

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

ROGÉRIO FERNANDES HANISCH

**Influência da complexidade do *habitat* sobre o padrão morfológico de assembleias de peixes em bancos de macrófitas aquáticas**

Maringá  
2015

ROGÉRIO FERNANDES HANISCH

**Influência da complexidade do *habitat* sobre o padrão morfológico de assembleias de peixes em bancos de macrófitas aquáticas**

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. Erivelto Goulart

Maringá  
2015

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

H239i Hanisch, Rogério Fernandes, 1985-  
Influência da complexidade do *habitat* sobre o padrão morfológico de assembleias de peixes em bancos de macrófitas aquáticas / Rogério Fernandes Hanisch. -- Maringá, 2015. 26 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2015.  
Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart.

1. Peixes de água doce – Macrófitas, Bancos de – Ecomorfologia - Planície de inundação – Alto rio Paraná. 2. Peixes de água doce – Macrófitas, Bancos de – Ecomorfologia – Baía, Rio – Mato Grosso do Sul. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.176409816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ROGÉRIO FERNANDES HANISCH

**Influência da complexidade do *habitat* sobre o padrão morfológico de assembleias de peixes em bancos de macrófitas aquáticas**

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. Erivelto Goulart  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. João Paulo Alves Pagotto  
Universidade Estadual do Paraná (Unespar)

Dr.<sup>a</sup> Rosemara Fuji  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 27 de Março de 2015.

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

## AGRADECIMENTOS

O estudo representa o esforço conjunto de acadêmicos, professores e pesquisadores do curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM). Portanto, deixo aqui toda minha gratidão por aqueles que estiveram envolvidos na realização desse projeto direta ou indiretamente. Agradeço, especialmente, ao meu orientador, professor Dr. Erivelto Goulart, por todo o apoio, ensinamento e atenção durante meus anos de mestrado. Agradeço de coração minha namorada Milena Veronezi Silva, por estar sempre ao meu lado e por proporcionar os momentos mais felizes e importantes da minha vida. Da mesma forma, sou imensamente grato a minha mãe Edna Fernandes Hanisch, pelo suporte, incentivo, atenção e carinho.

Deixo aqui meus sinceros agradecimentos a: Aline Rosa Prado, Fábio Teruo Mise e Hugo José Message pela parceria nas atividades de campo e também pelos bons momentos vivenciados durante o desenvolvimento deste projeto; Fagner de Souza, Luiz Fernando Caserta Tencatt e Hugmar Pains da Silva pela ajuda na identificação. Jean Ortega pela ajuda no desenvolvimento das análises estatísticas; Fabrício Hiroiuki Oda pela amizade e discussões sobre ecologia; Tiao e Alfredo pela ajuda na coleta e nos demais atividades de campo; Aldenir e Jocemara pela ajuda diária com os documentos da secretária; João Fábio e Salete pelo apoio e disponibilização de material científico. Todos os professores do PEA, que contribuíram para o meu crescimento profissional e à Universidade Estadual de Maringá (UEM), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio logístico e financeiro.

## **Influência da complexidade do *habitat* sobre o padrão morfológico de assembleias de peixes em macrófitas aquáticas**

### **RESUMO**

A complexidade de *habitat* pode influenciar da fisiologia até atributos da estrutura de comunidades de diferentes organismos. Níveis distintos de complexidade de *habitat* podem influenciar a exploração de recursos por peixes pela imposição de restrições morfológicas. Testou-se a hipótese de que o padrão ecomorfológico dos peixes varia entre os níveis de complexidade. Foram coletados peixes em bancos de macrófitas com diferentes níveis de complexidade estrutural. Foram levantadas informações ecomorfológicas da assembleia de peixes associados aos bancos de cada espécie de macrófitas aquáticas. Análise de componentes principais foram utilizadas para sumarizar as variações morfológicas entre as espécies de peixes. Para averiguar como o padrão ecomorfológico da assembleia de peixes variou entre as espécies de macrófitas uma análise de variância foi utilizada. Foram coletadas 15 espécies entre todos os bancos de ambas as espécies. O padrão ecomorfológico diferiu entre os diferentes níveis de complexidade. As diferenças encontradas indicam que a complexidade de *habitat* pode atuar como um fator limitante para exploração do *habitat* pelas assembleias de peixes.

**Palavras-chave:** Ecomorfologia. Peixes de água doce. Planície de inundação Neotropical.

## **Influence of *habitat* complexity on the morphological patterns of fish assemblages in aquatic macrophytes**

### ***ABSTRACT***

*Habitat* complexity can influence the biology of many organisms, from physiological aspects to community structure. Different levels of *habitat* complexity may impose morphological restrictions that can influence the resource exploitation of fish species. This study aimed it was assessed the hypothesis that the fish ecomorphological pattern differs between the levels of complexity. Fish were sampled in macrophytes stands with different levels of structural complexity. Ecomorphological data on fish assemblages associated to each macrophyte species were collected. A principal component analysis were performed to summarize the morphological variation between the fish species. To assess how the fish assemblages ecomorphological pattern varied between the macrophyte species an analysis of variance was performed. Fifteen fish species were sampled in all stands of both macrophyte species. The ecomorphological pattern differed between the levels of structural complexity. The differences in the ecomorphological patterns found suggests that the *habitat* complexity can work as a limiting factor to the *habitat* exploration by the fish assemblages.

**Keywords:** Ecomorphology. Freshwater fish. Neotropical floodplain.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Ecology of Freshwater Fish*. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/journal/>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	7
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	8
	2.1 Área de estudo .....	8
	2.2 Coletas dos peixes .....	10
	2.3 Medidas morfométricas .....	11
	2.4 Análise de dados .....	11
<b>3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	12
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	15
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	18
	<b>ANEXO 1</b> .....	25

## 1 INTRODUÇÃO

A complexidade do *habitat* tem um importante papel na estruturação e funcionamento de comunidades, pois em geral aumenta a abundância e diversidade de espécies (MacArthur & MacArthur, 1961; Taniguchi & Tokeshi, 2004; mas veja Carniatto *et al.* 2013). Os peixes e vários outros organismos utilizam a complexidade disponível em seus *habitats* provida por madeira submersa, rochas, macrófitas aquáticas, algas e corais. Pois a complexidade disponibilizada por estas estruturas podem fornecer abrigo de predadores, locais de forrageamento com diferentes características, possibilitando assim que maior número de espécies e também maior número de indivíduos ocupem o ambientes complexos, quando comparado com ambientes sem complexidade ( Benk *et al.* 1984, Cranfield *et al.* 2004) Dentre os principais mecanismos que determinam essa relação entre diversidade e complexidade de *habitat* estão o refúgio contra predação (e.g., Kovalenko *et al.* 2010) e uma maior oferta de recursos alimentares (Casatti *et al.* 2003; Cunha & Thomaz, 2010).

A complexidade do *habitat* pode ser representada por diferentes formas, como a arquitetura de estruturas físicas (e.g., topologia de rochas e rochedos; Tokeshi & Araraki, 2012) ou biológicas [e.g., arquitetura da folhagem de árvores (MacArthur & MacArthur, 1961) ou de macrófitas (Dibble & Thomaz, 2006)] que compõem o *habitat* (Lawton, 1986). Em ambientes aquáticos, frequentemente a arquitetura de macrófitas são utilizadas como medidas de complexidade de *habitat* (Thomaz & Cunha, 2010; Kovalenko *et al.* 2012). Em bancos de macrófitas aquáticas, Dibble e Thomaz (2006) utilizaram o arranjo espacial destas objetivando determinar a complexidade espacial destas plantas. A presença destes componentes vegetais em proporciona um aumento da heterogeneidade ambiental e de recursos (Dibble & Thomaz, 2006; Agostinho *et al.* 2007) que podem exercer um papel importante para a manutenção da diversidade de peixes. Pois, esse aumento na heterogeneidade ambiental e de recursos pode prover abrigo contra predadores, alimento e local para reprodução para diversas espécies de peixes (Casatti *et al.* 2003; Baumgartner *et al.* 2004; Daga *et al.* 2009; Thomaz & Cunha, 2010).

Embora existam evidências apontando para relações positivas entre a complexidade e a estrutura de comunidades de peixes, níveis muito altos de complexidade podem impor restrições físicas ou fisiológicas para a exploração do *habitat* por peixes. Carniatto *et al.* (2013) observaram que em biomassas muito altas de uma macrófita invasora (*Urochloa arrecta*) há a completa ausência de peixes nesses bancos. É provável que o adensamento do banco de *U. arrecta* impediu

que até peixes de pequeno porte pudessem explorar esses bancos (Carniatto *et al.* 2013). Resultados similares foram observados por Mitsuo *et al.* (2014), esses autores reportaram que níveis elevados de biomassa de macrófitas podem ter diminuído a concentração de oxigênio na água e que levou a uma diminuição da riqueza de peixes.

A complexidade promovida por macrófitas pode ainda determinar padrões ecomorfológicos dos peixes associados (Willis *et al.* 2005). As restrições à exploração de *habitats* promovida pelo aumento da complexidade estrutural de macrófitas pode levar a compressão de nicho morfológico explorados pelas espécies da assembleia (Willis *et al.* 2005). Contudo, a relação entre a complexidade estrutural e a morfologia das assembleias de peixes associados ainda não está definida satisfatoriamente. Verificou-se a existência e como varia o padrão ecomorfológico da assembleia de peixes em função da complexidade estrutural. Foram utilizadas as assembleias de peixes associados a duas espécies de macrófitas com diferentes níveis de complexidade (*Eichhornia azurea*: nível de complexidade baixo e *E. crassipes* nível de complexidade alto; segundo Dibble & Thomaz, 2006 em lagoas conectadas da planície de inundação do rio Paraná. Foi testada a predição que o padrão ecomorfológico das assembleias de peixes difere entre as espécies de macrófitas.

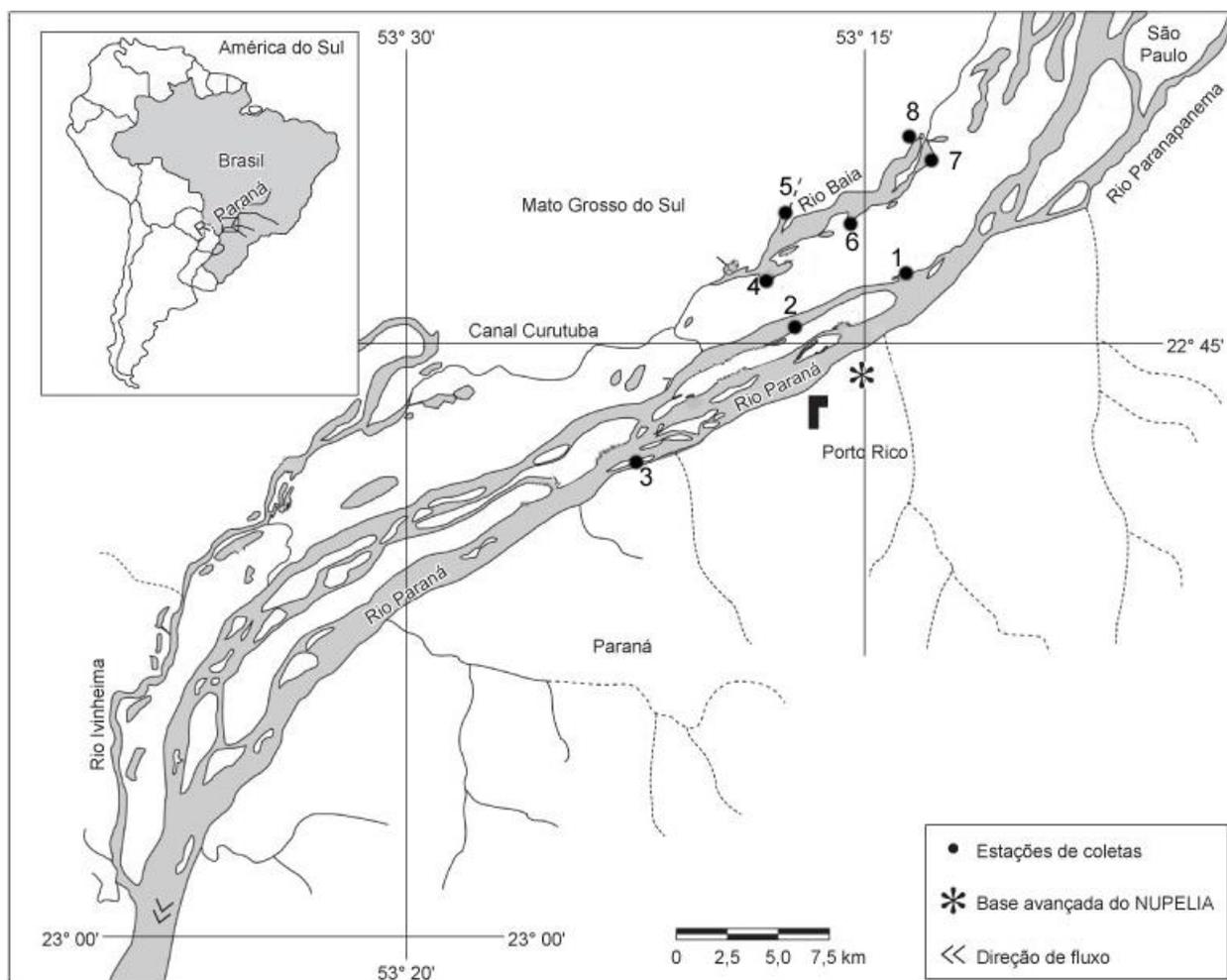
## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O rio Paraná é responsável por drenar todo o centro sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar, nas proximidades da costa Atlântica. No mundo esse rio é o quarto maior em área de drenagem ( $2,8 \times 10^6 \text{ km}^2$ ) e o décimo em descarga ( $50 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ ) (Maack 1968). Lagoas permanentes ou temporárias, estão distribuídas pela planície de inundação do rio Paraná, sendo alimentadas pelo transbordamento dos cursos de água ou pelo lençol freático (Paiva 1982).

As amostragens foram realizadas em oito diferentes lagoas conectadas da planície de inundação do alto rio Paraná (Figura 1). Do total de lagoas, três estão localizadas na sub-bacia do rio Paraná e cinco na sub-bacia do rio Baía. Estas lagoas foram selecionadas porque apresentaram a presença de bancos de macrófitas de duas espécies que ocorrem na região, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. Estas plantas aquáticas foram escolhidas por possuírem características distintas em sua biologia e arquitetura resultando em ambientes com

diferentes níveis de complexidade estrutural (*Eichhornia crassipes* é uma macrófita flutuante de vida livre, com suas raízes apresentando alto nível de complexidade estrutural, com grande número de pequenos interstícios em suas raízes. Por outro lado, *E. azurea* é uma macrófita enraizada com folhas emergentes flutuantes que apresenta um menor número de interstícios porém de maior tamanho em suas raízes e talos resultando em um menor nível de complexidade estrutural (Dibble & Thomaz, 2006).



**Figura 1.** Lagoas amostradas em cada sistema: Paraná 1- Xirica ( $22^{\circ}43'27,18''S$ ;  $53^{\circ}13' 4,56''W$ ), 2-Bilé ( $22^{\circ}45'13,56''S$ ;  $53^{\circ}17' 9,48''W$ ),3- Pombas ( $22^{\circ}47'55,92''S$ ;  $53^{\circ}21'32,58''W$ , e cinco no sistema do rio Baía 4- Água Suja ( $22^{\circ}43'23,16''S$ ;  $53^{\circ}17' 25,5''W$ ), 5- Pousada das Garças  $22^{\circ}44'41,76''S$ ;  $53^{\circ}14' 7,32''W$ ), 6- Porcos ( $22^{\circ}42' 4,44''S$ ;  $53^{\circ}14'40,08''W$ ), 7- Onça ( $22^{\circ}39'48,42''S$ ;  $53^{\circ}12' 1,62''W$ ), 8- Maria Luiza ( $22^{\circ}40'30,18''S$ ;  $53^{\circ}13'11,16''W$ ).

## 2.2 Coletas dos peixes

Foram coletadas variáveis físico-químicas para caracterizar a limnologia de cada lagoa. As variáveis amostradas foram a temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, transparência e a profundidade para cada lagoa antes da coleta dos peixes (Tabela 1).

A coleta dos peixes foi realizada no mês de outubro de 2012. Os peixes foram amostrados utilizando uma peneira retangular com área de 1,25 m<sup>2</sup> com malha de 0,5 mm. Em cada lagoa foram selecionados seis bancos de macrófitas aquáticas das duas espécies sendo três de *E. azurea* e três de *E. crassipes*. Foram realizados três lances da peneira nos bancos de macrófitas aquáticas abrangendo da margem até o centro dos bancos. As macrófitas foram removidas da peneira verificando-se para que não ficassem peixes aderidos às suas raízes. Após a coleta os peixes foram preservados em formaldeído a 4%.

Os peixes coletados foram transportados até o Laboratório de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá onde foram etiquetados, pesados e acondicionados em frascos contendo álcool 70%. Cada indivíduo foi identificado segundo Graça & Pavanelli (2007) e teve seu comprimento padrão mensurado. Material de testemunho foi depositado na coleção Ictiológica do Nupélia.

**Tabela 1.** Dados abióticos de cada lagoa amostrada.

Lagoa	Profundidade (cm)	Temperatura (°C)	O <sub>2</sub> dissolvido (mg/l)	O <sub>2</sub> dissolvido (%)	Condutividade (µS/cm)	Transparência (cm)	pH
Pousada	28	25,8	7,2	86,2	21,4	20	6,35
Porcos	80	26,8	6,78	84,4	20,7	37	6,16
Maria Luiza	25	26,8	7,54	95,0	19,6	25	5,95
Água Suja	80	28,3	8,31	105,0	16,6	55	6,08
Onça	135	27,0	5,42	68,2	20,5	70	6,04
Pomba	90	27,0	8,20	102,0	49,1	90	36,23
Xirica	50	28,3	4,34	55,9	42,2	50	6,25
Bilé	52	28,9	3,67	51,5	51,5	52	5,83

### 2.3 Medidas morfométricas

Medidas morfométricas lineares e as áreas relacionadas, ao tronco, nadadeiras, cabeça, olhos e boca dos peixes foram tomadas de pelo menos 3 e no máximo 15 exemplares de cada espécie coletada. Foram utilizados 24 caracteres morfológicos (Anexo 1), relacionados à ocupação do *habitat*, comportamento natatório e ecologia trófica (baseado em Gatz Jr., 1979, Norton, 1995, Breda *et al.* 2005, Oliveira *et al.* 2010 e Pagotto *et al.* 2011).

Todas as medidas foram tomadas do lado esquerdo dos indivíduos. As medidas morfométricas lineares foram obtidas com o auxílio de paquímetro digital, com aproximação de 0,01 mm. Áreas dos olhos e das nadadeiras foram obtidas a partir dos desenhos do contorno das estruturas, os quais, posteriormente, foram digitalizados e inseridos no programa *AutoCAD 2012*<sup>®</sup> para o cálculo da área interna.

### 2.4 Análise de dados

Com a finalidade de avaliar possíveis tendências nas variações morfológicas no espaço morfológico multivariado, uma análise de componentes principais (PCA Peres-Neto, 1999) sobre a matriz formada pelas 24 medidas morfométricas de cada espécime amostrado. Foram retidos para interpretação somente os eixos que apresentaram autovalores maiores que os gerados pela distribuição de *broken-stick* (Jackson, 1993). A PCA foi realizada com os resíduos de regressões lineares simples entre cada medida morfométrica (variável resposta; transformada por  $\log_{10}$ ) e o comprimento padrão (variável preditora; transformada por  $\log_{10}$ ) para controlar o efeito do comprimento sobre as variáveis morfométricas. Para facilitar a representação gráfica da PCA a posição das espécies de peixes no espaço multidimensional, foram calculadas as médias dos escores dos eixos retidos para interpretação de cada espécie de peixe por espécie de macrófita.

Para avaliar se o padrão ecomorfológico variou entre os diferentes níveis de complexidade foi realizada uma análise de variância (ANOVA *one-way*) assumindo variâncias heterogêneas (Welch, 1951). Nessa análise a variável preditora foi a espécie de macrófita (fator com dois níveis: *E. crassipes* e *E. azurea*, i.e., alta e baixa complexidade, respectivamente) e a variável resposta foram os escores do primeiro eixo da PCA. A ANOVA assumindo variâncias heterogêneas foi realizada, pois, houve violação do pressuposto de homogeneidade de variâncias.

Todas as análises foram realizadas utilizando-se o *software R version 3.1.2* (R Core Team, 2014). Foi adotado um nível de significância de 0,05.

### 3 RESULTADOS

Foram mensurados 1492 indivíduos distribuídos em 15 espécies, três ordens e cinco famílias, das quinze espécies 3 foram exclusivas de *E. crassipes* *Pyrrhulina australis* (Eigenmann & Kennedy, 1903), *Rivulus* cf. *apiamici* (Costa, 1989) e *Laetacara araguaiae* (Ottoni & Costa, 2009), e para *E. azurea* foram registradas 4 espécies exclusivas, *Aphyocharax anisitsi* Eigenmann & Kennedy, 1903, *Moenkhausia gracilima* (Eigenmann, 1908), *Moenkhausia bonita* (Benine, Castro & Sabino, 2004) e *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907), considerando os 48 bancos das duas macrófitas aquáticas amostradas (Tabela 2). O número total de indivíduos coletados em cada espécie de macrófita foi 1075 para *E. azurea* e de 417 para *E. crassipes*.

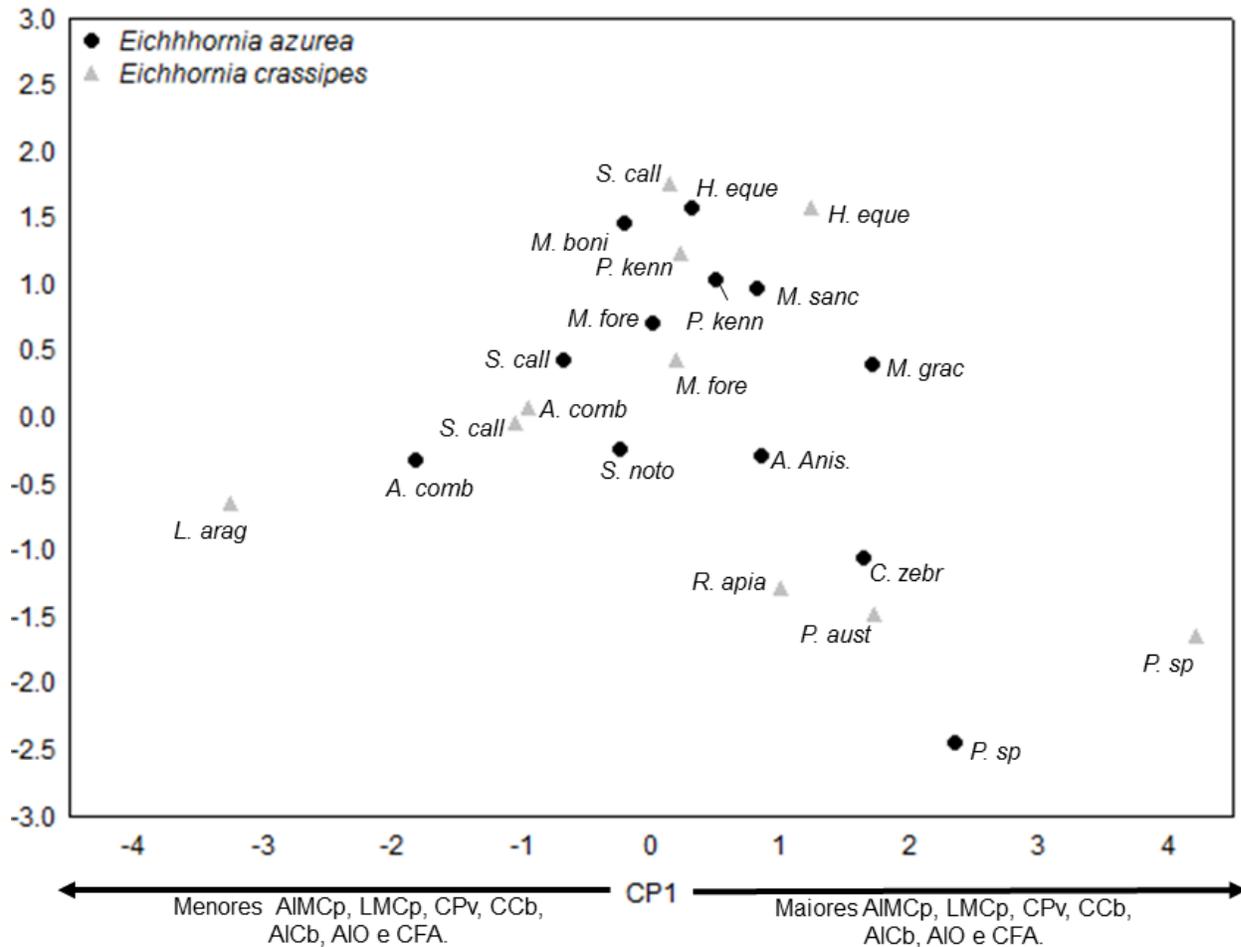
**Tabela 2.** Espécies de peixes amostradas nos bancos de *Eichhornia crassipes* e *E. azurea*.

<b>Espécie</b>	<b><i>E. crassipes</i></b>	<b><i>E. azurea</i></b>
<b>Characiformes</b>		
<b>Characidae</b>		
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903		X
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	X	X
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro & Sabino, 2004		X
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Castro & Sabino, 2004	X	X
<i>Moenkhausia gracilima</i> Eigenmann, 1908		X
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)		X
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	X	X
<i>Serrapinnus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	X	X
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	X	X
<b>Crenuchidae</b>		
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann 1909)	X	X
<b>Lebiasinidae</b>		
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	X	
<b>Cyprinodontiformes</b>		
<b>Poeciliidae</b>		
<i>Pamphorichthys</i> sp.	X	X
<i>Melanorivulus</i> cf. <i>apiamici</i> (Costa 1989)	X	
<b>Perciformes</b>		
<b>Cichlidae</b>		
<i>Apistogramma commbrae</i> (Regan, 1906)	X	X
<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa, 2009	X	

De acordo com o critério de *broken-stick* foi retido para interpretação apenas o primeiro eixo da PCA realizada com as variáveis morfométricas. Esse eixo representou cerca de 21% da variabilidade total dos dados morfométricos e apresentou as maiores correlações negativas com a altura e largura máxima do corpo, comprimento da nadadeira pélvica, comprimento e altura da cabeça, a altura dos olhos em relação à cabeça e ao comprimento do focinho com a boca aberta (Tabela 3). É possível notar a ocorrência de um padrão na divergência ecomorfológica entre as espécies coletadas nas duas macrófitas aquáticas utilizando a PCA em qual os indivíduos apresentaram maiores valores das medidas morfométricas em *E. azurea* (Figura 2).

**Tabela 3.** Valores de correlação (autovetores) de cada medida morfométrica com os escores do primeiro eixo da análise de componentes principais. Estão apresentados o autovalor e a porcentagem de explicação somente do eixo retido para interpretação segundo o critério de *broken-stick*. Em negrito estão as variáveis com as maiores correlações com o eixo 1.

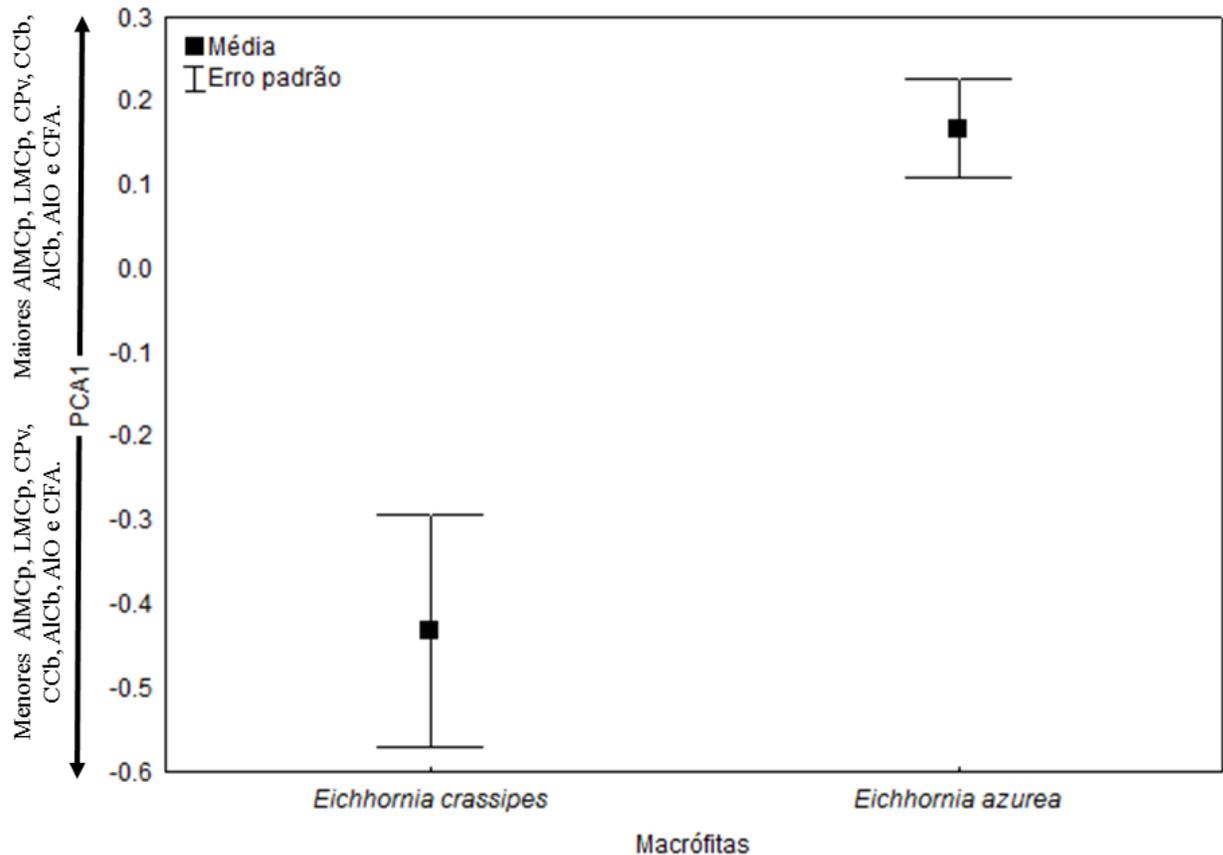
Variáveis	Siglas	PCA 1
Altura máxima do corpo	AlMCp	<b>-0,755</b>
Altura da linha mediana do corpo	AILM	-0,556
Largura máxima do corpo	LMCp	<b>-0,727</b>
Comprimento do pedúnculo caudal	CPd	-0,398
Altura do pedúnculo caudal	AlPd	-0,276
Largura do pedúnculo caudal	LPd	-0,386
Altura da nadadeira caudal	AIC	0,180
Comprimento da nadadeira anal	CA	-0,352
Comprimento da nadadeira peitoral	CPt	-0,361
Comprimento da nadadeira pélvica	CPv	<b>-0,671</b>
Comprimento da cabeça	CCb	<b>-0,679</b>
Altura da cabeça	AICb	<b>-0,695</b>
Largura da cabeça	LCb	-0,515
Altura dos olhos em relação à cabeça	AIO	<b>-0,694</b>
Altura da boca	AlBo	-0,053
Largura da boca	LBo	-0,050
Comprimento do focinho com a boca fechada	CFF	-0,582
Comprimento do focinho com a boca aberta	CFA	<b>-0,637</b>
Área do olho	AO	-0,030
Área Dorsal	AD	-0,046
Área da nadadeira caudal	AC	-0,060
Área da nadadeira anal	AA	-0,001
Área da nadadeira peitoral	APt	-0,009
Área da nadadeira pélvica	APv	-0,003
Autovalor		4,99
Porcentagem de explicação (%)		21,00



**Figura 2.** Ordenação das variáveis morfológicas dos indivíduos coletados nos bancos de *Eichhornia azurea* e *E. crassipes* avaliadas por análise de componentes principais (PCA). Cada ponto representa a média dos escores do eixo 1 e 2 (eixo 2 somente para facilitar a representação gráfica) de cada espécie de peixe por espécie de macrófita, A. anis: *Aphyocharax anisitsi*, A. comb: *Apistogramma commbrae*, C. zebr: *Characidium aff. zebra*, H. eque: *Hyphessobrycon eques*, L. arag: *Laetacara araguaiae*, M. boni: *Moenkhausia bonita*, M. fore: *Moenkhausia forestii*, M. grac: *Moenkhausia gracilima*, M. sanc: *Moenkhausia sanctaefilomenae*, P. sp: *Pamphorichthys sp.*, P. aust: *Pyrrhulin australis*, P. kenn: *Psellogrammus kennedyi*, R. apia: *Rivulus cf. apiamici*, S. call: *Serrapinnus calliurus*, S. noto: *Serrapinnus notomelas*.

Os escores do PCA 1 variaram entre as espécies de macrófitas (ANOVA assumindo variâncias heterogêneas:  $F_{1,569,77} = 15,98$ ,  $p < 0,01$ ). Em média, indivíduos associados a bancos de *E. azurea* apresentaram maiores valores de altura máxima do corpo (AIMCp), largura máxima do

corpo (LMCp), comprimento da nadadeira pélvica (CPv), comprimento da cabeça (CCb), altura da cabeça (AICb), altura do olho (AIO) e comprimento do focinho com a boca aberta (CFA) do que os associados a *E. crassipes* (Figura 3).



**Fig. 3.** Variação no padrão ecomorfológico das assembleias de peixes (escores do PCA 1) entre *Eichhornia crassipes* (alta complexidade estrutural) e *Eichhornia azurea* (baixa complexidade estrutural).

#### 4 DISCUSSÃO

A complexidade do *habitat* é um dos fatores mais importantes na estruturação das assembleias, interferindo fortemente na relação entre as espécies e destas com o ambiente. Diferentes níveis de complexidade têm efeitos distintos sobre a morfologia das espécies, levando a seleção de ecomorfotipos mais adaptados a estes ambientes (Winemiller 1991, Robinson & Wilson 1994, Jonsson & Jonsson 2001), pois, com o aumento da complexidade estrutural há um

aumento do número de obstáculos físicos para a exploração desses *habitats* (Thomaz & Cunha, 2010; Carniatto *et al.* 2013).

Foi observado que houve segregação entre o padrão ecomorfológico das assembleias de peixes entre os diferentes níveis de complexidade. De modo geral, em menores complexidades estruturais (i.e., bancos de *E. azurea*), os indivíduos apresentaram maiores valores dos atributos morfológicos (e.g., maiores alturas e larguras). É possível inferir que a complexidade estrutural das espécies de *Eichhornia* estejam selecionando morfotipos baseados em barreiras físicas para exploração desses *habitats*. Esse resultado corrobora com outros estudos sobre o efeito da complexidade estrutural em atributos da comunidade, que apontam que a limitação física imposta pelo aumento da complexidade estrutural pode influenciar atributos das assembleias de peixes como a riqueza, abundância (Carniatto *et al.* 2013) e morfologia (Willis *et al.* 2005). Essa influência da limitação física é ainda suportada pelo fato que foi observado um maior número de indivíduos nos bancos da macrófita *E. azurea*, que apresenta interstícios com maior diâmetro apresentando maiores quantidades de micro-*habitats* do que *E. crassipes*.

Outros mecanismos também podem explicar as diferenças nos padrões ecomorfológicos entre os diferentes níveis de complexidade. *Habitats* com menores complexidades estruturais podem apresentar uma menor quantidade de abrigo contra predação (Agostinho *et al.* 2007; e.g., Kovalenko *et al.* 2010). A predação é um importante mecanismo na estruturação de comunidades (Englund *et al.*, 2009), visto que em predações intensas podem levar a redução de riquezas, abundâncias (Pelicice & Agostinho, 2009) ou mesmo a extinções locais (Piana *et al.*, 2006). Há indícios de que regimes de predação podem atuar como um mecanismo de seleção diferencial de morfotipos de espécies de peixes (Araújo *et al.* 2014). Regimes de predação diferenciados podem levar a seleção de morfotipos que consigam explorar de um modo mais efetivo o abrigo disponibilizado por *E. azurea*. Além da predação ou limitações físicas, requerimentos abióticos também podem ter atuado como mecanismo subjacente às diferenças ecomorfológicas entre os níveis de complexidade. É possível que bancos de macrófitas mais complexos consumam uma maior quantidade de oxigênio o que resulte em menores concentrações de oxigênio na água (Mitsuo *et al.* 2014). As condições de anoxia também influenciam a riqueza e a composição das assembleias de peixes (Petry *et al.* 2013). Essas condições de anoxia podem atuar como filtro ambiental selecionando espécies tolerantes às essas condições (Petry *et al.* 2013) que em último caso podem se refletir nas diferenças ecomorfológicas encontradas.

Indivíduos dos bancos de *E. azurea* apresentaram maiores altura e largura do corpo, comprimento da nadadeira pélvica, comprimento da cabeça, altura da cabeça, altura dos olhos em relação à cabeça e comprimento do focinho com a boca aberta do que os indivíduos de *E. crassipes*. Esses resultados implicam que os indivíduos dos bancos de *E. azurea*, com seus corpos maiores, estão adaptados para nadarem em ambientes com fluxo de água mais lento sendo compatíveis com o maior tamanho dos interstícios disponibilizados pelos talos e raízes desta espécie. Maiores alturas e larguras do corpo estão correlacionados com a exploração de ambientes de velocidade de corrente baixa (Gatz Jr 1979). Nadadeira pélvicas mais compridas proporcionam um maior equilíbrio na coluna d'água (Gatz Jr 1979), enquanto que maiores comprimentos e alturas da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas de maiores tamanhos (Winnemiller 1991). Olhos em posições mais altas na cabeça estão correlacionado com o forrageamento na coluna d'água (Watson & Balon 1984) e focinhos mais compridos permitem a ingestão de presas de maior porte (Gatz Jr 1979). Em síntese esses atributos ecomorfológicos se relacionam basicamente a exploração do *habitat* (posição e manobrabilidade em ambientes com menores velocidades de fluxo) e de recursos alimentares (comportamento de captura e tamanho de presas).

Resultado semelhante de aumento no tamanho dos indivíduos em macrófitas com diferentes níveis de complexidade foram encontrado por Jeffries 1993 e McAbendroth *et al.* 2005, os quais identificaram o aumento no tamanho de invertebrados associados em ambientes menos complexos, quando comparados aos invertebrados encontrados em ambientes mais complexos, o que estaria de acordo com o fato dos peixes coletados apresentarem maior tamanho da cabeça e comprimento do focinho com a boca aberta, possibilitando desta forma que se alimentem de presas maiores.

Foram observadas que a complexidade de *habitat* influencia a diversificação ecomorfológica da assembleia de peixes em uma planície de inundação Neotropical. Há indícios que essas diferenças ecomorfológicas são devidas às limitações físicas impostas pelo aumento da complexidade de *habitat*. Contudo, mais estudos são importantes para um maior entendimento sobre como a limitação física, a predação (e.g., Araújo *et al.* 2014) e requerimentos abióticos (e.g., Araújo *et al.* 2014; Petry *et al.* 2013) e possíveis interações entre esses mecanismos influenciam os padrões ecomorfológicos de peixes.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Rodrigues, L., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Miranda, L. E. 2004. Structure and Functioning of The Paraná River and Its Floodplain: LTER – Site 6 – (PELD – Sítio 6). Maringá: EDUEM, 275.
- Agostinho A. A., Thomaz, S. M., Gomes, L. C. & Baltar, L. S. M. A. S. 2007. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology* 41: 611-619.
- Araújo, M. S., Perez, S. I., Magazoni, M. J. C. & Petry, A. C. 2014. Body size and allometric shape variation in the molly *Poecilia vivipara* along a gradient of salinity and predation. *BMC Evolutionary Biology* 14: 251
- Babbitt, K. J. & Jordan, F. 1996. Predation on *Bufo terrestris* tadpoles: effects of cover and predator identity. *Copeia* 485–488.
- Baumgartner, G., Nakatani, K., Gomes, L. C., Bialezki, A., Sanches, P. V. & Makrakis, M. C. 2004. Identification of spawning sites and natural nurseries of fishes in the upper Paraná River, Brasil. *Environmental Biology of Fishes* 71: 115-125.
- Bell, S. S., E. D. McCoy & H. R. Mushinsky, 1991. *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London.
- Benke, A. C., Van Arsdall Jr, T. C., Gillespie D., Parrish M. F. K., 1984. Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of *habitat* and life history. *Ecological Monographs* 54: 25–6.
- Breda, L., Oliveira, E. F. & Goulart, E. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27: 371-381.

- Carniatto, N., Thomaz, S. M., Cunha, E. R., Fugi, R., & Ota, R. R. 2013. Effects of an invasive alien Poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a Neotropical reservoir. *Biotropica* 45: 747–754.
- Casatti, L., Mendes, H. F., & Ferreira, K. M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 213–222.
- Cranfield, H. J., Rowden A. A., Smith, D. J., Gordon, D. P., & Michael, K. P., 2004. Macrofaunal assemblages of benthic *habitat* of different complexity and the proposition of a model of biogenic reef *habitat* regeneration in Foveaux Strait, New Zealand. *Journal of Sea Research* 52:109–125.
- Daga, V. S., Gogolat, M., Sanches P. S, Baumgartner G., Baumgartner D., Piana P. A., Gubiani, E. A. & Delariva R. L. 2009. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7: 429-438.
- Dibble, E. D. & Thomaz, S. M. 2006. Simple Method to Estimate Spatial Complexity in Aquatic plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 421-428.
- Douglas, M. E. 1987. An ecomorphological analysis of niche packing and niche dispersion in stream-fishes clades. In: Matthews, W. J., Heins, D. C. (Eds.). *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*. Norman: University of Oklahoma Press, 144 – 149.
- Englund, G., Johansson, F., Olofsson, P., Salonsaari, J., & Öhman, J. 2009. Predation leads to assembly rules in fragmented fish communities. *Ecology Letters* 12: 663–671.
- Gatz Jr., A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21: 91-124.

Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM, 241.

Jackson, D. A. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204–2214.

Jeffries, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos* 67: 142–148.

Jepsen D. B. 1997. Fish species diversity in sand bank *habitats* of a neotropical river. *Environmental Biology Fish* 49:449–460

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2001. Polymorphism and speciation in Arctic charr. *Journal of Fish Biology* 58: 605–638.

Kovalenko, K. E., Dibble, E. D., Agostinho, A. A., Cantanhêde, G., & Fugi, R. 2010. Direct and indirect effects of an introduced piscivore, *Cichla kelberi* and their modification by aquatic plants. *Hydrobiologia* 638: 245–253.

Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M. & Warfe, D. M. 2012. *Habitat* complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685:1–17.

Lawton, J. H. 1986. Surface availability and insect community structure: the effects of architecture and the fractal dimension of plants. In Juniper, B. E. & T. R. E. Southwood (eds), *Insects and the Plant Surface*. Edward Arnold, London: 317–331.

Maack, R. 1968. Geografia básica do Estado do Paraná. Rio de Janeiro: Livraria José Olympio Editora, 442.

Mcabendroth, L., P. M. ramsay, A. Foggo, S. D. Rundle & Bilton, D. T. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos* 111: 279–290

MacArthur R. H. & MacArthur J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594-598.

Matthew, J. B. & Kimberly, J. B. 2004. Influence of *Habitat* Complexity on Predator–Prey Interactions between the Fish (*Gambusia holbrooki*) and Tadpoles of *Hyla squirella* and *Gastrophryne carolinensis*. *Copeia* 1:173–177.

Menge, B. A., J. Lubchenko & L. R. Ashkenas. 1985. Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical rocky intertidal community. *Oecologia* 65: 394–405.

Mitsuo, Y., Tsunoda, H., Kozawa, G., & Yuma, M. 2014. Agriculture, ecosystems and environment response of the fish assemblage structure in a small farm pond to management dredging operations. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 188: 93–96.

Montaña, C. G & Winemiller, K. O. 2010. Local-scale *habitat* influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical flood plain river. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 216–227.

Neves, F.M. & Monteiro, L. R. 2003. Body shape and size divergence among populations of *Poecilia vivipara* in coastal lagoons of south-eastern Brazil. *Journal of Fish Biology* 63: 928-941.

Norton, S. F. 1995. A functional approach to ecomorphological patterns of feeding in cottid fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44: 61-78.

Oliveira, E. F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C. V., Paiva, L. R. S. & Vismara, M. R. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology* 8: 569-586.

Pacheco, E. B. & Da-Silva, C. J. 2009. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 101-108.

Pagotto, J. P. A., Goulart, E., Oliveira, E. F. & Yamamura, C. B. 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 71: 469-479.

Paiva, M. P. 1982. *Grandes represas do Brasil*. Brasília: Editerra, 292.

Pelicice, F. M., & Agostinho, A. A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11: 1789–1801.

Peres-Neto, P. R. 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riacho. *Oecologia Brasiliensis* 6: 209 - 236.

Petry, A. C., Abujanra, F., Gomes, L. C., Júlio Jr., H. F., Agostinho, A. A. 2013. Effects of the interannual variations in the flood pulse mediated by hypoxia tolerance: the case of the fish assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Neotropical Ichthyology* 11: 413-424.

Piana, P. A., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. 2006. Comparison of predator–prey interaction models for fish assemblages from the neotropical region. *Ecological Modelling* 192: 259–270.

R Core Team. 2014. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<http://www.r-project.org/>>

Robinson B.W. & Wilson D. S. 1994. Character release and displacement in fishes: a neglected literature. *American Naturalist* 144: 596–627.

Souza Filho, E. E. & Stevaux, J. C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (eds.) A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. Maringá: EDUEM, 3 – 46.

Taniguchi, H. & M. Tokeshi, 2004. Effects of *habitat* complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology* 49: 1164–1178.

Thomaz, S. M., & Cunha, E. R. 2010. The role of macrophytes in *habitat* structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 218–236.

Tokeshi, M., Arakaki, S. 2012. *Habitat* complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia* 685: 27–47.

Van Der Klaauw, C.J. 1948. Ecological studies and reviews IV Ecological morphology. *Bibliotheca Biotheoretica* 4: 27-111.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fishes taxocenes in rainforest stream of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*. 1984. 25: 371 – 384.

Wainwright, P.C & Reilly, S.M. 1994. Introduction In: P.C. Wainwright & S.M. Reilly (eds.). *Ecological morphology: integrative organismal biology*. Chicago: The University of Chicago Press, 1-9.

Walters, L. J. & Wetthey, D. S. 1996. Settlement and early postsettlement survival of sessile marine invertebrates on topographically complex surfaces: the importance of refuge dimensions and adult morphology. *Marine Ecology Progress Series* 137:161–171.

Welch, B. L. 1951. On the comparison of several mean values: an alternative approach. *Biometrika* 38: 330–336.

Willis S. C., Winemiller K. O & Lopez-Fernandez, H. 2005. *Habitat* structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142: 284–295.

Winemiller, K. O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61: 343-365.

Wood, B. M. & Bain, M. B. 1995. Morphology and *microhabitat* use in stream fish. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*. Canada, 52: 1487 – 1498.

Xie, S., Cui, Y. & Li, Z. 2001. Dietary morphological relationships of fishes in Liganzi Lake, China. *Journal of Fish Biology* 58: 1714-1729

## ANEXO 1

## Medidas morfométricas utilizadas

<b>Medidas e áreas</b>	<b>Descrições</b>
Comprimento padrão	Distância da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal.
Altura máxima do corpo	Maior distância vertical perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
Altura da linha mediana do corpo	Distância do ventre até a linha horizontal que se estende da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal (no ponto de altura máxima do corpo)
Largura máxima do corpo	Maior distância horizontal perpendicular ao eixo longitudinal do corpo
Comprimento do pedúnculo caudal	Distância do ponto mais posterior da base da nadadeira anal até o término do pedúnculo caudal.
Altura do pedúnculo caudal	Menor altura do pedúnculo.
Largura do pedúnculo caudal	Medida horizontal do pedúnculo no ponto de menor altura, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
Altura da nadadeira caudal	Maior distância vertical perpendicular ao eixo do comprimento da nadadeira caudal.
Comprimento da nadadeira anal	Maior distância anteroposterior da nadadeira anal.
Comprimento da nadadeira peitoral	Maior distância da base da nadadeira peitoral até sua extremidade distal.
Comprimento da nadadeira pélvica	Maior distância da base da nadadeira pélvica até sua extremidade distal.

---

Comprimento da cabeça	Distância da extremidade anterior da cabeça até a porção posterior do opérculo.
Altura da cabeça	Medida vertical na linha dos olhos.
Largura da cabeça	Distância horizontal na região dos olhos, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
Comprimento do focinho com a boca fechada	Distancia horizontal entre a ponta do pocinho com a boca fechada até a margem anterior do olho.
Comprimento do focinho com a boca aberta	Distancia horizontal entre a ponta do pocinho com a boca aberta até a margem anterior do olho.
Altura dos olhos em relação à cabeça	Distância vertical do centro do olho até a parte ventral da cabeça.
Altura da boca	Maior distância vertical (dorso-ventral) da abertura bucal.
Largura da boca	Maior distância horizontal (lateral) da abertura bucal.
Área da nadadeira caudal	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira caudal.
Área da nadadeira anal	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira anal.
Área da nadadeira peitoral	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira peitoral.
Área da nadadeira pélvica	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira pélvica.
Área do olho	Área delimitada pelo contorno externo do olho.

---