos, e os momentos de descontração nos bares da zona 7 e nos famosos churrascos;

A todos os amigos da turma de mestrado, em especial a Ana Paula, Diogo, Priscila, Jascieli e Bárbara.

"Espero no Senhor com todo o meu ser e na sua  
palavra ponho a minha esperança"  
(Salmos 130:5)

## **Determinantes da diversidade $\alpha$ da assembleia de peixes da região litorânea de lagoas de inundação**

### **RESUMO**

O nicho ecológico pode ser descrito como a gama de características ambientais que determinada espécie requer para atingir um crescimento populacional positivo. A teoria do nicho ecológico visa determinar a maneira como agrupamentos de espécies são distribuídos na natureza, sob a influência das variáveis ambientais e das interações biológicas. Variáveis ambientais são fatores que estruturam as assembleias espacial e temporalmente. Testou-se a hipótese de que a diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná esta associada às variáveis ambientais. Para verificar quais os principais determinantes da diversidade  $\alpha$  foram estudadas 16 lagoas pertencentes aos sistemas Baía, Ivinhema e Paraná. As coletas foram realizadas trimestralmente, de março a dezembro de 2010, e as variáveis ambientais medidas foram: a área, profundidade e riqueza de macrófitas (variáveis estruturais do habitat); temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e transparência da água (variáveis físico-químicas), clorofila-*a*, nitrogênio total, fósforo total e material particulado total (variáveis de produtividade). Os peixes foram coletados com redes de arrasto na região litorânea das lagoas. A riqueza de espécies de peixes foi menor no mês de março e maior no mês de setembro. Para a riqueza, a ANOVA foi significativa para o fator mês, sendo que março foi diferente de todos os meses. Já em relação à equitabilidade nenhum fator foi significativo. Os padrões de similaridade na composição da assembleia de peixes foram verificados através da NMDS. A PERMANOVA verificou diferença significativa na composição das espécies de peixes entre os fatores mês e sistema, de forma que em cada sistema, os meses apresentaram tendências diferenciadas. Com o intuito de verificar as variáveis ambientais determinantes da riqueza de espécies foi feita uma regressão múltipla com os escores da PCA (variáveis explanatórias; que sumarizou os dados de estrutura de habitat, variáveis físico-químicas e de produtividade) e a diversidade  $\alpha$  (variável resposta), que evidenciou que o eixo 2 da PCA foi significativo no modelo. As variáveis que mais se relacionaram com o eixo 2 da PCA foram profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido. Assim, a diversidade  $\alpha$  foi influenciada pelo aumento da profundidade das lagoas no mês de março, quando ocorreu intensa cheia, que propiciou um aumento na quantidade de matéria orgânica na coluna d'água (decomposta mais rapidamente devido às altas temperaturas) e, conseqüentemente, diminuição das concentrações de oxigênio. Dessa forma, a associação dessas três variáveis foram as principais determinantes da diversidade  $\alpha$  de espécies de peixes da região litorânea das lagoas de inundação do alto rio Paraná.

**Palavras-chave:** Teoria de nicho. Profundidade. Assembleia de peixes. Regressão múltipla.



## **Determinants of diversity $\alpha$ of the fish assemblage of the littoral region of floodplain lakes**

### ***ABSTRACT***

Ecological niche can be described as a range of environmental features that particular species requires to achieve a positive population growth. The theory of ecological niche is based on the determination of how groups of species are distributed in nature, and the influence of environmental variables, as well as the biological interactions. The environmental variables are a major factor structuring communities, spatially and temporally. We tested the hypothesis that the fish community in the littoral region of floodplain lakes of the upper Paraná River is related to environmental variables, which reflect the physical structure of the habitats, water features (physicochemical variables) and productivity. To determine the main determinants of diversity  $\alpha$  of fish assemblage, a total of 16 environs belonging to the rivers Baía, Ivinhema and Paraná were sampled. Samples were collected quarterly from March to December 2010, and the environmental variables measured were: area, depth and macrophytes species richness (structural habitat variables); temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity and water transparency – Secchi depth (physic-chemical variables); chlorophyll-*a*, total nitrogen, total phosphorus and total suspended solids (variables of productivity). Fish were collected with seining nets in the littoral region of the lakes. Fish species richness was lower in March and higher in September and evenness presented an inverse trend. For species richness, ANOVA was significant for the factor month, and March was different from the other months. Evenness did not differ among the considered factors. The patterns of similarity in the composition of the fish assemblage were summarized by NMDS. The PERMANOVA identified significant differences in the composition of fish species among the factors month and system, and their interaction, indicating that the trend in the months depended the system considered. To determine the environmental variables related to diversity  $\alpha$ , a multiple regression was conducted, using the scores of PCA axes retained for interpretation as explanatory variables, and diversity  $\alpha$  as response variable (axis 2 of the PCA was significant to the model). Environmental variables most related to axis 2 of the PCA were depth, temperature and dissolved oxygen. Thus, diversity  $\alpha$  was influenced by the increased depth of the floodplain lakes in March, which led to an increase in the amount of organic matter in the water column (quickly decomposed due to high temperatures) and, consequently, to a decrease in the concentrations of oxygen. Thus, the combination of these three variables was the main determinants of the diversity  $\alpha$  of the fish assemblage of the littoral region of these floodplain lakes.

**Keywords:** Ecological niche. Depth. Fish assemblage. Multiple Regression.

Dissertação de Mestrado elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em:  
<<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	12
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	12
2.2	AMOSTRAGEM.....	13
2.3	ANÁLISE DOS DADOS .....	15
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	17
3.1	CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DO HABITAT .....	17
3.2	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS .....	18
3.3	CARACTERÍSTICAS DE PRODUTIVIDADE.....	19
3.4	LEVANTAMENTO ICTIOFAUNÍSTICO .....	20
3.5	ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES .....	20
3.6	ASSOCIAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE $\alpha$ E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS .....	22
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	24
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	27
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	29
	APÊNDICE A - Média e desvio padrão das variáveis estruturadoras de habitat .....	34
	APÊNDICE B - Média e desvio padrão das variáveis físico-químicas ... ..	35
	APÊNDICE C - Média e desvio padrão das variáveis de produtividade .....	36
	APÊNDICE D - Lista de espécies de peixes coletados nas lagoas ... ..	37

## 1 INTRODUÇÃO

O nicho ecológico pode ser descrito como a gama de características ambientais que determinada espécie requer para atingir um crescimento populacional positivo (Chase, 2011), sendo que na ausência de espécies é definido como nicho fundamental e na presença de outras espécies como nicho realizado (Hutchinson, 1975). Os componentes do nicho ecológico das espécies (fatores abióticos e bióticos) se relacionam (Leibold, 1995) e influenciam a habilidade de uma espécie em persistir em determinada localidade (Chase, 2011; Varughese, 2011). Assim, a teoria do nicho ecológico visa determinar a maneira como agrupamentos de espécies são distribuídos na natureza (Begon et al., 2008), verificando a influência das variáveis ambientais (Patten, 1978; Rahel, 1984; Tales & Berrebi, 2007; Varughese, 2011) e das interações biológicas (Holt et al., 1994; Berlow, 1999; Werner & Peacor, 2003; Hoeinghaus & Pelicice, 2010).

As variáveis ambientais são os principais fatores que estruturam as comunidades (Rutherford, 1999), tanto espacial quanto temporalmente. Os padrões espaciais e temporais na estruturação das assembleias de peixes são resultados de complexos relacionamentos ecológicos entre as espécies, estando limitados pelas características ambientais e pela sua composição específica, os quais estabelecem mecanismos de consistentes variações espaço-temporais no uso do espaço limitado (Welcomme, 1979; Matthews, 1998). Os sistemas de inundação são ótimos ambientes para avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a estrutura das assembleias (Junk et al., 1989) na escala espaço temporal. Isto porque esses sistemas são fortemente influenciados pelo pulso de inundação, que é a principal força que regula a estrutura das comunidades biológicas, resultando em mudanças espaciais e temporais nas características físico-químicas em diferentes escalas (regional e local) (Junk et al., 1989; Neiff, 2001; Thomaz et al., 2007). Além disso, apresentam uma grande heterogeneidade de habitats (rios, canais, lagoas e ressacos) com diferentes estruturações no espaço físico, devido à presença de bancos de macrófitas aquáticas (Henry & Costa, 2003).

Os ambientes mais alterados pelos pulsos de inundação são as lagoas e os ressacos. Esses ambientes são locais de águas lentamente renovadas, que apresentam padrões verticais e horizontais nas variáveis físicas, químicas e biológicas, as quais influenciam diretamente a composição, a estrutura e a dinâmica das assembleias de peixes (Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al., 1998; Winemiller et al., 2000;

Suarez et al., 2001; Miranda & Lucas, 2004). Além disso, as lagoas são ambientes heterogêneos em relação às características físicas do habitat (forma, a área superficial, profundidade, grau de conexão com o rio principal) (Agostinho et al., 2007a) e a produtividade (Ludsin et al., 2001). Ainda, a presença das macrófitas nas lagoas proporciona maior complexidade na estrutura desses habitats (Dibble et al., 1996; Agostinho et al., 2003) contribuindo para que o ambiente comporte uma maior riqueza de espécies (McCoy & Bell, 1991; Agostinho et al., 2007b; Gomes et al., 2012).

No período de águas altas, as lagoas se conectam ao rio principal promovendo assim a dispersão dos peixes entre os diferentes ambientes (Agostinho et al., 1997). No entanto, na época de seca, a probabilidade de acesso a outros ambientes diminui devido ao isolamento dos ambientes, ocorrendo uma redução na área e volume das lagoas, alterando as variáveis ambientais (Loureço & Mateus, 2007) e intensificando os processos de competição e predação (Petry et al., 2003). Dessa forma, para determinar o motivo pelo qual as espécies conseguem ou não persistir em determinada localidade, é necessário considerar os fatores abióticos, possibilitando assim um amplo entendimento da estrutura e dinâmica das assembleias de peixes de lagoas de inundação e também de caracterizar os padrões de distribuição espacial da ictiofauna na região litorânea.

Assim, este trabalho testou a hipótese de que a comunidade de peixes da região litorânea de ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná está associada às variáveis ambientais que refletem as características estruturais do habitat, características físico-químicas e características de produtividade. Pretende também elaborar um modelo matemático com capacidade de explicar a riqueza de espécies de peixes, considerando todas as variáveis ambientais simultaneamente. Dessa maneira, é esperado que sejam definidos quais os principais determinantes da diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região litorânea de lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

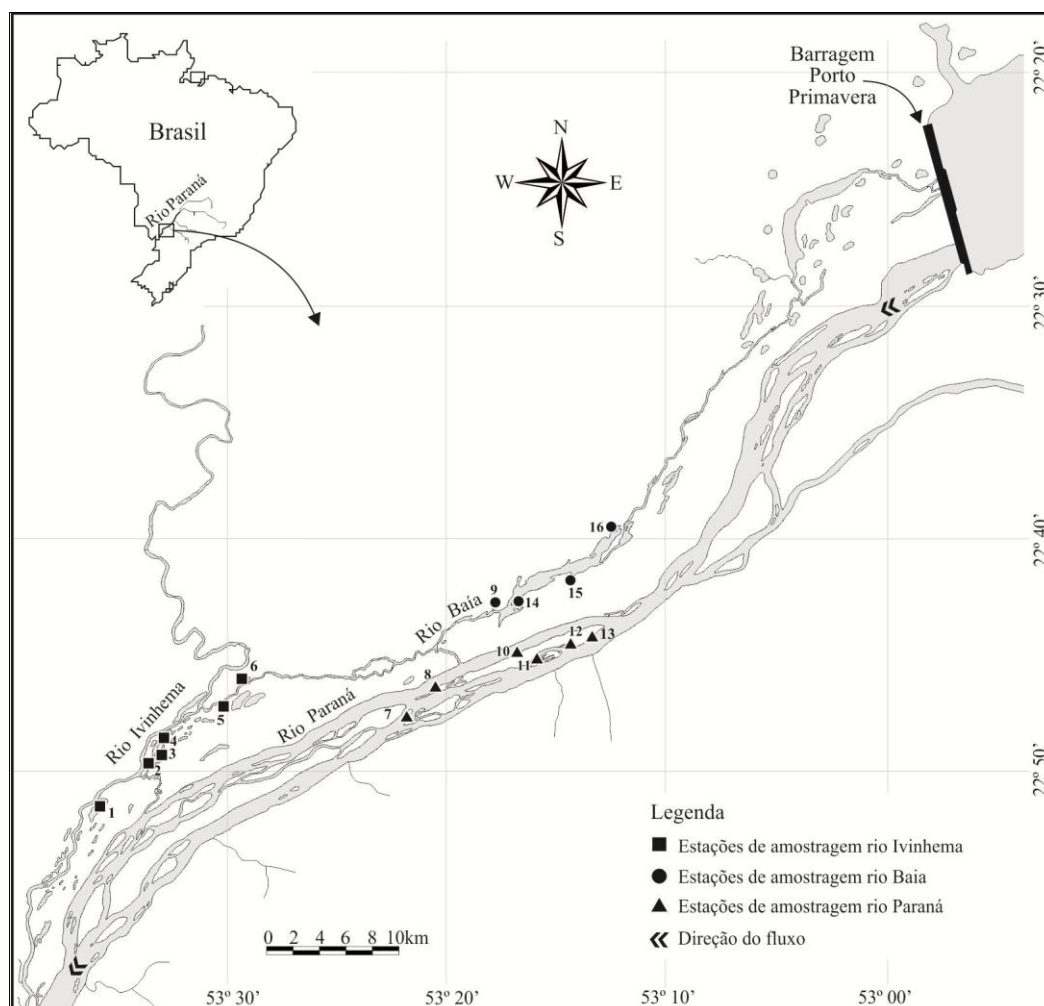
A área de estudo está localizada entre o reservatório da Usina Hidrelétrica da Itaipu Binacional e a barragem da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta (Porto Primavera).

Nessa região, encontra-se a planície de inundação que é composta por numerosos canais secundários, lagoas com e sem conexão e os rios Baía, Ivinhema e Paraná.

Esse estudo foi realizado em 16 lagoas localizadas nesses três rios, aqui denominados sistemas, devido ao tempo em que a cheia leva para inundá-los (primeiro o Ivinhema, depois Baía e por fim o Paraná; Souza Filho, 2009) (Fig. 1). No sistema rio Baía foram selecionadas as lagoas Guaraná, Fechada, Maria Luiza e Porcos. No sistema rio Ivinhema foram analisadas as lagoas Boca do Ipoitã, Capivara Cervo, Jacaré, Patos e Ventura. Por fim, no sistema rio Paraná foram analisadas as lagoas Pombas, Pousada e os Ressacos do Manezinho, Bilé, Leopoldo e Pau Véio, que neste estudo são considerados como lagoas. Em todas as lagoas são encontrados bancos de macrófitas aquáticas estruturando os locais e gramíneas ao longo de suas margens.

## 2.2 AMOSTRAGEM

As coletas foram realizadas trimestralmente, de março a dezembro de 2010, totalizando 4 coletas. As variáveis ambientais obtidas foram separadas em características estruturais do habitat, físico-químicas e de produtividade. A área das lagoas foi obtida através de imagens do Google Earth de setembro de 2011. Utilizando a ferramenta polígono deste programa, foi delimitada a área de cada lagoa com o auxílio do programa GEPATH 1.46, e das imagens demarcadas foram calculados a área (ha) e o perímetro (m) de cada uma. A profundidade (m) de cada lagoa foi medida no centro, margem direita e margem esquerda, através do aparelho Ecosonda Hondex PS 7. Em cada local amostrado as macrófitas foram identificadas e separadas por morfotipos (emergentes, anfíbias, flutuantes livres, flutuantes submersas, enraizada com folhas flutuantes, epífitas e enraizada submersa) (Ferreira et al., 2011) para obtenção da riqueza de espécies (presença e ausência; total e por morfotipo).



**Fig. 1** Mapa da área de estudo com as 16 estações de amostragens consideradas no Sítio 6 do Programa Ecológico de Longa Duração: 1 - Lagoa Ventura; 2 - Lagoa Boca do Poitã; 3 - Lagoa dos Patos; 4 - Lagoa Capivara; 5 - Lagoa do Jacaré; 6 - Lagoa do Cervo; 7 - Lagoa das Pombas; 8 - \*Ressaco do Manezinho; 9 - Lagoa do Guaraná; 10 - \*Ressaco do Bilé; 11 - \*Ressaco do Leopoldo; 12 - \*Ressaco do Pau Véio; 13 - Lagoa Pousada; 14 - Lagoa Fechada; 15 - Lagoa dos Porcos; 16 - Lagoa Maria Luiza. \*Os ressacos são considerados lagoas com conexão.

Para obtenção das características físico-químicas e de produtividade, em cada uma das 64 amostras, a água da camada sub-superficial foi recolhida com uma garrafa de van Dorn, de um ponto situado na zona pelágica de todas as lagoas. Com auxílio de potenciômetros digitais foram obtidas as variáveis físico-químicas, temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.l}^{-1}$ ), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ), e transparência da água (m) com auxílio do disco de secchi. Para as análises das variáveis de produtividade, concentrações de clorofila-a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), nitrogênio total ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) e material particulado total ( $\text{mg.l}^{-1}$ ), amostras de água foram obtidas e acondicionadas em frascos de polietileno, no gelo. Posteriormente, essas amostras foram processadas no Laboratório de Limnologia Básica do Nupélia, da Universidade

Estadual de Maringá, de acordo com a metodologia apresentada por Golterman et al. (1969), para estimativa da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a), e Mackereth et al. (1978), para os nutrientes.

Para as coletas de peixes foram utilizadas redes de arrasto com 20 m de comprimento e malha 0,5 cm, que foram operadas na região litorânea de todas as lagoas durante o período diurno. Os indivíduos capturados foram primeiramente anestesiados com uso de eugenol, depois conservados em solução de formaldeído a 4% e encaminhados ao laboratório de ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), situado na Universidade Estadual de Maringá (UEM). No laboratório, os peixes foram contados e identificados ao nível de espécie de acordo com Graça & Pavanelli (2007) e o site “Catalog of fish” (CAS; <http://research.calacademy.org/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Para cada indivíduo capturado foram registrados: mês, sistema, lagoa e a espécie.

### 2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Devido à grande quantidade de matrizes complexas de dados, foi feita uma descrição detalhadas delas, com objetivo de caracterizar de maneira bem evidente os ambientes amostrados. Dessa maneira, são apresentadas a média e desvio padrão das características estruturais do habitat, características físico-químicas e de produtividade.

Para a ictiofauna (64 amostras e 58 espécies) é apresentado um breve levantamento ictiofaunístico. Dessa matriz de dados foi gerada a riqueza de espécies em cada amostra (Diversidade  $\alpha$ ; local; por amostra) bem como a equitabilidade da distribuição das espécies no programa PCord (McCune & Mefford, 2011). Para testar possíveis diferenças na variação na diversidade  $\alpha$  e na equitabilidade foi utilizada a análise de variância bifatorial (Two-way ANOVA), usando os fatores mês (março, junho, setembro e dezembro) e sistema (Baia, Ivinhema e Paraná). Quando a ANOVA foi significativa para algum fator, foi utilizado o teste Fisher LSD para identificar qual o nível que diferiu. Esta análise foi realizada no programa Statistica™ (Statsoft, 2007).

Para sumarizar os padrões de similaridade na composição da assembleia de peixes em relação aos fatores (mês e sistema) foi aplicado o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando o coeficiente de similaridade de Jaccard, um índice qualitativo que se baseia na presença e ausência de indivíduos nas amostras. As diferenças entre os fatores (mês e sistema) e a interação entre eles, foram determinadas usando uma análise de variância permutacional (PERMANOVA *main*



*test*) aplicada sobre uma matriz de similaridade de Jaccard (Anderson et al., 2008). Quando significativa, foi aplicado um teste a *posteriori* (*pair-wise*), para identificar quais os níveis que deferiram. Para testar a significância estatística ( $p < 0,05$ ), foi utilizado permutações de Monte Carlo (N=9999). Essas análises foram feitas no programa PRIMER 6 *add* Permanova<sup>TM</sup> (Clarke & Gorley, 2006; Anderson et al., 2008).

Para identificar possíveis associações da diversidade  $\alpha$  com as variáveis ambientais (estruturais do habitat, físico-químicas e de produtividade) foi realizada uma regressão linear múltipla. Porém, nessa análise, as variáveis ambientais foram sumarizadas em uma Análise de Componentes Principais (*Principal Components Analysis* – PCA) para então serem usados os escores dos eixos retidos para interpretação dessa ordenação no modelo de regressão múltipla. Os escores dos eixos da PCA retidos para interpretação ( $\lambda_n$ ; utilizando o critério de Broken-Stick; Jackson, 1993), foram utilizados como variáveis explanatórias da diversidade  $\alpha$  na regressão múltipla, de acordo com o modelo:

$$\alpha_i = a + b_1\lambda_1 + b_2\lambda_2 + \dots + b_n\lambda_n + \varepsilon_i$$

Onde:

$\alpha_i$  = Diversidade alfa (local; por amostra);

a = intercepto;

$b_i$  = inclinações;

$\lambda_i$  = Escores dos eixos da PCA retidos para interpretação;

$\varepsilon_i$  = erro aleatório.

Optou-se por sumarizar os dados em um PCA devido à intensa multicolinearidade entre as variáveis utilizadas nessa análise. A colinearidade impede que as variáveis correlacionadas entrem no modelo (Myers, 1990), fato que não ocorre com os eixos da PCA, que são ortogonais (McCune & Grace, 2002). A limitação dessa análise resulta da impossibilidade de ver o efeito em separado de cada variável, mas permite identificar o grupo de variáveis mais relacionado com a distribuição das espécies de peixes (que faz mais sentido devido à elevada interação entre elas) na região litorânea das lagoas de inundação. A Análise de Componentes Principais foi realizada no programa PC-ord 6

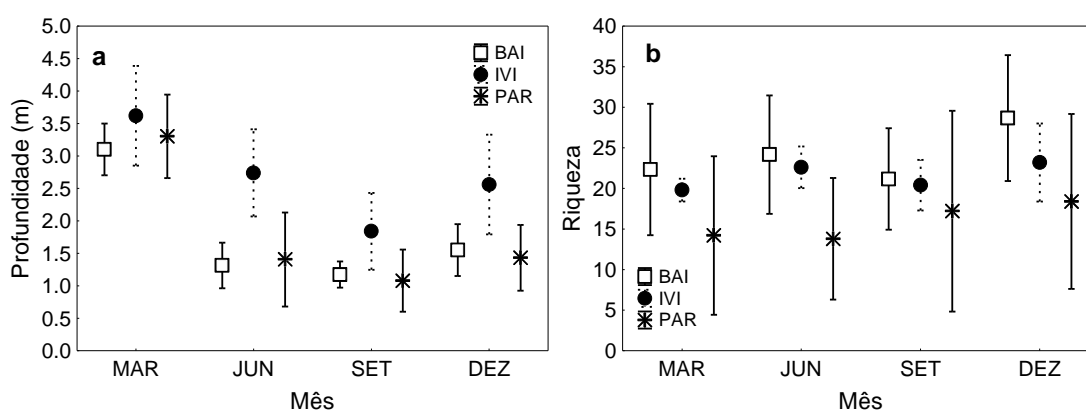
(McCune & Mefford, 2011) e a regressão múltipla no programa Statistica™ (Statsoft, 2007).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DO HABITAT

As características morfométricas das lagoas estudadas variaram amplamente. A área variou de 0,89 - 142,2 ha (média = 20,96) e o perímetro de 8.200 - 199.600 m (média = 34.400). A menor lagoa encontra-se no sistema Paraná (Ressaco do Manezinho) e a maior lagoa no sistema Ivinhema (Lagoa dos Patos) (Apêndice A). A média da profundidade variou ao longo do ano de 0,34 - 4,2 m (Apêndice A). As maiores médias de profundidade das lagoas dos três sistemas foram no mês de março e as menores médias nos meses de junho, setembro e dezembro no sistema Baía e Paraná (Fig. 2a).

Em todas as lagoas amostradas foram registrados diversos bancos de macrófitas aquáticas, principalmente ao longo das margens. Os principais morfotipos encontrados foram macrófitas emergentes, anfíbias, flutuantes livres, flutuantes submersas, enraizada com folhas flutuantes, epífitas e enraizada submersa, sendo que as emergentes e anfíbias apresentaram a maior riqueza de espécies em todas as lagoas. O sistema Paraná apresentou as menores riquezas de macrófitas em todos os meses, enquanto o sistema Baía apresentou as maiores médias (Fig. 2b).

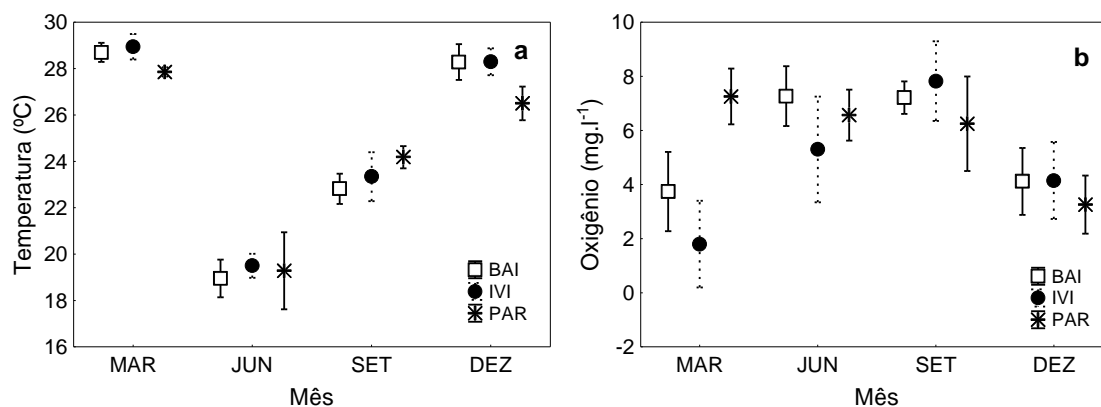


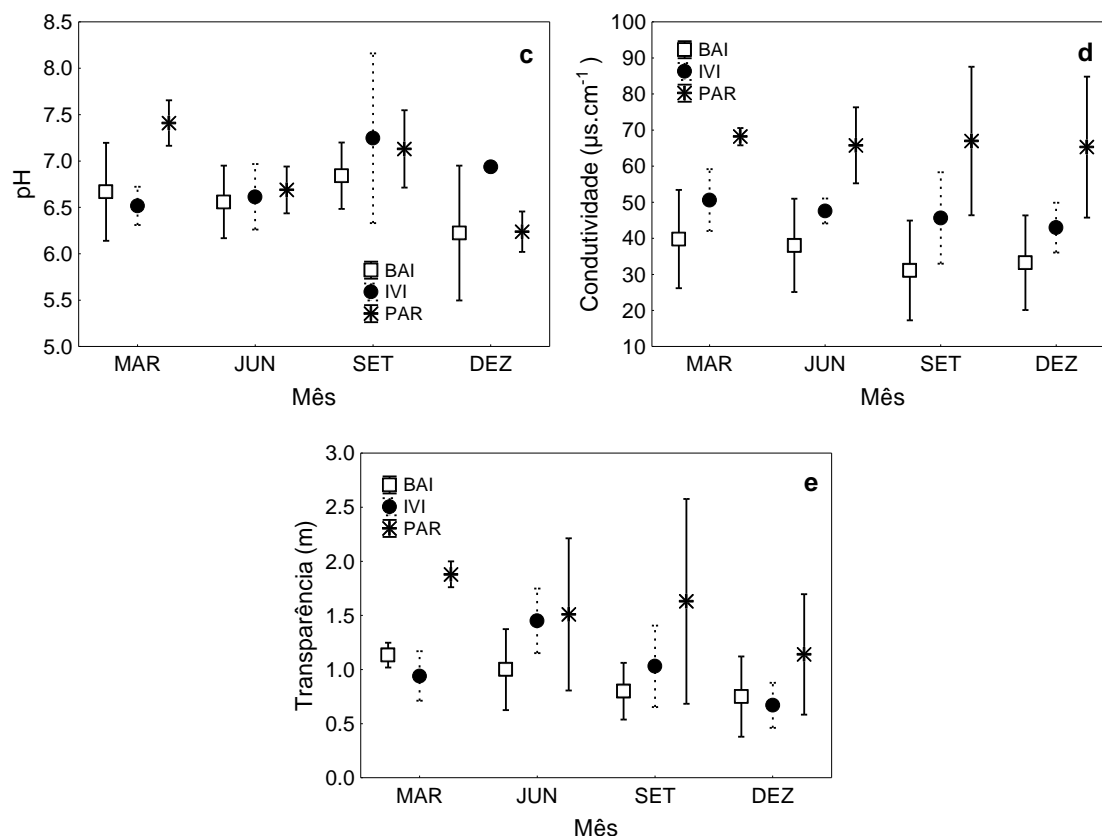
**Fig. 2** Média e desvio padrão das variáveis estruturadoras de habitat, profundidade (a) e riqueza de espécies de macrófitas (b) em relação aos meses e sistemas da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

## 2.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

Em relação às quatro amostragens de todos os ambientes, os valores mínimos e máximos para as características físico-químicas foram 16,2 - 29,5°C para a temperatura, 0,2 - 9,6 mg.l<sup>-1</sup> oxigênio dissolvido, 5,5 - 8,5 pH, 21,4 - 105,7  $\mu$ .cm<sup>-1</sup> condutividade elétrica e 0,2 - 2,9 m transparência da água (profundidade do disco de Secchi) (Apêndice B).

Em relação aos meses e sistemas, a temperatura da água variou bastante durante o ano, sendo que os meses de março e dezembro apresentaram as maiores médias nas lagoas de todos os sistemas (Fig. 3a). Para o oxigênio dissolvido a maior média ocorreu no mês de setembro nas lagoas do sistema Ivinhema e as menores médias no mês de março nas lagoas dos sistemas Baia e Ivinhema (Fig. 3b). O pH apresentou a maior média no mês de março nas lagoas do sistema Paraná e as menores médias no mês de dezembro nas lagoas dos sistemas Baia e Ivinhema (Fig. 3c). A condutividade apresentou uma tendência de diferença entre os sistemas, as maiores para o sistema Paraná, intermediárias para o sistema Ivinhema e as menores médias para as lagoas do sistema Baia em todos os meses do ano (Fig. 3d). Por fim, a transparência da água foi maior nos meses de março junho e setembro no sistema Paraná e menor no mês de dezembro nos sistemas Baia e Ivinhema (Fig. 3e).



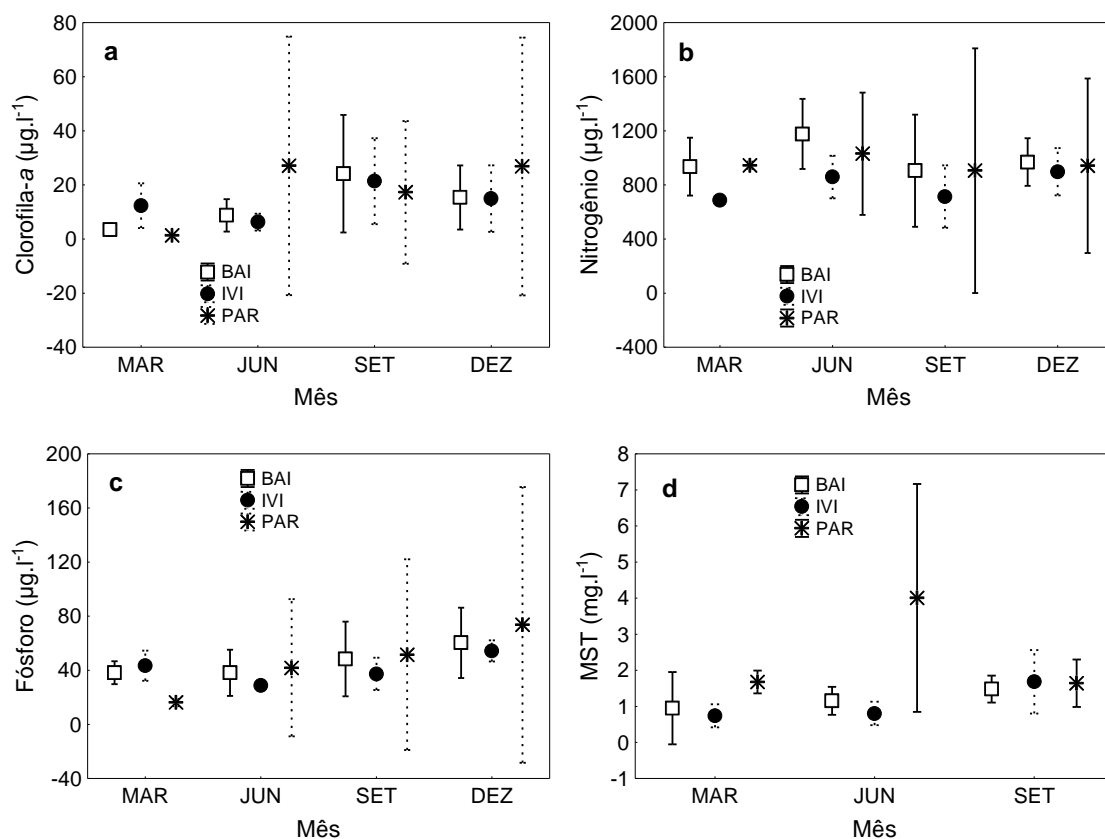


**Fig. 3** Média e desvio padrão das variáveis físico-químicas, temperatura (a), oxigênio dissolvido (b), pH (c), condutividade (d) e transparência (e) em relação aos meses e sistemas da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

### 2.3 CARACTERÍSTICAS DE PRODUTIVIDADE

Para as características de produtividade, os valores mínimos e máximos foram encontrados valores de 0,8 - 116,9  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  para clorofila-*a*, 367,3 - 2.607,6  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  nitrogênio total, 11,4 - 265,4  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  fósforo total e 0,3 - 9,0  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  material particulado total (MST) (Apêndice C).

Em relação aos meses e os sistemas, as lagoas do sistema Paraná apresentaram as maiores médias de clorofila-*a* e uma grande variação dos dados nos meses de junho e dezembro. As lagoas do sistema Paraná apresentaram as menores médias dessa variável no mês de março e as do sistema Baía e Ivinhema nos meses de março e junho (Fig. 4a). Nitrogênio e fósforo total variaram pouco ao longo do ano entre os sistemas (Fig. 4b e 4c), apenas verificou-se que no mês de março, no sistema Paraná, a média do fósforo foi menor em relação às outras amostras (Fig. 4c). Para a matéria particulada total, a maior média ocorreu no mês de junho no sistema Paraná e as menores médias nos meses de março e junho nos sistemas Baía e Ivinhema (Fig. 4d).



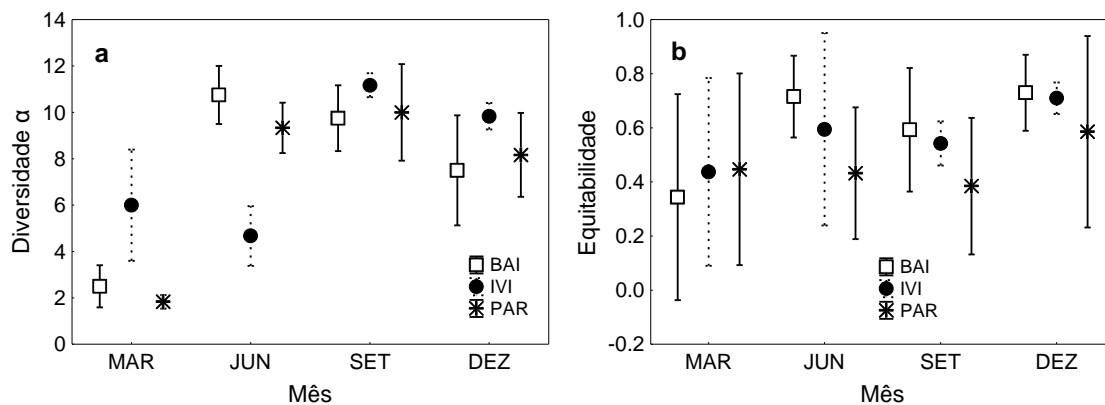
**Fig. 4** Média e desvio padrão das variáveis de produtividade, clorofila-*a* (a), nitrogênio total (b), fósforo total (c) e matéria particulada total – MST (d) em relação aos meses e sistemas da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

#### 2.4 LEVANTAMENTO ICTIOFAUNÍSTICO

No total foram coletados 29.321 indivíduos, pertencentes a duas classes, cinco ordens (Myliobatiformes, Characiformes, Siluriformes, Cyprinodontiformes e Perciformes), 15 famílias, 38 gêneros e 58 espécies de peixes (Apêndice D). As espécies mais abundantes foram *Moenkhausia gracilima* (19.278 indivíduos), *Serrapinnus notomelas* (2.452), *Astyanax altiparanae* (1.551) e *Odontostilbe* sp. (1.113).

#### 2.5 ATRIBUTOS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

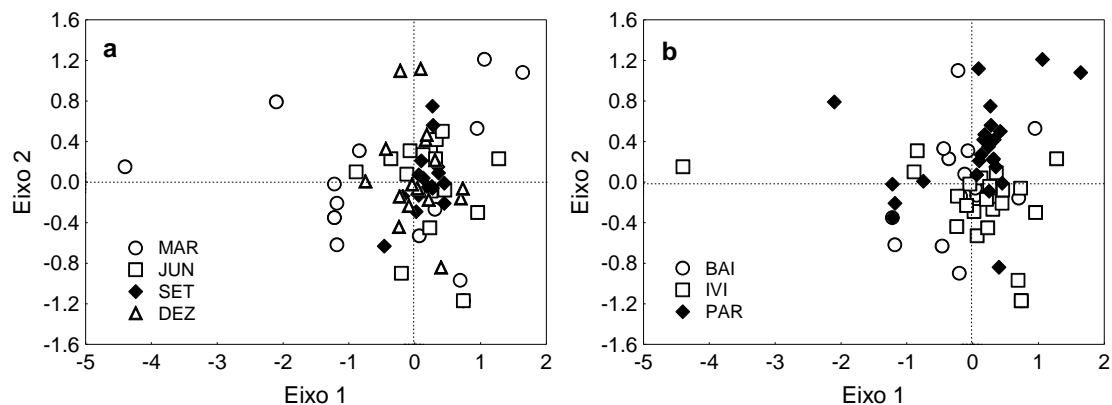
A diversidade  $\alpha$  (riqueza de espécies) das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná apresentaram as menores médias no mês de março nos três sistemas e em junho no sistema Ivinhema, e as maiores médias em setembro nos três sistemas e em junho no sistema Baía (Fig. 5a). A equitabilidade apresentou as menores médias no mês de março nos três sistemas e para os outros meses no sistema Paraná (Fig. 5b).



**Fig. 5** Média e desvio padrão da diversidade  $\alpha$  (a) e equitabilidade (b) das espécies de peixes em relação aos meses e sistemas da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná

Para a análise de variância bifatorial (ANOVA; mês e sistema) para a riqueza de espécies da assembleia de peixes, a interação entre os fatores mês e sistema não foi significativa ( $F = 2,28$ ;  $p = 0,05$ ), o que permitiu analisar o efeito puro dos mesmos. O fator mês foi significativo ( $F = 9,93$ ;  $p < 0,01$ ) e, o teste post-hoc (Fisher LSD) demonstrou que todos os meses se diferenciaram do mês de março ( $p < 0,01$ ). Já o fator sistema não foi significativo ( $F = 0,15$ ;  $p = 0,86$ ). Para a equitabilidade, a interação entre os fatores mês e sistema também não foi significativa ( $F = 0,42$ ;  $p = 0,87$ ), mas nesse caso nem mesmo os fatores apresentaram significância (Mês:  $F = 2,37$ ;  $p = 0,081$ ; Sistema:  $F = 1,31$ ;  $p = 0,28$ ).

A configuração bidimensional da NMDS (9999 interações; Stress = 0,14), aplicada a matriz de presença e ausência, resumiu os possíveis padrões de similaridade entre a assembleia de peixes de lagoas da planície de inundação em relação aos fatores (mês e sistema) considerados neste estudo (Fig. 6). Em relação ao fator mês, a maior parte dos escores referentes a março se posicionaram a esquerda do gráfico, separando dos escores dos outros meses (Fig. 6a). Para o fator sistema, os escores do sistema Paraná se distribuíram à direita na parte superior do gráfico, demonstrando uma separação dos outros sistemas (Fig. 6b).



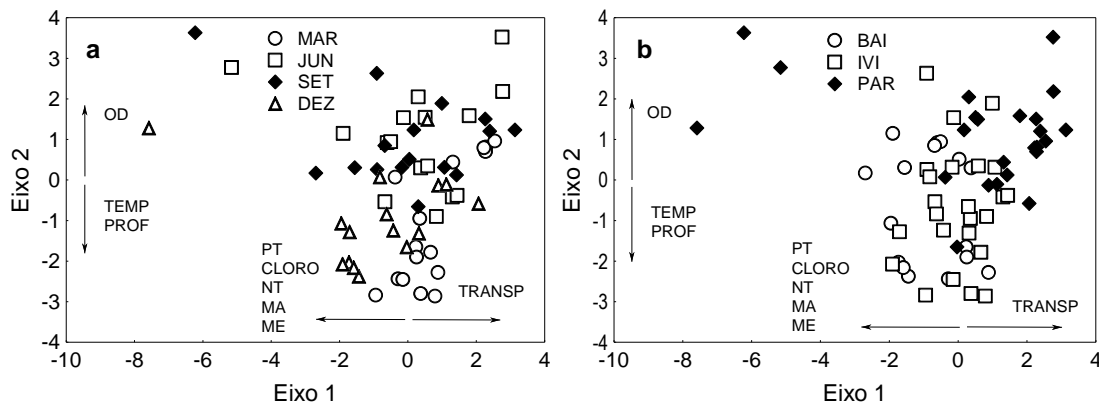
**Fig. 6** Ordenação dos eixos gerados pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) aplicada à matriz de presença e ausência separados pelos fatores mês (a) e sistema (b)

Já a análise de variância permutacional (PERMANOVA) identificou, através da análise principal (*main test*), significância para os fatores mês (Pseudo F = 2,71;  $p < 0,001$ ), sistema (Pseudo F = 2,52;  $p < 0,001$ ) e para a interação (mês\*sistema) (Pseudo F = 1,38;  $p = 0,0063$ ). A interação, então, deve ser interpretada e indica que, em cada sistema, os meses apresentaram tendências diferenciadas. Assim, março e setembro apresentaram diferenças significativas em todos os sistemas (Baia:  $t = 1,33$ ;  $p = 0,003$ ; Ivinhema:  $t = 1,53$ ;  $p = 0,001$ ; Paraná:  $t = 2,19$ ,  $p = 0,002$ ); março-junho e março-dezembro apresentaram-se diferentes apenas no sistema Paraná ( $t = 2,30$ ;  $p = 0,001$ ;  $t = 1,76$ ;  $p = 0,002$ ; respectivamente) e junho-setembro no sistema Ivinhema ( $t = 1,37$ ;  $p = 0,02$ ). Na análise inversa da interação, considerando os sistemas, foi verificado que o Paraná se diferenciou do Ivinhema em todos os meses (Março:  $t = 1,45$ ;  $p = 0,02$ ; Junho:  $t = 1,50$ ,  $p = 0,006$ ; Setembro:  $t = 1,53$ ,  $p = 0,01$ ; Dezembro:  $t = 1,47$ ,  $p = 0,01$ ) e também se diferenciou do sistema Baia, apenas no mês de junho ( $t = 1,59$ ,  $p = 0,01$ ).

## 2.6 ASSOCIAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE $\alpha$ E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Pelo critério de Broken-Stick, os eixos 1 e 2 da análise de componentes principais (PCA) devem ser retidos para interpretação. O Eixo 1 (PC1;  $\lambda_1 = 3,77$ ) representou 31,4% da variabilidade, enquanto que o eixo 2 (PC2;  $\lambda_2 = 2,51$ ) representou 20,9%. Os coeficientes de estrutura (autovetores ou correlações), derivados desta análise, mais correlacionados com os PC1 e PC2 foram identificados com valores maiores que 0,50 (em módulo). Desta maneira, as variáveis positivamente correlacionadas com o PC1 foram: transparência do disco de Secchi (0,77) e negativamente foram fósforo total (-0,89), clorofila-*a* (-0,80), nitrogênio total (-0,77),

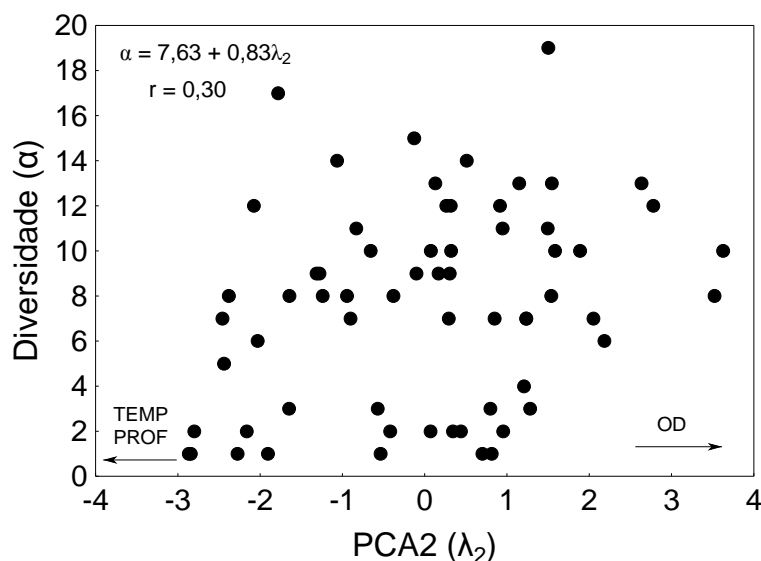
macrófitas anfíbias (-0,64) e macrófitas emergentes (-0,61). O PC2 foi mais correlacionado, de forma positiva com o oxigênio dissolvido (0,81) e de forma negativa com a temperatura (-0,62) e a profundidade (-0,61) (Fig. 7a e 7b).



**Fig. 7** Resultado da Análise de Componentes Principais, que sumarizou as variáveis transparência da água (TRANSP), fósforo total (PT), clorofila-*a* (CLORO), nitrogênio total (NT), macrófitas anfíbias (MA) e macrófitas emergentes (ME) no eixo 1 e oxigênio dissolvido (OD), temperatura (TEMP) e profundidade (PROF) no eixo 2. São mostrados os níveis da escala temporal (fator mês – a) e da espacial (fator sistema – b)

Os escores dos PC1 e PC2 foram selecionados para entrarem como variáveis explanatórias (regressoras) em uma regressão linear múltipla, para que fossem identificadas possíveis associações destes com a diversidade  $\alpha$  de peixes da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná. O pressuposto de linearidade foi alcançado ( $F_{(2,61)} = 3,73$ ,  $p = 0,03$ ). A regressão múltipla revelou que a diversidade  $\alpha$  foi influenciada pelo PC2 ( $\lambda_2$ ;  $b = 0,83$ ;  $t = 2,42$ ;  $p = 0,02$ ), sendo o intercepto também significativo ( $a = 7,63$ ;  $t = 14,08$ ;  $p < 0,001$ ) (Fig. 8). Dessa maneira, as variáveis que mais influenciaram a diversidade  $\alpha$  foram: oxigênio dissolvido, temperatura e profundidade.





**Fig. 8** Gráfico de dispersão representando a relação entre os escores da PCA 2 ( $\lambda_2$ ) da análise de componentes principais com a riqueza de espécies (diversidade  $\alpha$ ; por amostra) nas regiões litorâneas das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná (variáveis que mais influenciaram o eixo 2 foram: oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água (TEMP) e profundidade (PROF)).

#### 4 DISCUSSÃO

A diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes da região litorânea das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná foi determinada pela profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido. A profundidade elevada no mês de março nestas lagoas, acima de 3 metros, foi determinada pela cheia pronunciada que ocorreu nesse período, desta forma, a variável profundidade foi considerada um indexador do nível hidrométrico neste estudo.

A diferenciação mais evidente na composição da comunidade de peixes das lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná foi em março, muito distinta de todos os outros meses do ano. Muitas espécies de peixes não foram encontradas em qualquer dos ambientes amostrados neste mês, mas apresentaram grande abundância nos outros meses, sendo as principais espécies *Odontostilbe* sp., *Prochilodus lineatus*, *Roeboides descalvadensis* (Characiformes) e *Cichla* spp (Perciformes). Já as espécies *Leporinus friderici*, *Metynnis lippincottianus* e *Pyrhulina australis* (Characiformes) apresentaram grande abundância neste mês. Essa diferença na composição das espécies associado à

baixa diversidade  $\alpha$  e equitabilidade demonstram uma maior dominância de espécies de peixes na região litorânea das lagoas de inundação durante o período.

Também foi verificado que a assembleia de peixes do sistema Paraná se diferenciou das assembleias do sistema Baía e Ivinhema. Esses sistemas apresentaram muitas espécies que não foram encontradas no sistema Paraná, sendo que as principais foram *Metynnis lippincottianus*, *Pyrrhulina australis* (Characiformes) e *Cichla spp* (Perciformes). Sabe-se que a água do rio Paraná apresenta elevada transparência quando comparadas com os outros ambientes, devido à retenção de sedimentos e nutrientes causada pela cascata de reservatórios localizados neste rio, acima da planície (Agostinho et al., 1995). Essa transparência afeta também as águas das lagoas, devido à conexão destas com o rio ou pelo processo de inundação que leva a água transparente do rio Paraná até as lagoas não conectadas, pelo menos no início das cheias. Já o rio Baía tem uma predominância de compostos húmicos que confere a suas águas uma coloração escura, reduzindo assim a transparência (Rocha & Thomaz, 2004), o que pode influenciar as lagoas desse sistema. Então, considerando as diferenças físico-químicas entre os sistemas, este pode ser um dos fatores responsáveis pela variação na composição de espécies entre eles, sendo que as espécies não encontradas no sistema Paraná podem preferir ambientes mais turbidos para viver, como demonstrado pela associação entre a diversidade  $\alpha$  de espécies e os escores do eixo 2 da PCA.

As variáveis ambientais têm a capacidade de determinar a organização das assembleias de peixes, atuando como filtros que afetam a habilidade de espécies de viver em determinado local (Tonn et al., 1990). Distribuições de espécies de peixes e composição da comunidade podem ser afetadas por fatores ambientais diretamente, através de limites de tolerância fisiológica, ou indiretamente, através de restrições sobre interações bióticas (Miranda & Lucas, 2004). Nos ambientes estudados uma grande quantidade de variáveis ambientais foram consideradas como estruturadoras dos ambientes, mas apenas profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido foram selecionadas pelo modelo de regressão múltipla como os fatores que influenciam a diversidade de peixes da região litorânea das lagoas de inundação.

As elevadas profundidades devido à inundação aumentou a quantidade de matéria orgânica dentro dos corpos d'água, sendo que as altas temperaturas aceleram o processo de decomposição ocorrida no sedimento, levando a uma diminuição do oxigênio dissolvido no hipolímnio das lagoas, e conseqüentemente, a uma estratificação química (Esteves, 1998). Essa afirmação pode ser suportada pelos dados físico-

químicos das lagoas deste estudo, que apresentaram altas temperaturas e baixas concentrações de oxigênio no mês de março. A profundidade controla grande parte da estratificação vertical da temperatura e das concentrações de oxigênio dissolvido, enquanto que a presença de uma espécie de peixe pode ser controlada pela temperatura e oxigênio, bem como pela diversidade de habitat proporcionada pela profundidade (Dake & Harleman, 1969; Miranda, 2011).

Relações entre variáveis ambientais e diversidade  $\alpha$  de peixes têm sido identificadas em outros estudos, que indicam que a distribuição das espécies de peixes em planícies neotropicais podem ser influenciadas pelo pH, concentração de oxigênio e temperatura (Kramer et al. 1978 Junk, et al. 1983, Welcomme 1985, Goulding et al. 1988). A profundidade das lagoas também foi uma das variáveis que estruturaram a assembleia de peixes das lagoas da planície de inundação do rio Orinoco (Venezuela) (Rodriguez & Lewis, 1997), do rio Araguaia (Brasil) (Tejerina-Garro et al., 1998), do rio Brazos no Texas (EUA) (Winemiller et al., 2000), do Pantanal de Nhecolândia (Brasil) (Suarez et al., 2001), e do rio White em Arkansas (EUA) (Lubinski et al., 2008). Mas além desses, outros fatores estruturaram a comunidade de peixes destas planícies, como por exemplo, a transparência da água no rio Orinoco (Rodriguez & Lewis, 1997), Araguaia (Tejerina-Garro et al., 1998) e White (Lubinski et al., 2008), a abundância de piscívoros no rio Orinoco (Rodriguez & Lewis, 1997) e Pantanal (Suarez et al., 2001), a cobertura de macrófitas no Pantanal (Suarez et al., 2001), as concentrações de oxigênio no rio Brazos (Winemiller et al., 2000) e White (Lubinski et al., 2008) e o tamanho da lagoa, nutrientes dissolvidos, turbidez e densidades de plâncton no rio Brazos (Winemiller et al., 2000).

O estudo de Dembkowski & Miranda (2012) demonstrou que as características físicas do ambiente são consideradas variáveis primárias capazes de influenciar a qualidade da água e a produtividade primária (variáveis secundárias) e, conseqüentemente, a associação das variáveis primárias e secundárias pode influenciar a assembleia de peixes (variáveis terciárias). Desta forma, acredita-se que a profundidade tenha influência direta sobre todas as demais variáveis ambientais, sendo que no mês de março essa se apresentou bastante elevada, influenciando assim toda a estrutura da comunidade.

O regime hidrológico é considerado o fator-chave que determina o funcionamento ecológico e os padrões de biodiversidade nos sistemas de inundação (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Bunn & Arthington, 2002). Isto por que, apesar da

elevada heterogeneidade de habitats das planícies que podem manter a alta diversidade biológica por todo sistema (diversidade gama) (Thomaz et al., 2007), durante os períodos de cheia os ambientes aquáticos tornam-se muito similares em relação as características físicas e químicas, resultando em uma homogeneização do ambiente (Thomaz et al., 1997; Roberto et al., 2009). Devido a isso, as espécies de peixe conseguem se dispersar por toda planície, alterando assim a assembleia de peixes que comumente residem na região litorânea das lagoas (Gomes et al., 2012), diminuindo a diversidade  $\alpha$  de espécies amostradas. Além disso, o regime do pulso (variação na duração, época do ano e magnitude) é capaz de influenciar os requerimentos ecológicos, a reprodução, alimentação, crescimento e maturidade dos peixes (Agostinho et al., 2000). Desta forma, as respostas fisiológicas da assembleia de peixes à variação anual do regime hidrológico afetam a proporção relativa de espécies e conseqüentemente a diversidade (Agostinho et al., 2007a), sendo assim, o aumento diversidade  $\alpha$  nos meses pós-cheia também pode ter sido influenciado pelo maior recrutamento dos peixes no período de inundação.

Assim, através deste estudo verificou-se que o aumento da profundidade nas lagoas no mês de março devido à cheia foi o principal fator determinante da variação na diversidade  $\alpha$  e na composição da assembleia de peixes das lagoas de inundação. Esse processo provocou a homogeneização nos ambientes, que permitiu que as espécies conseguissem se dispersar por toda planície, diminuindo a diversidade  $\alpha$  de espécies da região litorânea neste período. Além disso, o aumento da profundidade das lagoas leva uma grande quantidade de matéria orgânica para a coluna d'água, e associado às altas temperaturas, o processo de decomposição ocorrido no sedimento foi mais acelerado do que em temperaturas mais amenas, diminuindo rapidamente as concentrações de oxigênio dissolvido. Desta forma, estas variáveis foram selecionadas por um modelo de regressão múltipla como as principais determinantes da riqueza de espécies da assembleia de peixes da região litorânea das lagoas de inundação.

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A teoria do nicho ecológico visa determinar a maneira como agrupamentos de espécies são distribuídos na natureza, verificando a influência das variáveis ambientais e das interações biológicas. De acordo com este estudo verificou-se que as variáveis

ambientais têm a capacidade de determinar a organização das assembleias de peixes. A análise das variáveis de estrutura do habitat, físico-químicas e de produtividade de 16 lagoas da planície de inundação, mostrou que a diversidade  $\alpha$  de peixes da região litorânea foi influenciada pelas variáveis profundidade, temperatura e oxigênio dissolvido. Esperava-se que alguma variável de produtividade também entrasse no modelo de diversidade de espécies, o que não ocorreu nesses ambientes. Esse estudo demonstrou que a cheia pronunciada, que ocorreu em março de 2010, aumentou a profundidade das lagoas provocando uma homogeneização nos ambientes, permitindo que as espécies se dispersassem por toda planície, resultando em decréscimo na diversidade  $\alpha$  de espécies de peixes da região litorânea. Além disso, o aumento na profundidade teve influência sob as variáveis ambientais e, conseqüentemente, na variação da diversidade  $\alpha$  da assembleia de peixes. Isto porque o aumento no nível das águas adicionou uma grande quantidade de matéria orgânica dentro dos corpos d'água, sendo que as altas temperaturas foram responsáveis por acelerar o processo de decomposição, diminuindo as concentrações de oxigênio dissolvido da coluna d'água. Assim, as modificações sob as variáveis ambientais das lagoas influenciadas pela cheia pronunciada determinaram os padrões de diversidade  $\alpha$  de peixes durante o ano, representados através de um modelo de regressão múltipla. Estudos futuros poderiam ampliar a escala temporal para verificar se esse padrão se repete ao longo dos anos, mesmo com cheias menos intensas.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., H. F. Júlio-Jr, L. C. Gomes, L. M. Bini & C. S. Agostinho, 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In Vazzoler, A. E. A. M.; A. A. Agostinho; N. S. Hahn (Eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Eduem, Maringá: 179-208.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. A. Pelicice, 2007a. A ictiofauna Sul-Americana. In Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. A. Pelicice (Eds). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, Eduem: 11-38.
- Agostinho A. A., L. C. Gomes & H. F. Júlio Jr, 2003. Relação entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (Eds). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá, Eduem: 261-279.
- Agostinho, A. A. & M. Zalewski, 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 303: 141–148.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, C. V. Minte-Vera & K. O. Winemiller, 2000. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In Gopal, B., W. J. Junk, & J. A. Davis. Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Leiden, Blackhuys Publishers 1: 89-118.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, L. C. Gomes & S. L. M. A. Baltar, 2007b. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the upper Paraná river floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology* 41: 611-619.
- Anderson, M. J., R. N. Gorley & K. R. Clarke, 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods. Plymouth, UK: PRIMER-E.
- Begon, M., C. R. Townsend & J. L. A. Harper, 2008. A natureza da comunidade: padrões no espaço e no tempo. In Begon, M., C. R. Townsend & J. L. A. Harper (Ed.). Ecologia de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre, Artmed: 469-498.
- Berlow, E. L., 1999. Strong effects of weak interactions in ecological communities. *Nature* 398: 330-334.
- Bunn, S. E. & A. H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- CAS (Catalog of Fishes): <http://researcharchive.calacademy.org/research/Ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Clarke, K.R. & R. N. Gorley, 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

- Chase, J. M., 2011. Ecological niche theory. In Scheiner, S. M. & M. R. Willing (Eds). *The theory of ecology*. Chicago, University of Chicago Press: 93-107.
- Dake, J. M. K. & D. R. F. Harleman, 1969. Thermal stratification in lakes: Analytical and laboratory studies. *Water resources research* 5: 484-495.
- Dembkowski, D. J. & L. E. Miranda, 2012. Hierarchy in factors affecting fish biodiversity in floodplain lakes of the Mississippi Alluvial Valley. *Environmental Biology of Fishes* 93: 357-368.
- Dibble, E. D., K. J. Killgore & S. L. Harrel, 1996. Assessment of fish-plant interactions. *American Fisheries Society Symposium* 16: 357-372.
- Esteves, F. A., 1998. Oxigênio dissolvido. In Esteves, F. A. (Ed). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência: 146-171.
- Ferreira, F. A., R. P. Mormul, S. M. Thomaz, A. Pott & V. J. Pott, 2011. Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Revista de Biologia Tropical* 59: 541-556.
- Golterman, H. J., R. S. Clymo, M. A. M. Ohnstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. Oxford, Blackwell Scientific: 214 p.
- Gomes, L. C., C. K. C. Bulla, A. A. Agostinho, L. P. Vasconcelos & L. E. Miranda, 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effects of a flood pulse. *Hydrobiologia* 685: 97-107.
- Goulding, M., M. Leal Carvalho & E. G. Ferreira, 1988. *Rio Negro: rich life in poor water*. SPB Academic Publishing, The Hague. 200 pp.
- Graça, W. J. & C. S. Pavanelli, 2007. *Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Eduem, Maringá. 241p.
- Henry, R. & M. L. R. Costa, 2003. As macrófitas como fator de heterogeneidade espacial: um estudo em três lagoas com diferentes conectividades com o rio Paranapanema. In Thomaz, S. M. & L. M. Bini (Eds). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá, Eduem: 189-210.
- Hoeinghaus, D. J. & F. M. Pelicice, 2010. Lethal and Nonlethal Effects of Predators on Stream Fish Species and Assemblages: A Synthesis of Predation Experiments. *American Fisheries Society Symposium* 73: 619-648.
- Holt, R. D., J. Grover & D. Tilman. Simple rules for interspecific dominance in systems with exploitative and apparent competition. *American Naturalist* 144: 741-771.
- Hutchinson, G, 1957. Concluding remarks. *Cold spring harbor symposia on quantitative biology* 22: 415-427.

- Jackson, D. A., 1993. Stopping rules in principal component analysis – a comparison of heuristic and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.
- Junk, W. J., G. M. Soares & F. M. Carvalho, 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus (Lago Camaleao), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana* 7: 397–421.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–127.
- Kramer, D. L., C. C. Lindsey, G. E. E. Moodie & E. D. Stevens, 1978. The fishes and the aquatic environment of the central Amazon Basin, with particular reference to respiratory patterns. *Canadian Journal Zoology* 56: 717–725
- Leibold, M. A., 1995. The niche concept revisited: Mechanistic models and community context. *Ecology* 76: 1371-1382.
- Lourenço, L. S. & L. A. F. Mateus, 2007. Efeitos das variáveis ambientais e predação na distribuição e abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae* na planície de inundação do rio Cuiabá, pantanal mato grossense. In Congresso de Ecologia do Brasil, 8., 2007, Caxambu, MG. Anais...Caxambu, MG: Sociedade de Ecologia do Brasil.
- Lubinski, B. J., J. R. Jackson & M. A. Eggleton, 2008. Relationships between floodplain lake fish communities and environmental variables in a large river-floodplain ecosystem. *Transactions of the American Fisheries Society* 137: 895–908.
- Ludsin, S. A., M. W. Kershner, K. A. Blocksom, R. L. Knight & R. A. Stein, 2001. Life after death in lake Erie: nutrient controls drive fish species richness, rehabilitation. *Ecological Applications* 113: 731-746.
- Mackereth, F. Y. H., J. R. Henron & J. F. Tailing, 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Amblesie, Freshwater Biological Association; Titus Wilson & Sons Ltda: 121p. Scientific Publication, 36.
- Matthews, W. J., 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York, Chapman and Hall, 757p.
- McCoy, E. D. & S. S. Bell, 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: Bell, S. S., E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (Eds). *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London: 3-27.
- McCune, B. & J. B. Grace, 2002. *Nonmetric Multidimensional Scaling*. In *Analysis of Ecological Communities*. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA, 304p.
- McCune, B & M. J. Mefford, 2011. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.



- Myers, B. A., 1990. A new model for handling input. *ACM Transactions on Information Systems*, 8: 289-320.
- Miranda, L. E., & G. M. Lucas, 2004. Determinism in fish assemblages of floodplain lakes of the vastly disturbed Mississippi alluvial valley. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 358–370.
- Miranda, L. E., 2011. Depth as an organizer of fish assemblages in floodplain lakes. *Aquatic Sciences* 73: 211-221.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Parana. *Interciencia* 15: 424–441.
- Neiff, J. J., 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South America. In Gopal, B., W. J. Junk & J. A. Davies (Eds). *Biodiversity in wetland: assessment, function and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers: 1-60.
- Patten, B. C., 1978. Systems approach to the concept of environment. *The Ohio Journal of Science* 78: 206-222.
- Petry, A. C., A. A. Agostinho & L. C. Gomes, 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology* 1: 111-119.
- Rahel, Frank J., 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology* 65: 1276–1289.
- Rocha, R. R. A. & S. M. Thomaz, 2004. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). *Acta Scientiarum* 26: 261-271.
- Rodríguez, M. A. & W. M. Lewis Jr, 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 67: 109–128.
- Roberto M. C., N. F. Santana & S. M. Thomaz, 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 717-725.
- Rutherford, S, S. D'Hondt & W. Prell, 1999. Environmental controls on the geographic distribution of zooplankton diversity. *Nature* 400: 749–753.
- Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Parana River discharge control on Porto São José Fluviometric Station (State Of Parana - Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 69: 631-637.
- Statsoft, 2007. *STATISTICA for Windows*. StatSoft, Tulsa, Oklahoma.

- Suarez, Y. R., M. Petrere Jr. & A. C. Catella, 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology* 8: 173-186.
- Tales E. & R. Berrebi, 2007. Controls of local young-of-the-year fish species richness in flood plain water bodies: potential effects of habitat heterogeneity, productivity and colonisation–extinction events. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 144–154.
- Tejerina-Garro F. L., R. Fortin & M. A. Rodríguez, 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51: 399–410.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river–floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Thomaz, S. M., M. C. Roberto, L. M. Bini, 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler A. E. A. M., Agostinho A. A., Hahn N. S., (eds), *Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos* Eduem, Maringá, 74–102.
- Tonn, W. M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:337–352.
- Varughese, M. M., 2011. A framework for modeling ecological communities and their-interactions with the environmental. *Ecological complexity* 8: 105-122.
- Werner, E. E. & S. D. Peacor, 2003. A review of trait-mediated indirect interactions in ecological communities. *Ecology* 84: 1083–1100.
- Winemiller et al., 2000
- Welcomme, R.L. 1985. River fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 262, Rome. 330 pp

APÊNDICE A - Média e desvio padrão das variáveis estruturadoras de habitat das lagoas pertencentes aos sistemas Baía, Ivinhema e Paraná localizados na planície de inundação do alto rio Paraná

Local	Sistema	Profundidade (m)	Riqueza Macrófitas Aquáticas	Área (ha)
Fechada	Baía	1,80 (0,82)	28,50 (4,04)	14,47
Guaraná	Baía	1,55 (0,73)	19,50 (5,80)	6,15
Maria Luiza	Baía	1,73 (0,86)	24,00 (3,16)	19,37
Porcos	Baía	2,30 (1,02)	35,25 (5,62)	6,51
Capivara	Ivinhema	3,30 (0,62)	22,00 (3,16)	8,50
Cervo	Ivinhema	1,78 (0,69)	23,25 (2,63)	16,37
Boca do Ipoitã	Ivinhema	3,20 (0,85)	19,00 (3,83)	2,17
Jacaré	Ivinhema	2,63 (0,85)	20,50 (1,73)	6,24
Patos	Ivinhema	2,75 (1,03)	22,75 (5,25)	142,20
Ventura	Ivinhema	1,58 (0,45)	23,25 (1,89)	96,39
Bilé	Paraná	1,65 (1,24)	17,75 (6,24)	2,90
Leopoldo	Paraná	1,90 (1,09)	23,25 (8,92)	2,28
Manezinho	Paraná	1,86 (0,81)	8,00 (1,83)	0,89
Pombas	Paraná	1,56 (1,30)	14,00 (3,56)	1,44
Pousada	Paraná	0,97 (0,91)	4,00 (2,31)	7,55
Pau Veio	Paraná	2,65 (1,05)	26,50 (4,65)	1,95
<b>Média geral</b>		<b>2,07 (1,03)</b>	<b>20,72 (8,28)</b>	<b>20,96 (38,72)</b>

APÊNDICE B - Média e desvio padrão das variáveis físico-químicas das lagoas pertencentes aos sistemas Baía, Ivinhema e Paraná localizados na planície de inundação do alto rio Paraná

Local	Sistema	Temp. (°C)	Oxigênio (mg.l <sup>-1</sup> )	pH	Cond. (µs.cm <sup>-1</sup> )	Transp. (m)
Fechada	Baía	24,90 (4,20)	5,30 (2,30)	6,30 (0,30)	31,30 (5,50)	0,60 (0,30)
Guaraná	Baía	24,73 (5,38)	5,32 (2,55)	6,20 (0,58)	29,48 (5,87)	0,81 (0,36)
Maria Luiza	Baía	24,20 (4,97)	5,81 (2,50)	6,29 (0,49)	23,28 (2,91)	0,91 (0,34)
Porcos	Baía	24,63 (5,07)	5,22 (2,02)	6,39 (0,48)	27,78 (4,51)	0,98 (0,23)
Capivara	Ivinhema	25,43 (4,67)	4,24 (2,33)	6,47 (0,31)	46,30 (7,14)	1,39 (0,39)
Cervo	Ivinhema	25,13 (4,63)	4,54 (1,68)	6,84 (0,30)	39,58 (3,85)	1,04 (0,36)
Boca do Ipoitã	Ivinhema	24,88 (4,53)	4,39 (2,83)	6,65 (0,13)	45,80 (12,78)	0,89 (0,38)
Jacaré	Ivinhema	24,75 (4,38)	3,58 (2,05)	6,65 (0,22)	50,55 (12,78)	1,00 (0,26)
Patos	Ivinhema	25,03 (4,80)	4,59 (3,70)	6,98 (0,75)	43,65 (6,92)	1,10 (0,48)
Ventura	Ivinhema	25,03 (4,13)	7,04 (2,51)	7,41 (0,76)	47,18 (4,98)	0,74 (0,30)
Bilé	Paraná	24,6 (3,22)	6,55 (1,56)	6,93 (0,51)	59,5 (6,59)	1,31 (0,33)
Leopoldo	Paraná	24,90 (3,53)	6,05 (1,29)	6,91 (0,37)	60,63 (4,66)	1,84 (0,86)
Manezinho	Paraná	24,58 (3,75)	4,84 (2,16)	6,71 (0,48)	62,25 (7,12)	1,76 (0,19)
Pombas	Paraná	24,60 (3,95)	7,34 (0,96)	7,39 (0,23)	61,85 (3,91)	1,19 (0,23)
Pousada	Paraná	23,55 (5,02)	5,53 (2,72)	6,77 (0,81)	90,13 (17,54)	0,70 (0,68)
Pau Veio	Paraná	24,65 (3,57)	6,20 (2,49)	7,03 (0,68)	60,28 (3,93)	2,09 (0,25)
<b>Média geral</b>		<b>24,72 (3,87)</b>	<b>5,41 (2,26)</b>	<b>6,74 (0,56)</b>	<b>48,72 (0,56)</b>	<b>1,55 (0,55)</b>

APÊNDICE C - Média e desvio padrão das variáveis de produtividade das lagoas pertencentes aos sistemas Baía, Ivinhema e Paraná localizados na planície de inundação do alto rio Paraná

<b>Local</b>	<b>Sistema</b>	<b>Clorofila-a (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>Nitrogênio (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>Fósforo (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>MST (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>
Fechada	Baía	12,58 (11,51)	1328,87 (403,62)	78,28 (28,76)	1,46 (0,42)
Guaraná	Baía	10,38 (9,47)	1192,32 (274,07)	50,16 (11,45)	0,91 (0,48)
Maria Luiza	Baía	15,74 (9,73)	1001,48 (148,66)	46,35 (11,52)	1,03 (0,74)
Porcos	Baía	30,08 (27,71)	807,54 (192,45)	39,27 (14,55)	0,59 (0,23)
Capivara	Ivinhema	14,65 (4,98)	825,00 (215,48)	38,76 (18,33)	0,73 (0,35)
Cervo	Ivinhema	4,98 (2,93)	830,19 (131,63)	45,27 (11,73)	1,06 (0,58)
Boca do Ipoitã	Ivinhema	9,09 (10,06)	614,37 (167,46)	44,63 (17,40)	1,57 (1,15)
Jacaré	Ivinhema	13,63 (6,10)	884,45 (129,46)	42,67 (10,74)	0,67 (0,23)
Patos	Ivinhema	11,15 (7,66)	702,36 (59,96)	34,41 (9,47)	1,04 (0,78)
Ventura	Ivinhema	20,27 (20,01)	920,02 (189,19)	44,41 (11,14)	1,63 (0,88)
Bilé	Paraná	4,24 (3,21)	701,08 (215,28)	18,31 (2,69)	1,98 (0,44)
Leopoldo	Paraná	3,71 (2,70)	518,72 (399,24)	20,46 (4,54)	3,84 (3,44)
Manezinho	Paraná	3,98 (2,57)	695,48 (219,99)	19,66 (5,93)	1,57 (0,85)
Pombas	Paraná	3,94 (3,74)	820,81 (189,47)	18,30 (6,96)	3,19 (2,39)
Pousada	Paraná	75,57 (54,41)	1883,14 (722,91)	151,84 (102,42)	0,95 (0,30)
Pau Veio	Paraná	3,16 (1,58)	743,63 (176,12)	18,69 (6,18)	2,58 (2,12)
	<b>Média geral</b>	<b>23,08 (14,82)</b>	<b>904,34 (407,11)</b>	<b>44,47 (40,55)</b>	<b>1,55 (1,46)</b>

APÊNDICE D - Lista de espécies de peixes coletados nas lagoas pertencentes aos sistemas Baía, Ivinhema e Paraná localizados na planície de inundação do alto rio Paraná

---

CHONDRICHTHYES

Myliobatiformes

*Potomotrygon* cf. *motoro* (Muller & Henle, 1841)

OSTEICHTHYES

Characiformes

**Curimatidae**

*Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

*Steindachnerina insculpta* (Fernández-Yépez, 1948)

**Prochilodontidae**

*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)

**Anostomidae**

*Leporinus elongatus* (Valenciennes, 1836)

*Leporinus friderici* (Bloch, 1794)

*Leporinus lacustris* Campos, 1945

*Leporinus macrocephalus* Gravello & Britski, 1988

*Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836)

*Schizodon borelli* (Boulenger, 1900)

*Schizodon nasutus* (Kner, 1858)

**Characidae**

*Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000

*Astyanax* aff. *fasciatus* (Cuvier, 1829)

*Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908

*Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882)

*Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Knedy, 1903)

*Moenkhausia* aff. *intermedia* Eigenmann, 1908

*Moenkhausia* aff. *sanctaeofilomenae* (Steindachner, 1907)

*Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004

*Moenkhausia forestii* Benine, Mariguela & Oliveira, 2009

*Moenkhausia gracilima* Eigenmann, 1908

*Psellogrammus kennedyi* (Eigenmann, 1903)

Bryconinae

*Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850)

Serrasalminae

*Metynnis lippincottianus* (Cope, 1818)

*Serrasalmus maculatus* Kner, 1858

*Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1837

Aphyocharacinae

*Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903

*Aphyocharax dentatus* Eigenmann & Kennedy, 1903

Characinae

*Roeboides descavadensis* Pignalberi, 1975

**Cheirodontinae**

*Odontostilbe* sp.

*Serrapinus notomelas* (Eigenmann, 1915)

*Serrapinus* sp. 1

*Serrapinus* sp. 2

**Acestrorhynchidae**

*Acestrorhynchus lacustris* (Lutken, 1875)

**Erythrinidae**

*Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829)

*Hoplias* sp. 1 (grupo *malabaricus*)

*Hoplias* sp. 2 (grupo *malabaricus*)

*Hoplias* sp. 3 (grupo *malabaricus*)

**Lebiasinidae**

*Pyrrhulina australis* Eigenmann & Kennedy, 1903

Siluriformes

**Callichthyidae**

*Leptoplosternum pectorale* (Boulenger, 1895)

**Loricariidae**

Loricariinae

*Loricariichthys platymetopon* Isbrucker & Nijssen, 1979

Hypostominae

*Pterygoplichthys ambrosettii* (Holmberg, 1893)

**Heptapteridae**

*Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917

*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)

**Pimelodidae**

*Pimelodus maculatus* La Cepède, 1803

*Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829)

**Auchenipteridae**

*Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766)

Cyprinodontiformes

**Rivulidae**

*Rivulus apiamici* Costa, 1989

**Poeciliidae**

*Pamphorichthys* sp.

Perciformes

**Cichlidae**

*Apistogramma commbrae* (Regan, 1906)

*Astronotus crassipinnis* (Heckel, 184)

*Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006

*Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006

*Cichla* spp.

*Cichlasoma paranaense* Kullander, 1982

*Geophagus cf. proximus* (Castelnau, 1855)

*Laetacara aff. araguaiae* Ottoni & Costa, 2009

*Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840)

---